Commission
de protection
du territoire agricole
Québec

PAR COURRIEL : [redacted]

Québec, le 28 août 2024

[redacted]

Objet : Demande d'accès à l'information
Dossier 440 929

Madame [redacted],

Par la présente, nous donnons suite à votre requête reçue le 29 juillet 2024 par laquelle vous formulez une demande conformément à la *Loi sur l'accès aux documents des organismes publics et sur la protection des renseignements personnels* (RLRQ — Chapitre A-2.1).

Comme souhaité, nous vous transférons copie des documents que nous possédons concernant le dossier cité en objet. Dans les fichiers qui vous sont transmis, vous constaterez que certaines informations ont été caviardées en vertu des articles 53 et 54 de la *Loi sur l'accès*. Ces articles ne nous permettent pas de partager des renseignements personnels, lesquels sont confidentiels au sens de cette loi.

Par ailleurs, votre demande concerne des informations en lien avec le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. (MELCCFP). Par conséquent, en vertu de l'article 48 de la *Loi sur l'accès*, nous vous invitons à faire une requête au directeur principal des services clients de renseignements dudit organisme, M. Martin Dion, au lien suivant : acces@environnement.gouv.qc.ca.

Ensuite, des décisions en lien avec votre demande se trouvent dans le dossier numéro : **440929**. Vous pourrez les récupérer sur notre site Internet : https://www.cptaq.gouv.qc.ca/rechercher-un-dossier. Ensuite, vous devez inscrire le numéro ci-dessus et peser sur la touche « Entrée » de votre clavier. Puis, sélectionner « Consulter ». Finalement, en dessous du segment « Progression de la demande », choisir l'onglet « Documents » pour accéder aux fichiers disponibles.

En terminant, selon les articles 51 et 135 de la *Loi sur l'accès*, nous vous signalons que vous pouvez réclamer la révision de cette conclusion auprès de la Commission d'accès à l'information dans les trente (30) jours de la présente décision. Vous trouverez ci-jointe une note explicative concernant l'exercice de ce recours.

Québec
200, chemin Sainte-Foy, 2e étage
Québec (Québec) GR 4X6
Téléphone : 418 643-3314 (local)
1 800 667-5294 (extérieur)
Télécopieur : 418 643-2261
www.cptaq.gouv.qc.ca

Longueuil
1010, rue de Sérigny, 7e étage
Longueuil (Québec) J4K 5G7
Téléphone : 450 442-7100 (local)
1 800 361-2090 (extérieur)
Télécopieur : 450 651-2258
www.cptaq.gouv.qc.ca

Recevez, Madame, nos salutations distinguées.

[redacted]

Manon Côté
Responsable de l'accès aux documents et de la protection des renseignements personnels

Remis à l'ouverture des dossiers
04 AVR. 2023
CPTAQ

PROVINCE DE QUÉBEC
MUNICIPALITÉ DE DESCHAMBAULT-GRONDINES
COMTÉ DE PORTNEUF

AVIS DE PRÉSENTATION : 9 JUIN 2014
ADOPTÉ PAR LE CONSEIL MUNICIPAL : 14 JUILLET 2014
RÉSOLUTION : 280-07-14
AVIS DE PROMULGATION :

À une assemblée ordinaire du conseil de la municipalité de Deschambault-Grondines tenue le 14 juillet 2014 à 20 heures, à l'édifice P.-Benoit, à laquelle étaient présents :

Monsieur le Maire : Gaston Arcand

Madame la Conseillère et Messieurs les Conseillers :

Denise Matte
Christian Denis
Mario Vézina
Patrick Bouillé

Tous, membres du conseil municipal et formant quorum sous la présidence de Monsieur le Maire.

Messieurs Marcel Réhel et Jacques Tessier, conseillers, sont absents.

Madame Claire St-Arnaud, directrice générale/secrétaire-trésorière, assiste à cette séance.

RÈGLEMENT N°166-14

Amendant le règlement N°85-08 (RMU-04) pour interdire le stationnement sur le côté est de la rue des Pins

ATTENDU QUE la municipalité de Deschambault-Grondines a adopté le règlement N°85-08 relatif au stationnement (RMU-04) et que le conseil désire modifier ce règlement afin d'interdire le stationnement sur le côté est de la rue des Pins;

ATTENDU QU'avis de présentation du présent règlement a été donné à une séance antérieure, soit la séance tenue le 9 juin 2014;

ATTENDU QU'une copie du présent règlement a été remise aux membres du conseil au plus tard deux jours juridiques avant la présente séance, que tous les membres présents déclarent avoir lu le projet de règlement et qu'ils renoncent à sa lecture;

ATTENDU QUE Patrick Bouillé mentionne que ce règlement a pour objet d'interdire le stationnement sur le côté est de la rue des Pins, sur toute sa longueur;

EN CONSÉQUENCE, il est proposé par Patrick Bouillé

Appuyé par Denise Matte
Et adopté à l'unanimité des conseillers

QUE le règlement N°166-14 est adopté et qu'il y est ordonné et statué ainsi qu'il suit :

ARTICLE 1 Le préambule du présent règlement en fait partie intégrante.

ARTICLE 2 Le présent règlement a pour objet d'interdire le stationnement sur le côté est de la rue des Pins, sur toute sa longueur.

ARTICLE 3 L'*annexe « A »* – Endroits où il est interdit de stationner un véhicule sur un chemin public – est modifié afin d'ajouter l'alinéa suivant :

– Sur le **côté est** de la rue des Pins, **sur toute sa longueur**, tel que démontré au plan PA-5.

ARTICLE 4 Le présent règlement amende le règlement N°85-08 relatif au stationnement (RMU-04).

ARTICLE 5 Le présent règlement entre en vigueur conformément à la loi.

ADOPTÉ À DESCHAMBAULT-GRONDINES, CE 14E JOUR DU MOIS DE JUILLET 2014.

Gaston Arcand,
Maire

Claire St-Arnaud,
Directrice générale et
Secrétaire-trésorière

ANNEXE A

Règlement N°85-08 relatif au stationnement (RMU-04)

Endroits où il est interdit de stationner un véhicule sur un chemin public :

- Sur le côté nord de la rue de la Salle, à compter de l'intersection de la rue de l'Église et de la rue de la Salle (près du 111 de l'Église) jusqu'à l'édifice P.-Benoit (face au 106 rue de la Salle), tel que démontré au plan PA-1.

- À l'intérieur des cercles de virage ou des extrémités de route : rue Beaudry, rue des Boisés, rue des Conifères, rue Germain, rue Janelle, rue des Pins, rue de la Pointe-Lauzon, rue St-Antoine, Traverse La Chevrotière.

- Entre 8 h 00 et 18 h 00 dans l'emprise de la rue St-Joseph, de la route 138 jusqu'à la limite de terrain du Vieux Presbytère, à 25 mètres de l'hôtel de ville, depuis le mur est du bâtiment.

- Sur les terrains publics : secteur Cap Lauzon (délimité par les aires de protection de l'église et du Vieux Presbytère) tel que démontré au Plan PA-2, parc industriel, zone tampon, développement Montambault.

- Sur chaque côté du 2^{e} Rang, face aux lots 237-P, 238-P, 239-P et 240-P tel que démontré au plan PA-3, entre le 1er mai et le 30 septembre.

- Sur le côté sud du 3^{e} Rang, face aux lots 358-P et 359-P, tel que démontré au plan PA-3, entre le 1er avril et le 31 octobre.

- Le stationnement est interdit dans l'emprise de la ruelle de la Salle.

- Dans la section comprise entre la propriété située au 32 Terrasse du Quai et la route du Quai, sur les deux côtés de la rue, tel que démontré au plan PA-4.

- Dans la section comprise entre le numéro civique 617 chemin des Ancêtres et la route du Quai, sur les deux côtés de la rue, tel que démontré au plan PA-4.

- Dans la section comprise entre la route du Quai et le numéro civique 560 chemin des Ancêtres inclus, sur les deux côtés de la rue, tel que démontré au plan PA-4.

- Du chemin du Roy jusqu'à la limite sud du chemin des Ancêtres, section à l'ouest de la route du Quai, sur les deux côtés de la route, tel que démontré au plan PA-4.

- Sur le quai, sur la section comprise du début jusqu'au 2/3, soit sur une distance de 99 mètres, tel que démontré au plan PA-4.

- Sur le côté est de la rue des Pins, sur toute sa longueur, tel que démontré au plan PA-5.

Commission de protection du territoire agricole Québec

Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles
Formulaire de demande d'autorisation

NOTE : Avant de remplir ce document, veuillez consulter le guide.
Le pictogramme renvoie à la partie « lexique » du guide.
Si vous manquez d'espace pour écrire, veuillez utiliser l'emplacement disponible dans l'annexe 2.

Remis à v... ...siers

Réservé à la Commission

04 AVR. 2023

CPTAQ

PARTIE À REMPLIR PAR LE DEMANDEUR

1. IDENTIFICATION

☑ DEMANDEUR ☐ Cochez si plus d'une personne et remplissez l'annexe1

Nom et prénom en lettres moulées
Construction & Pavage Portneuf Inc. (Sébastien Matte,ing.)

Téléphone (résidence)

Nom de la personne morale ○ Municipalité ○ MRC ○ Société/Corporation ○ Ministère ○ Organisme public
Construction & Pavage Portneuf Inc.

Téléphone (cellulaire/autre) [redacted]

N°, rue, appartement, boîte postale (siège social)
599 Boulevard Bona-Dussault

Téléphone (travail) 4 1 8 2 6 8 3 5 5 8 Poste

Ville, village ou municipalité
Saint-Marc-Des-Carrières

Province
Québec

Code postal
G 0 A 4 B 0

Télécopieur

Courriel en lettres moulées (Obligatoire) **** Assurez-vous qu'il n'y ait pas d'erreur de saisie dans votre adresse courriel.***
s.matte@cppinc.ca ☐ Je n'ai pas d'adresse courriel

Je suis propriétaire du ou des lot(s) suivant(s) visé(s) par la demande

Lot 6 556 595 Cadastre du Québec

Lot 3 233 633 Cadastre du Québec

☐ PROPRIÉTAIRE ☐ MANDATAIRE ☐ Cochez si plus d'une personne et remplissez l'annexe 1

Nom et prénom en lettres moulées

Téléphone (résidence)

Nom de la personne morale ○ Municipalité ○ MRC ○ Société/Corporation ○ Ministère ○ Organisme public

Téléphone (cellulaire/autre)

N°, rue, appartement, boîte postale (siège social)

Téléphone (travail) Poste

Ville, village ou municipalité

Province

Code postal

Télécopieur

Courriel en lettres moulées (Obligatoire) **** Assurez-vous qu'il n'y ait pas d'erreur de saisie dans votre adresse courriel.***

☐ Je n'ai pas d'adresse courriel

Je suis propriétaire du ou des lot(s) suivant(s) visé(s) par la demande

Lot Cadastre

Lot Cadastre

2. DESCRIPTION DU PROJET

2.1 DÉCRIVEZ BRIÈVEMENT LA NATURE DU PROJET FAISANT L'OBJET DE VOTRE DEMANDE

Demande afin de restaurer la carrière située sur le lot 6 556 595 du cadastre du Québec dans la municipalité de Deschambault, d'une superficie approximative de 14 hectares.

2.2 PRÉCISEZ TOUTES LES AUTORISATIONS NÉCESSAIRES POUR LA RÉALISATION DE VOTRE PROJET

- ☐ Aliénation/Lotissement
- ☐ Coupe d'érables dans une érablière
- ☑ Utilisation d'un lot à une fin autre que l'agriculture (voir section 3.4)
- ☐ Enlèvement de sol arable
- ☐ Inclusion

2.3 COMPLÉTEZ LA OU LES SECTION(S) CORRESPONDANT À VOTRE SITUATION sinon passez au point 3

- ☐ Aliénation d'un lot ou d'un ensemble de lots (morcellement d'un lot ou d'un ensemble de lots, vente, achat, échange ou don d'un terrain), sauf dans les cas d'agrandissement d'une superficie actuellement utilisée à une fin autre que l'agriculture ..... Section A
- ☑ Utilisation à une fin autre que l'agriculture
- ☑ Exploitation de ressources, remblais et enlèvement de sol arable ..... Section B, partie 1
- ☐ Entreposage de matières résiduelles fertilisantes (MRF) ..... Section B, partie 2
- ☐ Puits commerciaux et municipaux ..... Section B, partie 3
- ☐ Coupe d'érables dans une érablière ..... Section C

3. DESCRIPTION DES LOTS

3.1 IDENTIFICATION DU (DES) LOT(S) VISÉ(S) PAR LA DEMANDE

Lot	Rang	Cadastre	Superficie (ha)	Municipalité
6 556 595	N/A	du Québec	13.90	Deschambault-Grondi

Superficie visée par la demande 13.90 hectare(s)

Superficie totale de la propriété 17.13 hectare(s)

3.2 UTILISATION ACTUELLE DU (DES) LOT(S) VISÉ(S) PAR LA DEMANDE (agricole ou autre qu'agricole)

☑ Utilisation agricole	Superficie	☑ Utilisation autre qu'agricole (Veuillez spécifier)	Superficie
Culture/Friche	4.73 hectare(s)	Carrière (en cours de réaménagement)	4.70 hectare(s)
Boisé sans érables	4.47 hectare(s)		hectare(s)
Boisé avec érables	hectare(s)		hectare(s)
Superficie totale	**9.20 hectare(s)**	**Superficie totale**	**4.70 hectare(s)**

Si les lots visés comportent des bâtiments ou ouvrages, veuillez remplir le tableau 3.3.

3.3 DESCRIPTION DES BÂTIMENTS ET OUVRAGES EXISTANTS SUR LE (LES) LOT(S) VISÉ(S) PAR LA DEMANDE

Lot/Rang	Bâtiments/Ouvrages existants	Date de construction	Utilisation actuelle	Date de début de l'utilisation actuelle
Sans objet				

3.4 IDENTIFICATION D'ESPACES APPROPRIÉS DISPONIBLES HORS DE LA ZONE AGRICOLE DANS LE CAS D'UNE NOUVELLE UTILISATION À DES FINS AUTRES QUE L'AGRICULTURE

(Obligatoire dans le cas d'une nouvelle utilisation à des fins autres que l'agriculture)

Non applicable

MISE EN GARDE : L'ouverture du dossier sera effectuée sur réception de la documentation complète. Un dossier incomplet, parce que certains documents et renseignements ont été omis, sera retourné à l'expéditeur. Veuillez noter qu'en vertu de l'alinéa 3 de l'article 15 de la Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles, les documents déposés au dossier peuvent être obtenus par toute personne qui en fait la demande. Toutefois, les documents renfermant un renseignement industriel, financier, commercial, scientifique ou technique peuvent être obtenus exclusivement par les personnes identifiées aux paragraphes 1 à 7.

4. ATTESTATION

☑ *J'atteste que les renseignements fournis au présent formulaire ainsi que les documents annexés sont véridiques.*

Nom et prénom en lettres moulées

Sébastien Matte, ing.

◉ Demandeur
○ Propriétaire
○ Mandataire

Signer à: St-Marc-des-Carrière

Date: 2023/03/29 (année/mois/jour)

Signature (Obligatoire)

UTILISER LA FONCTION « IMPRIMER EN PDF » ET TRANSMETTRE À LA MUNICIPALITÉ

Imprimer en PDF

CONSTRUCTION & PAVAGE
PORTNEUF INC.

Saint-Marc-des-Carrières, le 29 mars 2023

Commission de protection du territoire agricole du Québec
200, chemin Ste-Foy 2e étage
Québec (Québec) G1R 4X6

Remis à l'ouverture des dossiers

04 AVR. 2023

CPTAQ

Bonjour,

Vous trouverez ci-jointe une demande pour restaurer la carrière à la décision 366600, soit par l'apport de remblai sur le lot 6 556 595 (autrefois 3 232 958 et 3 232 959) du cadastre du Québec dans la municipalité de Deschambault-Grondines.

Tous les documents énumérés ci-après font partie de la présente demande, soit :

1. Chèque au montant de $[redacted];
2. Résolution de compagnie;
3. Formulaire de demande dûment complété;
4. Plans;
5. Titres de propriété;
6. Décision antérieure 366600;
7. Rapport de suivi agronomique;
8. Stratigraphie et Description de la couche arable;
9. Étude hydrogéologique;
10. Règlement N°85-08 relatif au stationnement de la municipalité;
11. Certificat d'autorisation du MELCC du 17 décembre 1990.

Droits acquis

Dans le dossier 437083, la superficie de droits acquis reconnue est de 1.6 hectare.

D'autre part, le certificat d'autorisation du ministère de l'Environnement et de la Lutte aux changements climatiques (MELCC) du 17 décembre 1990 indique la condition suivante :

> *Le plan de restauration de la carrière prévoit le remplissage de l'excavation par de la terre, du sable ou de la pierre et la restauration de la couverture végétale avec les terres de découverte provenant de l'écran acoustique;*

Cette condition a été identifiée en fonction des informations fournies au formulaire de demande de certificat d'autorisation signé le 2 mars 1990 :

L'excavation sera remblayée avec des matériaux de remblai provenant de sites de constructions divers, (sable, gravier, pierre) conformément au paragraphe b) de l'article 37 du Règlement sur les Carrières et Sablières.

Comme une permission a été octroyée avant le 21 juin 2001 pour les remblais, cette utilisation est incluse dans le droit acquis.

Restauration

L'autorisation actuelle (dossier 366600) indique à la condition 4 que « la superficie excavée pourra, de son côté, être laissée sous la forme d'un plan d'eau ». Cette formulation s'interprète avec les décisions précédentes, dans lesquelles il était exigé de reboiser. Conditionnellement à un remblai préalable, il demeure possible de reboiser. Ce dossier sollicite explicitement le remblai sur l'ensemble du site.

Pour s'assurer de restaurer l'emplacement dans un avenir raisonnable, il est expressément demandé de recevoir des remblais contenant des sols faiblement contaminés (sols A-B). Il a été évalué que remblayer le site à la cadence actuelle pourrait prendre plus de 20 ans avec des sols ne contenant aucun contaminant issu de l'activité humaine. Toutefois, le volume de sols A-B dans la région pourrait accroitre grandement la cadence et ainsi compléter la restauration en 5 à 8 ans. Assurer un remblai en continu présente un avantage au niveau de la logistique. Il permet de justifier la présence des ressources appropriées afin d'assurer la qualité des travaux (personne compétente sur place en tout temps pour admettre les remblais, bouteur (bulldozer) afin de régaler les déblais, entretien de l'équipement de pompage et poste de pesée pour compléter les registres exigés par le MELCC). Autrement, la main-d'œuvre et les équipements ne se mobiliseront que lors de chantiers majeurs, donc le site sera privé de remblais hors de ces périodes. Il y a donc plusieurs avantages à recevoir des sols faiblement contaminés, sans risque pour l'agriculture.

Les trois expressions suivantes signifient toutes la même chose :

1. « Sols A-B »
2. « Sols contenant des contaminants issus d'une activité humaine en concentration inférieure ou égale aux valeurs limites prévues à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains[1] (RPRT) »
3. « Sols faiblement contaminés »

Ce même guide explique chacun des scénarios utilisés pour déterminer les critères A-B-C :

- A : teneur naturelle (donc des sols <A)
- B : usage résidentiel ou institutionnel sensible (donc des sols A-B)
- C : usage commercial ou industriel (donc des sols B-C)

[1] Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/q-2,%20r.%2037

Il n'y a donc pas de critères établis par le RPRT pour un usage agricole, d'où la note du Guide du RPRT[2] qui indique explicitement pour les terres agricoles *« qu'il n'y a pas de problème à laisser des contaminants en place, sans toutefois excéder les critères B (annexe 2). Cette démonstration pourra prendre la forme d'un avis agronomique rédigé et signé par un agronome signifiant au Ministère que les contaminants résiduels se trouvant dans le terrain ne constitueront pas un problème pour les activités agricoles envisagées, ou d'une décision de la Commission de protection du territoire agricole du Québec (CPTAQ) »*

Sous une supervision agronomique, le RPRT autorise donc les remblais en sols A-B pour un usage agricole tel que le présent projet. Ces remblais se conformeront au Règlement sur les Carrières et Sablières (RCS)[3] à l'article 42 3° e) :

> *Le réaménagement et la restauration d'une carrière ou d'une sablière doivent être réalisés selon l'une ou plusieurs des options suivantes, aux conditions prévues par les dispositions du présent chapitre*
> *3° le remblayage par l'une ou l'autre des matières suivantes:*
> *e) dans le cas d'une carrière uniquement, des sols contenant des contaminants issus d'une activité humaine en concentration inférieure ou égale aux valeurs limites prévues à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37);*

Le RCS assortit ce type de restauration à des modalités strictes à l'article 45 :

> *L'exploitant d'une carrière qui effectue du remblayage conformément au sous-paragraphe e du paragraphe 3 du premier alinéa de l'article 42 est tenu de vérifier l'admissibilité des sols avant leur entrée dans la carrière. À cette fin, l'exploitant doit, avant la réception des sols contaminés, confirmer la nature et les valeurs de concentration des substances présentes dans ces sols sur la base de rapports d'analyse soumis par le fournisseur et présentant un nombre d'échantillons représentatifs.*
>
> *De plus, l'exploitant d'une carrière ou d'une sablière qui reçoit des sols pour effectuer du remblayage conformément à l'un des sous-paragraphes b et e du paragraphe 3 du premier alinéa de l'article 42 doit, lors de la réception de ces sols, prélever et faire analyser un échantillon pour chaque lot de sols inférieur ou égal à 200 tonnes métriques. Pour tout lot de sols supérieur à 200 tonnes métriques, l'exploitant doit prélever et faire analyser un échantillon supplémentaire pour chaque fraction additionnelle de sols inférieure ou égale à 400 tonnes métriques.*
>
> *L'analyse des échantillons prélevés conformément au présent article doit permettre d'identifier les composés visés à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37) qui suivent:*
>
> *1° les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP);*
> *2° les hydrocarbures pétroliers (C10-C50);*
> *3° les métaux et métalloïdes;*
> *4° dans le cas où la matière reçue consiste en des sols visés au sous-paragraphe e du paragraphe 3 du premier alinéa de l'article 42, tout contaminant identifié dans le rapport de caractérisation visé au premier alinéa.*
>
> *Les analyses requises pour l'application du présent article doivent être effectuées par un laboratoire accrédité par le ministre en vertu de l'article 118.6 de la Loi.*

---

[2] Guide du RPRT **https://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/terrains/guide-intervention/guide-intervention-protection-rehab.pdf**
[3] Règlement sur les carrières et sablières https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/Q-2,%20r.%207.1

L'admissibilité des sols sera réalisée par un agronome afin de vérifier que les types de sols reçus sont compatibles avec l'agriculture. De plus, une cadence d'échantillonnage serrée viendra confirmer que les sols reçus correspondent aux documents étudiés lors de leur admission.

Une visite d'un technicien du MELCC en 2020 a confirmé que le plan d'eau n'est pas naturalisé. Il ne possède d'ailleurs pas les caractéristiques pour le devenir à court et moyen terme puisqu'il ne compte pas d'affluent ni d'émissaire. Sans liens hydrologiques amont et aval, les propriétés chimiques (nutriments, oxygène dissous, pH, etc.) s'appauvrissent. Restaurer cette carrière sous forme de lac ne lui confèrerait par conséquent aucune valeur écologique, dans la mesure où il n'est pas possible de prévenir la stagnation des eaux. Le lieu sous forme de plan d'eau ne pourrait donc pas « contribuer à la conservation et à la mise en valeur de la biodiversité dans les sites à réaménager », soit un objectif organisationnel de la Commission dans son Plan d'action de développement durable 2015-2020[4].

Le site est fréquenté par des gens sans autorisation, comme s'il s'agissait d'un lieu public (ci-après « intrus »). Un riche historique entoure ces intrusions. Il s'agit d'une problématique municipale, voire régionale. Les intrus sont attirés par le plan d'eau qui rend possible la baignade, certains allument des feux et installent même leur tente pour y passer la nuit. Lorsqu'aucune surveillance n'est appliquée, ce lieu festif dérange le voisinage, particulièrement la ferme à l'ouest. Les services policiers s'y rendent régulièrement. Bien que ce site ne propose aucune infrastructure sanitaire, il semble très populaire. Des amas de déchets doivent être fréquemment ramassés. La municipalité a d'ailleurs interdit le stationnement en 2014 en bordure de la route dans le secteur afin de décourager les gens de s'y rendre[5]. En 2019, nous avons compté plus de 200 personnes sur le site par une journée chaude et ensoleillée. Depuis notre acquisition en 2019, il a été nécessaire de sécuriser les accès pour empêcher les véhicules à moteur d'entrer sur la propriété. Nous avons même construit une barrière à l'entrée principale. Le pompage de l'eau de la carrière présente le plus grand effet, rendant le site moins attrayant pour les visiteurs. Nous avons également embauché des gardiens de sécurité pour expliquer aux visiteurs non autorisés que le site est privé et que nous ne permettons pas aux gens d'y accéder. Cela ne peut constituer une action récurrente. Il s'agit pareillement d'une activité non autorisée en territoire agricole.

La Commission a rendu plusieurs décisions sur ce site avec des options de restauration variable. Ce n'est qu'en 2001 que l'exploitant précédent a demandé de pouvoir laisser en plan d'eau la superficie excavée, car la demanderesse indiquait qu'il est « pratiquement impensable de restaurer la superficie de 4,6 hectares par reboisement puisqu'il faudrait remplir l'excavation ». Nous possédons les ressources et le savoir pour y parvenir. Les décisions avec leurs conditions de réaménagement se résument au tableau suivant :

[4] Plan d'action de développement durable 2015-2020 https://numerique.banq.qc.ca/patrimoine/details/52327/2750176

[5] Règlement N°85-08 relatif au stationnement http://deschambault-grondines.com/wp-content/uploads/2015/09/166-14-Stationnement-rue-des-Pins.pdf

Dossier	Date	Fin	Lots	Superficie	Réaménagement
25 275	1980-10-23	Sans fin	238-239	45 789 m2	Reboiser toute partie récupérable
29 530	1981-01-12	Sans fin	237-239	171 068 m2	Sans condition
52 115	1983-01-05				Ordonnance réaménagement
29 530	1983-03-21	1985-11-30	237-239	171 068 m2	« Réaménager », sans autre indication
161 433	1990-01-19	2000-01-18	237-240	171 416 m2	Boisé dans les 5 ans suivant la fin de l'exploitation
315 394	2000-06-12	2010-06-11	237-240	140 000 m2	Retour à la sylviculture
319 719	2001-08-09	2011-08-08	237-240	140 000 m2	4,6 hectares pourront être laissé sous forme de plan d'eau
366 600	2011-02-21	2021-02-20	3 232 958 (237-240)	140 000 m2	La superficie excavée pourra, de son côté, être laissée sous la forme d'un plan d'eau

Critères de décision

Il est pertinent de commenter certains articles de la LPTAA[6] dans le cadre de ce projet :

62 La commission peut autoriser, aux conditions qu'elle détermine, l'utilisation à des fins autres que l'agriculture, le lotissement, l'aliénation, l'inclusion et l'exclusion d'un lot ou la coupe des érables.
Pour rendre une décision ou émettre un avis ou un permis dans une affaire qui lui est soumise, la commission doit se baser sur:

62-1° le potentiel agricole du lot et des lots avoisinants;

Le potentiel agricole du lot est limité depuis la construction de la voie ferrée en arrière-lot qui, pour sa construction, a ouvert une carrière vers 1880. Ce n'est que 100 ans plus tard, vers 1980, qu'une carrière occupe le site de manière plus assidue. La solution de restauration proposée, à l'opposé d'un plan d'eau, redonne le potentiel agricole en pause depuis si longtemps. Les lots à l'ouest sont actuellement en culture et à l'est en acériculture. Le projet de restauration ne dérange en rien les activités actuellement pratiquées sur les lots avoisinants.

62-2° les possibilités d'utilisation du lot à des fins d'agriculture;

Le potentiel du site augmentera assurément au terme des travaux de réaménagement. La municipalité de Deschambault-Grondines ne figure pas aux annexes du Règlement sur les Exploitations agricoles (REA), ce qui signifie qu'il est possible de ramener le site à la culture de végétaux. Si un cultivateur local a de l'intérêt pour ramener le site en culture, nous nous entendrons pour lui vendre ou louer le site. Autrement, nous réaménagerons en boisé. Le projet vise donc spécifiquement à ramener les possibilités d'utilisation du lot à des fins d'agricultures.

[6] Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles http://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/lc/p-41.1

62-3° les conséquences d'une autorisation sur les activités agricoles existantes et sur le développement de ces activités agricoles ainsi que sur les possibilités d'utilisation agricole des lots avoisinants notamment, compte tenu des normes visant à atténuer les inconvénients reliés aux odeurs inhérentes aux activités agricoles découlant de l'exercice des pouvoirs prévus au paragraphe 4° du deuxième alinéa de l'article 113 de la Loi sur l'aménagement et l'urbanisme (chapitre A-19.1);

Comme la restauration d'une carrière génère sensiblement le même type d'activités que l'exploitation, nous ne voyons pas de conséquences sur les activités existantes, autres qu'au final, l'homogénéité de l'agriculture reviendra. Aucune émanation d'odeur n'est attendue ou même à prévoir pour ce projet. Celui-ci n'impactera pas le développement des activités agricoles, même à forte charge d'odeur.

62-4° les contraintes et les effets résultant de l'application des lois et règlements, notamment en matière d'environnement et plus particulièrement pour les établissements de production animale;

Le projet respecte en tout point la Loi sur la Qualité de l'Environnement (LQE) et particulièrement son règlement d'application pour ce type d'activité, le RCS. Bien qu'il n'y ait pas de production animale à proximité, aucune contrainte ou effet n'est envisagé. L'usage durant la restauration et à son terme ne présente aucune contrainte pour l'établissement de production animale.

62-5° la disponibilité d'autres emplacements de nature à éliminer ou réduire les contraintes sur l'agriculture, particulièrement lorsque la demande porte sur un lot compris dans une agglomération de recensement ou une région métropolitaine de recensement telle que définie par Statistique Canada ou sur un lot compris dans le territoire d'une communauté;

Le projet vise justement à restaurer un site dégradé en milieu agricole et à éliminer les potentielles contraintes sur l'agriculture. La disponibilité d'autres emplacements n'est donc pas à considérer dans ce projet puisqu'il consiste à restaurer un usage autre que l'agriculture existant. Deschambault-Grondines ne fait pas partie d'une RMR ou une AR. Elle si situe à environ 20 KM des RMR de Québec et de Trois-Rivières, à mi-chemin.

62-6° l'homogénéité de la communauté et de l'exploitation agricoles;

Une fois restauré, ce site permettra d'augmenter l'homogénéité de la communauté en éliminant les activités illicites par le retour à l'agriculture ou la sylviculture.

62-7° l'effet sur la préservation pour l'agriculture des ressources eau et sol sur le territoire de la municipalité locale et dans la région;

Les conclusions de l'hydrogéologue s'énoncent clairement dans ce dossier « *aucun impact sur les potentiels hydrogéologique et agricole du secteur n'est prévisible [...] le projet n'aura pas d'effet sur la préservation de la ressource en eau tant à l'échelle du secteur que de la région*. »

Et pour les sols, l'admissibilité des sols sera validée par l'agronome, des analyses sur des échantillons à une cadence stricte selon les exigences du MELCC seront suivies afin de s'assurer de recevoir des sols qui sont faiblement contaminés et sans impact pour l'agriculture. Le sol arable qui a été décapé se trouve dans des digues au pourtour du site. Il sera utilisé

pour la couverture finale du site. La préservation du sol est assurée dans ce projet et n'aura pas d'impact sur le territoire ou la région.

62-8° la constitution de propriétés foncières dont la superficie est suffisante pour y pratiquer l'agriculture;

Ce critère ne s'applique pas dans le dossier puisqu'il n'y a pas de morcellement ou d'action qui modifie les superficies des propriétés foncières.

62-9° l'effet sur le développement économique de la région sur preuve soumise par une municipalité, une communauté, un organisme public ou un organisme fournissant des services d'utilité publique;

Dans le cadre du projet, nous n'avons pas demandé à la municipalité de soumettre de preuve concernant l'effet sur le développement économique de la région. Nous croyons que le projet se motive suffisamment lui-même pour améliorer le territoire agricole sans justification régionale.

62-10° les conditions socio-économiques nécessaires à la viabilité d'une collectivité lorsque la faible densité d'occupation du territoire le justifie;

Ce critère ne s'applique pas au projet.

62-11° le cas échéant, le plan de développement de la zone agricole de la municipalité régionale de comté concernée.

La MRC de Portneuf a adopté son *plan de développement de la zone agricole*[7] (PDZA) en 2016. L'enjeu #5 du PDZA concerne « *La pérennité de la zone agricole et la conciliation des usages* ». Ce projet, à échéance, viendra justement retirer un usage non agricole au sein de la zone agricole. Le projet respecte donc le PDZA de la MRC de Portneuf.

Elle peut prendre en considération:

62-al2-1° un avis de non-conformité aux objectifs du schéma d'aménagement et de développement et aux dispositions du document complémentaire ou au plan métropolitain d'aménagement et de développement transmis par une municipalité régionale de comté ou par une communauté;

Le projet n'a reçu aucun avis de non-conformité aux objectifs du schéma d'aménagement et de développement[8] (SAD) de la MRC de Portneuf. Au contraire, le SAD est « *favorable à la réhabilitation des sites d'extractions abandonnés sur son territoire.* » Un site ouvert depuis environ 140 ans pour lequel il y a eu peu d'exploitation présente les caractéristiques d'un site abandonné. Le SAD indique également une orientation d'aménagement « *Favoriser la restauration des sites d'extraction* » ainsi qu'un objectif d'aménagement : « *Favoriser la réinsertion progressive des sites d'extraction dans leur environnement naturel après exploitation ou initier des projets permettant de les mettre en valeur* ». Ce projet cadre harmonieusement avec le SAD.

[7] Plan de développement de la zone agricole de la MRC de Portneuf https://portneuf.ca/developpement-economique/developpement-agricole-agroalimentaire/

[8] Schéma d'aménagement de la MRC de Portneuf https://portneuf.ca/amenagement-territoire/schema-amenagement-developpement/

62-al2-2° les conséquences d'un refus pour le demandeur.

Les conséquences d'un refus de remblai du site avec des sols faiblement contaminés demeurent multiples. D'abord, il n'y a pas de site entre Neuville et Bécancour qui puisse accueillir des sols faiblement contaminés. Les distances de transport représentent des coûts importants pour les générateurs de ces sols, tout en produisant des gaz à effet de serre. De plus, le temps de réaménagement du site sera si long, qu'il ne pourra justifier l'attribution de ressources à temps plein. La viabilité économique du projet tient dans la possibilité de recevoir des sols en continu afin d'attribuer les ressources adéquates.

Suite à l'analyse de ces critères, nous croyons présenter un projet pour lequel la Commission peut rendre une décision favorable, comme dans le cas du dossier 429278 en assortissant de la même condition #7 notre dossier :

> *Lors du remblai, les matériaux utilisés devront être fortement terreux, faiblement contaminés (sols A-B) et inertes. Plus précisément, les matériaux de remblai devront être exempts de souches, béton, asphalte, résidus de construction ou autres débris; les 100 derniers centimètres à la surface du remblai ne devront pas contenir plus de 10 % de fragments grossiers (de 2 à 100 millimètres) par volume et ils seront exempts de pierres et de matières ligneuses de plus de 10 centimètres de diamètre; les 30 derniers centimètres à la surface du remblai devront toutefois être exempts de roches et de fragments ligneux de plus de 7,5 centimètres de diamètre; pour y arriver, le tamisage du matériau de remblai pourra être nécessaire.*

Ainsi, le retour à l'agriculture s'effectuera sur l'ensemble du site, dans un délai de 5 à 8 ans.

Pour de plus amples informations, n'hésitez pas à communiquer avec le soussigné. En espérant le tout conforme, nous vous prions d'agréer l'expression de nos sentiments les meilleurs.

Construction & Pavage Portneuf inc.
Par /

Sébastien Matte, ing.

p.j.

CONSTRUCTION & PAVAGE
PORTNEUF INC.

Remis à l'ouverture des dossiers

04 AVR. 2023

CPTAQ

EXTRAIT des minutes d'une assemblée du conseil d'administration de la compagnie ***Construction & Pavage Portneuf inc.***, tenue au 599, boulevard Bona-Dussault, St-Marc-des-Carrières, siège social de la compagnie le **27 mars 2023.**

Il a été proposé, appuyé et résolu que Monsieur Sébastien Savard, ingénieur ou Monsieur Sébastien Matte, ingénieur, soit autorisé pour et au nom de la compagnie à présenter une demande d'autorisation à la CPTAQ à des fins autres que l'agriculture, soit pour l'exploitation d'une carrière incluant les activités de remblai, sur le lot 6 556 595 du cadastre du Québec situé dans la municipalité de Deschambault-Grondines, d'une superficie approximative de 14 hectares.

Objet:

Demande d'autorisation CPTAQ carrière, Deschambault

COPIE CERTIFIÉE CONFORME

Julien Savard, secrétaire-trésorier

599, boul. Bona-Dussault
Saint-Marc-des-Carrières (Québec) G0A 4B0

Tél : 418 268-3558
Fax : 418 268-5442

info@cppinc.ca
www.cppinc.ca
Licence RBQ: 2735-7771-57

Index des immeubles - Section informatisée

Index des immeubles

Circonscription foncière :	Portneuf	**Dates de mise à jour du Registre**	
Cadastre :	Cadastre du Québec	**Droits :**	2023-03-24 12:00
Lot :	6 556 595	**Radiations :**	2023-03-16 10:30
Date d'établissement :	2023-02-02 09:00 Soumis à l'article 19 de la Loi sur le cadastre		
Plan :	Liste des plans		
Concordance :	Lot(s) 3 232 958 et partie du (des) lot(s) 3 232 960.		

Date de présentation	Numéro d'inscription	Nature de l'acte	Qualité	Nom des parties	Remarques	Avis d'adresse	Radiations
2023-02-09	27 849 168	Procès-verbal d'abornement - volontaire	Propriétaire	Gestion Gilles & Diane inc. Construction et Pavage Portneuf inc.			

Remis à l'ouverture des dossiers

04 AVR. 2023

CPTAQ

Index des immeubles - Section informatisée

Index des immeubles

Circonscription foncière :	Portneuf	**Dates de mise à jour du Registre**	
Cadastre :	Cadastre du Québec	**Droits :**	2020-03-03 14:02
Lot :	3 232 958	**Radiations :**	2020-02-10 10:12
Date d'établissement :	2007-02-21 09:00 Soumis à l'article 19 de la Loi sur le cadastre		
Plan :	Liste des plans		
Concordance :	Partie du (des) lot(s) 237, 238, 239 et 240 Paroisse de Deschambault.		

Date de présentation	Numéro d'inscription	Nature de l'acte	Qualité	Nom des parties	Remarques	Avis d'adresse	Radiations
2019-06-27	24 718 831	Vente	Vendeur Acquéreur	GRAYMONT (PORTNEUF) INC. CONSTRUCTION ET PAVAGE PORTNEUF INC.	50 000,00 $		

Index des immeubles - Section informatisée

Index des immeubles

Circonscription foncière :	Portneuf	**Dates de mise à jour du Registre**	
Cadastre :	Cadastre du Québec	**Droits :**	2020-03-03 14:02
Lot :	3 233 633	**Radiations :**	2020-02-10 10:12
Date d'établissement :	2007-02-21 09:00 Soumis à l'article 19 de la Loi sur le cadastre		
Plan :	Liste des plans		
Concordance :	Partie du (des) lot(s) 237, 238 et 239 Paroisse de Deschambault.		

Date de présentation	Numéro d'inscription	Nature de l'acte	Qualité	Nom des parties	Remarques	Avis d'adresse	Radiations
2019-06-27	24 718 831	Vente	Vendeur Acquéreur	GRAYMONT (PORTNEUF) INC. CONSTRUCTION ET PAVAGE PORTNEUF INC.	50 000,00 $		

COMMISSION DE PROTECTION DU TERRITOIRE AGRICOLE DU QUÉBEC

Remis à l'ouverture des dossiers

04 AVR. 2023

CPTAQ

IDENTIFICATION DU DOSSIER

Numéro	:	366600
Lot	:	3 232 958
Cadastre	:	Cadastre du Québec
Superficie	:	14 hectares
Circonscription foncière	:	Portneuf
Municipalité	:	Deschambault-Grondines (M)
MRC	:	Portneuf (MRC)
Date	:	Le 21 février 2011

MEMBRES PRÉSENTS Guy Lebeau, commissaire
Conrad Létourneau, commissaire

DEMANDERESSE Carrières Frontenac inc, division de Graymont (Portneuf)

DÉCISION

LA DEMANDE

[1] La demanderesse, Carrière Frontenac inc, division de Graymont (Portneuf), s'adresse à la Commission afin d'être autorisée à utiliser à des fins autres que l'agriculture, soit pour l'exploitation d'une carrière de pierres incluant des activités de concassage et de tamisage et l'exploitation d'une usine de béton portative, le lot 3 232 958, du cadastre du Québec, circonscription foncière de Portneuf, en la municipalité de Deschambault-Grondines, d'une superficie approximative de 14 hectares.

[2] Dans les faits, la demande vise le renouvellement, pour une période additionnelle de dix (10) ans, d'une autorisation rendue par la Commission au dossier n° 315394 le 12 juin 2000.

LA RECOMMANDATION DE LA MUNICIPALITÉ

[3] La Municipalité de Deschambault-Grondines appuie la demande comme le confirme la résolution numéro 058-02-10 adoptée lors de la réunion du conseil du 8 février 2010.

LE RAPPEL DE L'ORIENTATION PRÉLIMINAIRE

[4] Le 22 décembre 2010, la Commission émettait son orientation préliminaire au présent dossier. Elle indiquait alors que cette demande devait être autorisée avec conditions.

[5] Depuis l'envoi de l'orientation préliminaire, aucune rencontre publique n'a été sollicitée et aucune observation additionnelle n'a été produite.

L'ANALYSE DE LA DEMANDE

[6] Pour rendre une décision sur cette demande, la Commission se base sur les dispositions des articles 12 et 62 de la *Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles*[1] (la Loi), en prenant en considération seulement les faits pertinents à ces dispositions.

LE CONTEXTE

[7] Un analyste de la Commission, monsieur Gilles P. Bonneau, agronome, a visité les lieux visés en compagnie d'un représentant de la demanderesse, soit monsieur Yves Paquet.

[8] Il décrit les lieux visés, son contexte et qualifie les impacts potentiels de cette demande dans les termes suivants :

> *La demande est située dans un milieu agroforestier où l'on observe quelques résidences en bordure du 2e Rang, des fermes et des érablières.*
>
> *Le site est borné au nord par une voie ferrée et des activités agroforestières, à l'est par un boisé et une érablière, au sud par le chemin public et un ancien banc d'emprunt et à l'ouest par des parcelles en cultures.*
>
> *Le site demandé est composé des infrastructures suivantes :*
>
> - *une carrière ennoyée d'une superficie de quelque 4,7 hectares (voir la photo 1);*
> - *une dalle de béton;*
> - *un chemin d'accès.*

[1] L.R.Q., c. P-41.1.

L'exploitation de cette carrière s'effectue sous le niveau de la nappe phréatique. Sur les lieux, nous avons observé que seule une faible épaisseur de roc pouvait être exploitée au-dessus du niveau de la nappe d'eau. Les échanges avec M. Paquet ont fait ressortir que l'exploitation du reste de la carrière se fera sous le niveau de la nappe. Cette situation résulterait de l'agrandissement du lac et la diminution de la surface émergée du lot. L'exploitation d'une carrière sous la nappe nécessite le pompage de l'eau hors du site, ce qui a un effet de rabattement. Pour l'instant, nous ne disposons pas de données techniques nous permettant d'évaluer les impacts sur les cultures et d'élaborer des mesures d'atténuation. Actuellement, la carrière est à ±75 mètres du champ le plus près. Nous sommes d'avis que la Commission doit maintenir cette bande, à moins d'avoir un avis contraire d'un professionnel qualifié.

La carrière est présente depuis plus de 30 ans. Elle a été exploitée de manière sporadique, ce qui a limité les impacts sur le milieu agricole. Selon la réglementation en vigueur, le réaménagement d'une carrière peut prendre plusieurs formes. Elle peut être réaménagée en agriculture ou en foresterie, en lac, en site d'enfouissement ou en développement domiciliaire. Parce que chacune de ces finalités a des impacts différents sur la protection du territoire et des activités agricoles, il serait important que la Commission précise laquelle elle entend permettre lors de la cessation des activités.

Aussi, puisque l'avenir nous est inconnu et que des activités agricoles pourraient encore se développer à proximité du site visé, il serait important de prévoir une échéance à la décision. Si bien que si le contexte venait à changer ou à évoluer, la Commission pourrait apporter des ajustements nécessaires à la protection du territoire et des activités agricoles.

En conclusion, le site demandé est fortement perturbé par les activités anthropiques. L'exploitation de la carrière ne peut pas réellement se faire au-dessus de la nappe phréatique. La présence, depuis plus de trois décennies, d'une carrière ennoyée n'a pas eu de conséquences négatives sur ce milieu agricole. Par contre, des conditions minimales d'exploitations devraient être élaborées pour assurer la protection à long terme du territoire et des activités agricoles.

<u>De planification régionale et locale</u>

[9] Le schéma d'aménagement et de développement révisé (SADR) de la MRC Portneuf est en vigueur depuis le 9 mars 2009. La parcelle visée est comprise dans une affectation agricole viable et elle est bornée par une affectation agricole dynamique autant du côté est que du côté ouest.

LES CONSIDÉRATIONS SPÉCIFIQUES OU LES AUTRES ÉLÉMENTS PERTINENTS

[10] Sur le terrain, objet de la demande, la Commission a rendu trois décisions.

[11] Une première au dossier n° 161433[2] qui permettait l'exploitation d'une carrière sur une superficie de 17 hectares pour une durée de 10 ans.

[12] Une deuxième au dossier n° 315394[3] qui permettait l'exploitation d'une carrière sur une superficie de 14 hectares, pour une durée de 10 ans.

[13] Une troisième au dossier n° 319719[4] qui permettait aussi l'exploitation d'une carrière sur une superficie de 14 hectares pour une durée de 10 ans.

L'APPRÉCIATION DE LA DEMANDE

[14] Dans le contexte précédemment énoncé, la Commission, après pondération de l'ensemble des critères applicables, considère que cette demande doit être autorisée avec conditions.

[15] En effet, le milieu en cause est déjà perturbé par la présence de cette carrière depuis de nombreuses années et son effet sur le milieu environnant est en quelque sorte assimilé. Prolonger cette exploitation pour une durée de 10 ans n'ajoutera pas de contrainte aux activités agricoles existantes et au développement de celle-ci. De plus, cela n'aura pas plus d'incidence sur l'homogénéité de la communauté et de l'exploitation agricoles.

[16] Cela dit, la Commission assujettit sa décision à certaines conditions afin de s'assurer que l'exploitation ne perturbera pas les activités agricoles environnantes.

PAR CES MOTIFS, LA COMMISSION

AUTORISE l'utilisation à des fins autres que l'agriculture, soit pour l'exploitation d'une carrière de pierres incluant des activités de concassage et de tamisage et l'exploitation d'une usine de béton portative, le lot 3 232 958, du cadastre du Québec, circonscription foncière de Portneuf, en la municipalité de Deschambault-Grondines, d'une superficie approximative de 14 hectares.

La parcelle autorisée est la même qui fut autorisée par la Commission au dossier 315394.

La décision est assujettie aux conditions suivantes :

1. cette autorisation est valide pour une période de 10 ans à compter de la date de la décision;

---

[2] *Carrières Frontenac*, n° 161433, 19 janvier 1990.
[3] *Carrières Frontenac*, n° 315394, 12 juin 2000.
[4] *Carrières Frontenac*, n° 319719, 9 août 2001.

2. si requis, le certificat d'autorisation du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs devra prévoir un retour à la sylviculture pour la surface utilisée à des fins de concassage et d'entreposage ainsi que pour celle du site de l'usine de béton portative;

3. une bande de 75 mètres devra être laissée intacte à la limite des champs les plus près et la zone excavée;

4. la superficie excavée pourra, de son côté, être laissée sous la forme d'un plan d'eau;

5. les travaux de réaménagement devront être exécutés dans un délai d'un an à compter de la date d'expiration de l'autorisation ou, le cas échéant, dans un délai d'un an à compter de la date de cessation de l'exploitation.

Guy Lebeau, commissaire
Président de la formation

Conrad Létourneau, commissaire

/mb

p. j. Avis de recours autres que judiciaires prévus par la Loi, ainsi que les délais de recours

CONSTRUCTION & PAVAGE
PORTNEUF INC.

TRANSMISSION ELECTRONIQUE
Saint-Marc-des-Carrières, le 11 janvier 2024

Commission de protection du territoire agricole du Québec
200, chemin Ste-Foy, 2e étage
Québec (Québec) G1R 4X6

Objet : Dossier no 440929 - Réponse à l'orientation préliminaire

Madame, Monsieur,

Nous avons pris connaissance de l'orientation préliminaire que vous nous avez transmise concernant notre demande de réaménagement de carrière. Nous tenons à vous informer que vos préoccupations ont été sérieusement prises en compte et que des démarches appropriées ont été entreprises pour y répondre.

Afin de répondre aux préoccupations de la CPTAQ, vous trouverez ci-joint un rapport d'une étude hydrogéologique, un avis agronomique ainsi que les observations d'un ingénieur forestier. Ces documents ont été préparés en vue de la rencontre publique du 24 janvier, au cours de laquelle nous serons disponibles pour discuter de notre projet et répondre à toutes vos questions.

Nous sommes convaincus que ces informations complémentaires permettront à la Commission de mieux évaluer notre demande et de prendre une décision éclairée. Nous sommes également ouverts à toute autre demande d'information ou de documentation supplémentaire que la Commission jugerait nécessaire pour étudier notre dossier.

Nous vous prions d'agréer, Madame, Monsieur, l'expression de nos salutations distinguées.

Cordialement,

Sébastien Matte, ing.
Conseiller à l'amélioration continue et au développement

SM/gd

LEGENDE

- LIMITE DE PROPRIÉTÉ 17,13 ha
- AIRE EN DEMANDE 10,25 ha
- LIGNE DE LOT
- DOSSIER DROIT ACQUIS (437083)
- COURS D'EAU PERMANENT
- COURS D'EAU INTERMITTENT

N

3 232 951
3 232 944
3 232 943
3 232 959
3 232 957
6 556 595
Construction et Pavage Portneuf inc.
6 556 596
2e rang
3 233 633
CPPI
3 233 631
3 233 632
3 233 635

Sources des données :
Géobase du réseau hydrographique du Québec, MERN Québec, 2019
Limite cadastrale, Infolot, MRNF Québec, 2023-09
Limite administrative, SDA, MERN Québec, 2023-08-18
Données de projet, Groupe Synergis, 2023

N.B.
Les distances indiquées sur ce plan sont en système international (SI)
Les angles indiqués sur ce plan sont en degré, minute, seconde.

NO.	REVISIONS (Descriptions)	DATE

CONSTRUCTION & PAVAGE PORTNEUF INC

Sceau:

2024-01-11

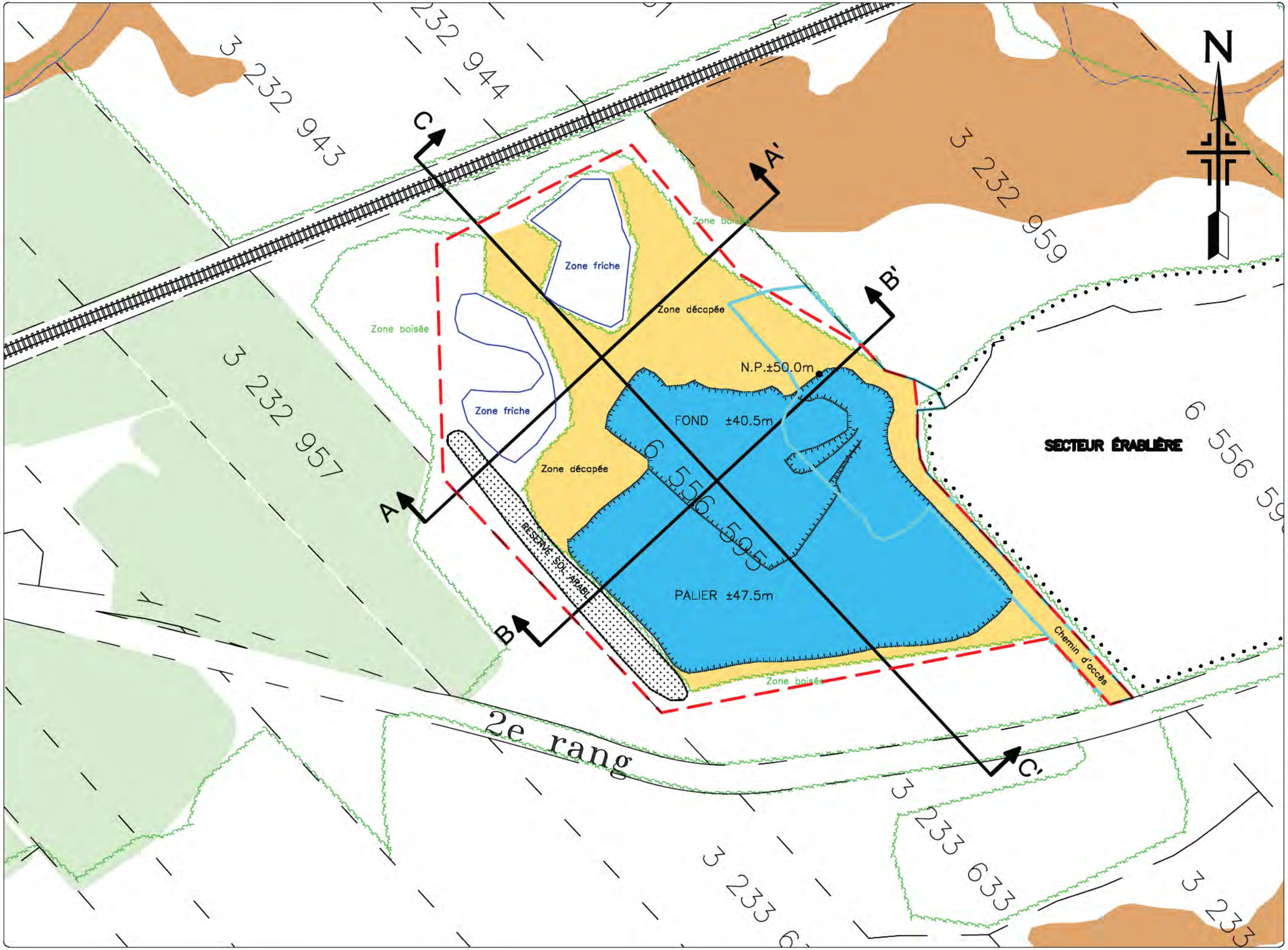
Préparé par:	SÉBASTIEN MATTE ing.
Dessiné par:	PIERRE-LUC PAQUIN tech.
Vérifié par:	SÉBASTIEN MATTE ing.

Client: CPTAQ

Titre du projet: CARRIERE DESCHAMBAULT

Titre du dessin: VUE EN PLAN
Localisation générale

Date:	Dossier no:	Plan no:
2023-12-18		01/05
Echelle: 1:5000		



LEGENDE

- AIRE EN DEMANDE 10,25 ha
- LIGNE DE LOT
- DOSSIER DROIT ACQUIS (437083)
- COURS D'EAU PERMANENT
- COURS D'EAU INTERMITTENT
- FRONT DE TAILLE
- MILIEUX HUMIDES
- CULTURES ASSURÉES 2022 (FADQ)
- RÉSERVE SOL ARABLE
- AIRE ZONE INONDÉE (4.44 ha)
- AIRE DECAPÉE (3.06 ha)

Sources des données :
Géobase du réseau hydrographique du Québec, MERN Québec, 2019
Limite cadastrale, Infolot, MRNF Québec, 2023-09
Limite administrative, SDA, MERN Québec, 2023-08-18
Données de projet, Groupe Synergis, 2023

N.B.
Les distances indiquées sur ce plan sont en système international (SI)
Les angles indiqués sur ce plan sont en degré, minute, seconde.

NO.	REVISIONS (Descriptions)	DATE

CONSTRUCTION & PAVAGE PORTNEUF INC

Sceau:

2024-01-11

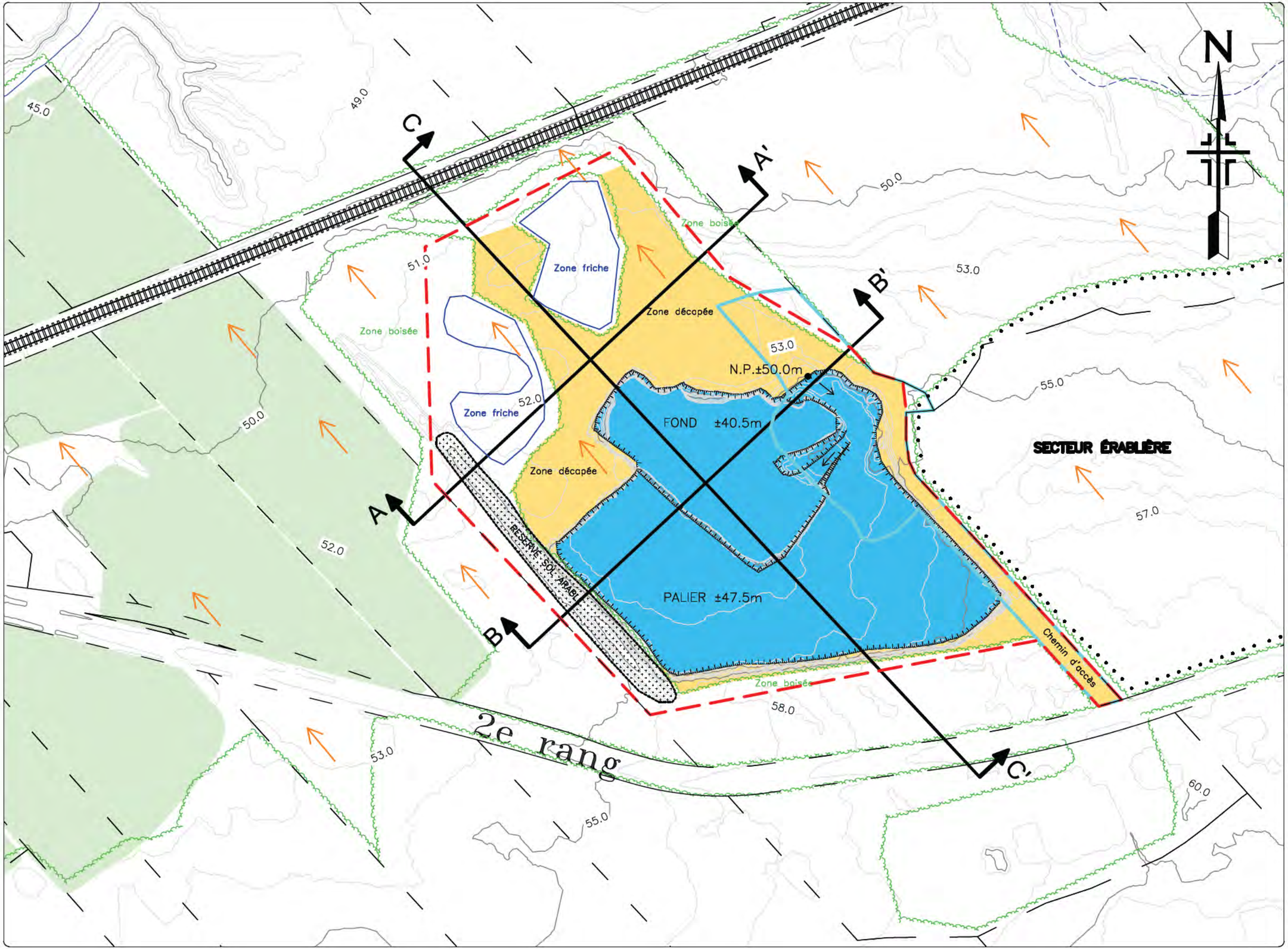
Préparé par:	SÉBASTIEN MATTE ing.
Dessiné par:	PIERRE-LUC PAQUIN tech.
Vérifié par:	SÉBASTIEN MATTE ing.

Client:
CPTAQ

Titre du projet:
CARRIERE DESCHAMBAULT

Titre du dessin:
VUE EN PLAN
Localisation détaillée

Date:	Dossier no:	Plan no:
2023-12-18		02/05
Echelle: 1:2500		



LEGENDE

- AIRE EN DEMANDE 10,25 ha
- LIGNE DE LOT
- DOSSIER DROIT ACQUIS (437083)
- COURS D'EAU PERMANENT
- COURS D'EAU INTERMITTENT
- FRONT DE TAILLE
- MILIEUX HUMIDES
- CULTURES ASSURÉES 2022 (FADQ)
- RÉSERVE SOL ARABLE
- AIRE ZONE INONDÉE (4.44 ha)
- AIRE DECAPÉE (3.08 ha)
- N.P. NAPPE PRHÉTIQUE
- COURBES DE NIV. EXISTANTES 5m
- COURBES DE NIV. EXISTANTES 1m
- SENS ECOULEMENT EAU

N.B.
Les distances indiquees sur ce plan sont en systeme international.(SI)
Les angles indiques sur ce plan sont en degre, minute, seconde.

NO.	REVISIONS (Descriptions)	DATE

CONSTRUCTION & PAVAGE PORTNEUF INC

Sceau:

2024-01-11

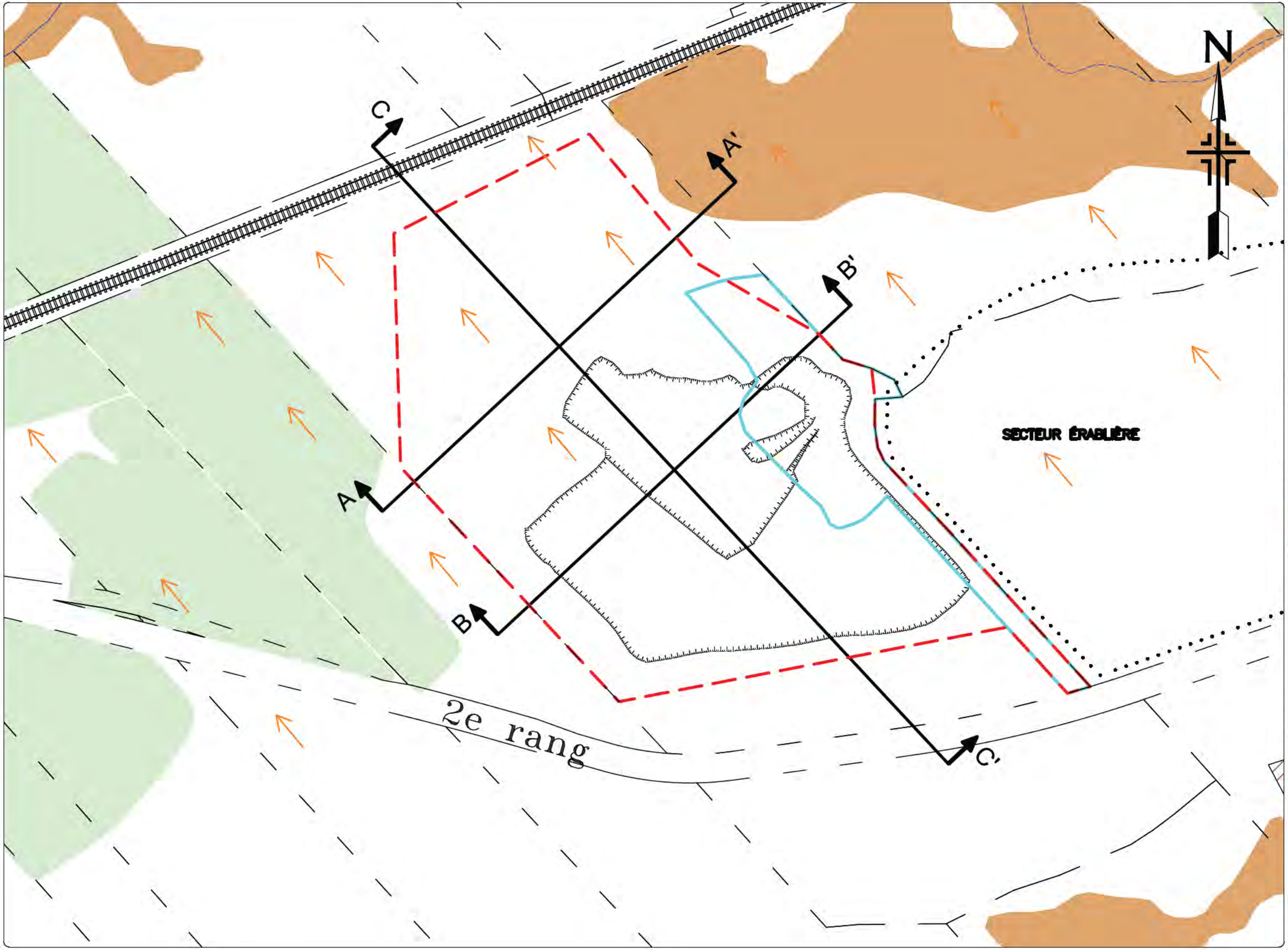
Préparé par:	SÉBASTIEN MATTE ing.
Dessiné par:	PIERRE-LUC PAQUIN tech.
Vérifié par:	SÉBASTIEN MATTE ing.

Client: CPTAQ

Titre du projet: CARRIERE DESCHAMBAULT

Titre du dessin: VUE EN PLAN Situation actuelle

Date:	Dossier no:	Plan no:
2023-12-18		03/05
Echelle: 1:2500		



LEGENDE

- AIRE EN DEMANDE 10,25 ha
- LIGNE DE LOT
- DOSSIER DROIT ACQUIS (437083)
- COURS D'EAU PERMANENT
- COURS D'EAU INTERMITTENT
- FRONT DE TAILLE
- MILIEUX HUMIDES
- CULTURES ASSURÉES 2022 (FADQ)
- COURBES DE NIV. PROPOSEES 5m
- COURBES DE NIV. PROPOSEES 1m
- SENS ECOULEMENT EAU

N.B.
Les distances indiquees sur ce plan sont en systeme international (SI)
Les angles indiques sur ce plan sont en degre, minute, seconde.

NO.	REVISIONS (Descriptions)	DATE

CONSTRUCTION & PAVAGE PORTNEUF INC

Sceau: SÉBASTIEN MATTE 5021477 QUÉBEC 2024-01-11

Préparé par:	SÉBASTIEN MATTE ing.
Dessiné par:	PIERRE-LUC PAQUIN tech.
Vérifié par:	SÉBASTIEN MATTE ing.

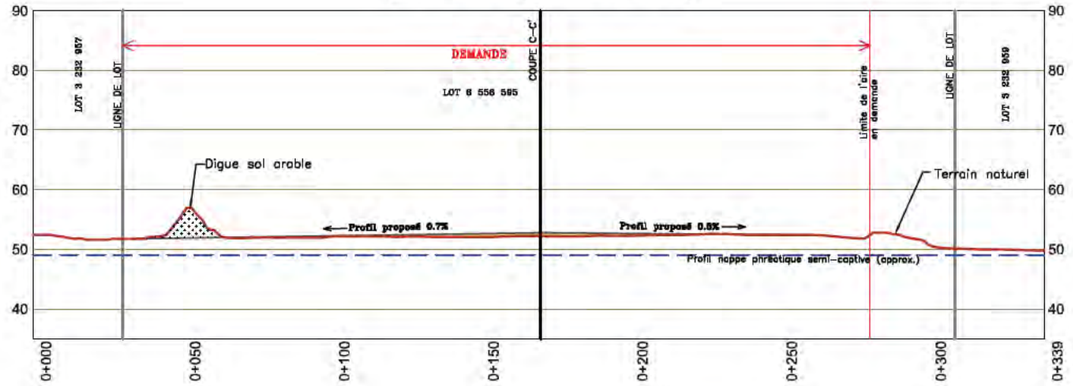
Client: CPTAQ

Titre du projet: CARRIERE DESCHAMBAULT

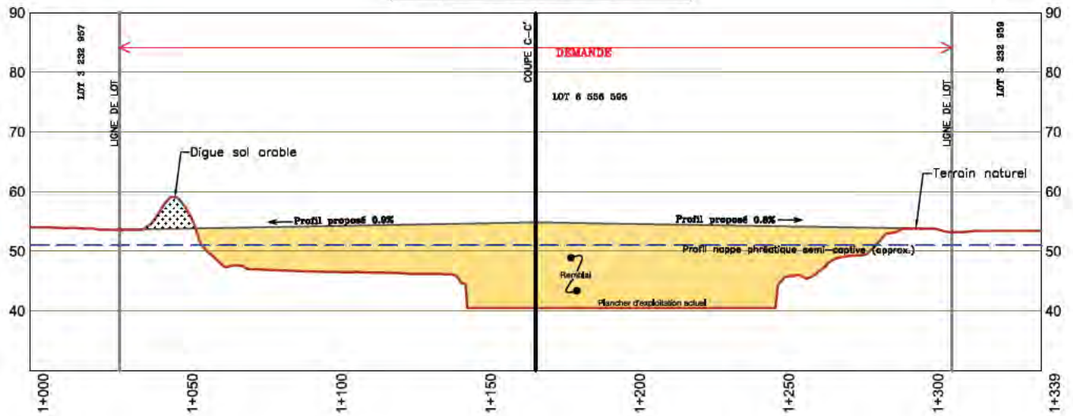
Titre du dessin: VUE EN PLAN
Situation proposée

Date:	Dossier no:	Plan no:
2023-12-18		04/05
Echelle: 1:2500		

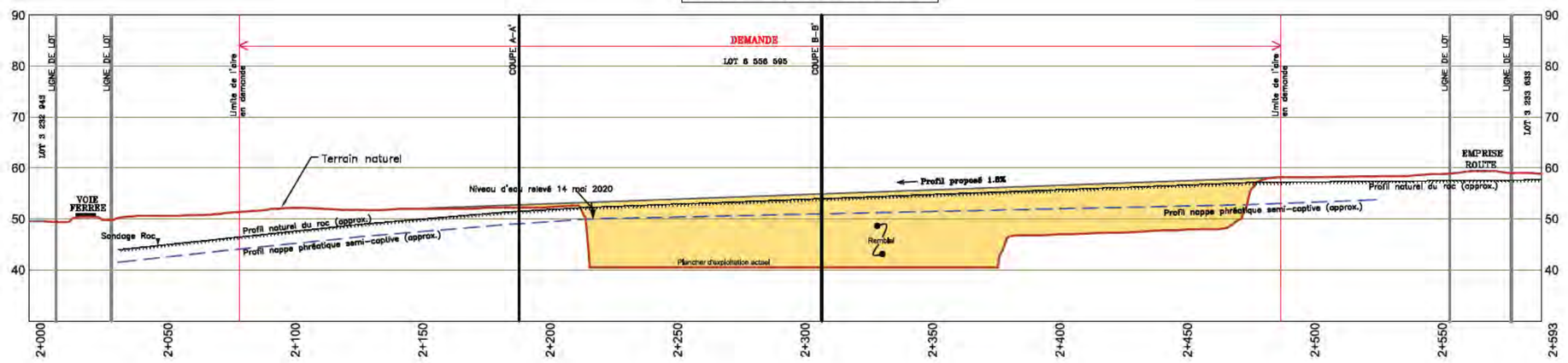
Coupe longitudinale A–A'



Coupe longitudinale B–B'



Coupe longitudinale C–C'



LEGENDE

Note: Pente exagérée car les échelles verticales et horizontales diffèrent

N.B.
Les distances indiquées sur ce plan sont en système international(SI)
Les angles indiqués sur ce plan sont en degré, minute, seconde.

NO.	REVISIONS (Descriptions)	DATE

CONSTRUCTION & PAVAGE PORTNEUF INC

Sceau:

2024-01-11

Concu par:	SÉBASTIEN MATTE ing.
Dessine par:	PIERRE-LUC PAQUIN tech.
Approuve par:	SÉBASTIEN MATTE ing.

Client: CPTAQ

Titre du projet: CARRIERE DESCHAMBAULT

Titre du dessin: COUPES TOPOGRAPHIQUES A–A' B–B' C–C'

Date: 2023-12-18

Dossier no:

Plan no: 05/05

Echelle: Horiz 1:2000 Vert 1:1000

akifer
GÉNIE-CONSEIL / HYDROGÉOLOGIE / ENVIRONNEMENT

Québec, le 10 janvier 2024

Commission de protection
du territoire agricole du Québec
200, chemin Sainte-Foy, 2e étage
Québec (Québec) G1R 4X6

Objet : Étude hydrogéologique dans le cadre d'une demande d'autorisation pour le remblayage d'une carrière en zone agricole.
N/Réf. : 23413-101
V/Ref. : 440929

Madame, Monsieur,

Construction et Pavage Portneuf inc. (CPP) a mandaté Groupe Akifer inc. (Akifer) pour la réalisation d'une étude hydrogéologique dans le cadre d'une demande d'autorisation pour le remblayage d'une carrière avec des sols de catégorie « A-B » dans la municipalité de Deschambault-Grondines.

L'objectif de cette étude était de décrire le contexte hydrogéologique du secteur de la carrière et d'identifier les impacts potentiels du projet sur l'eau souterraine. L'étude a permis de démontrer qu'aucun impact sur les potentiels hydrogéologiques et agricoles du secteur n'était prévisible.

Or, dans son orientation préliminaire, la Commission mentionne que : « *Tel que présenté, la Commission considère qu'une autorisation comporterait des impacts sur la protection de la ressource eau* » ainsi que : « *Selon l'information contenue dans l'étude hydrogéologique concernant la nature du socle rocheux, il est permis de croire que l'assèchement de la carrière pourrait modifier le comportement de l'aquifère contenu sous l'érablière.* »

Voici des observations complémentaires que nous demandons à la Commission de prendre en considération dans sa décision.

Québec
1990, rue Cyrille-Duquet, bureau 210
Québec (Québec) G1N 4K8
T 418 872 1161

Varennes
2100, boulevard René-Gaultier, bureau 306
Varennes (Québec) J3X 1P1
T 450 929 2294

akifer.ca

Contexte hydrogéologique

Le contexte hydrogéologique du secteur de la carrière est celui d'un till (mince couverture de sédiments à granulométrie variable et non triés) reposant directement sur le roc composé de roches sédimentaires (calcaire). L'aquifère présent se situe au niveau de la roche en place et est de type semi-captif, ce qui signifie que la couche confinante n'est pas totalement imperméable.

L'eau souterraine circule à travers les strates rocheuses et un réseau plus ou moins bien développé de fractures. Elle s'écoule grossièrement en direction nord, vers le cours d'eau Daigle, soit en direction opposée à l'érablière selon une direction perpendiculaire aux courbes de niveau topographique. Selon les données du système d'informations hydrogéologiques (SIH) du MELCCFP, la profondeur de la nappe varie entre 1,5 et 9,1 mètres dans un rayon d'un kilomètre de la carrière. Sa position à l'état statique, tel que mesurée par CPP à la surface de l'eau dans la fosse sans pompage le 14 mai 2020, se situait à l'élévation 50 mètres, soit environ 2 mètres sous la surface du sol à l'extrémité sud de la fosse.

Le site de la carrière est situé sur le flanc nord d'un buton rocheux. Le relief du secteur est en faible pente vers le nord. L'élévation au sol varie entre 58,8 mètres au sud près du 2e Rang et de la limite de partage des eaux, et 50,0 mètres à l'extrémité nord du site près de la voie ferrée. Le fond de la fosse se situe à l'élévation 40,5 mètres.

Au point de vue hydrographique, la carrière est située dans le bassin versant du cours d'eau Daigle, un affluent du fleuve Saint-Laurent. Ce cours d'eau draine l'ensemble du territoire situé à l'est, à l'ouest et au nord de la carrière.

Potentiel hydrogéologique et usage de l'eau souterraine

Le potentiel hydrogéologique de l'aquifère de roche calcaire fracturée présent dans le secteur de la carrière est faible et inexploité. Il est insuffisant pour l'alimentation en eau potable d'une collectivité et on ne retrouve aucun puits municipal exploitant cette formation dans la région. De plus, le site de la carrière et son territoire avoisinant ne sont pas situés dans l'aire d'alimentation de tels puits.

Le potentiel hydrogéologique de l'aquifère, qui était autrefois exploité pour l'alimentation en eau potable des résidences du 2e Rang, n'est plus utilisé depuis plus de 20 ans. Les puits présents dans le secteur ont été abandonnés à la suite de la construction du réseau d'aqueduc municipal en 2000 et ne sont plus accessibles. On ne retrouve également aucun puits utilisé aux fins d'agriculture dans le secteur.

Dans ce contexte, le pompage effectué pour le remblaiement de la carrière ne pourra porter préjudice à aucun autre utilisateur de l'eau souterraine.

Orientation préliminaire de la Commission

Dans son orientation préliminaire, la Commission mentionne :

« *Tel que présenté, la Commission considère qu'une autorisation comporterait des impacts sur la protection de la ressource eau, …»*

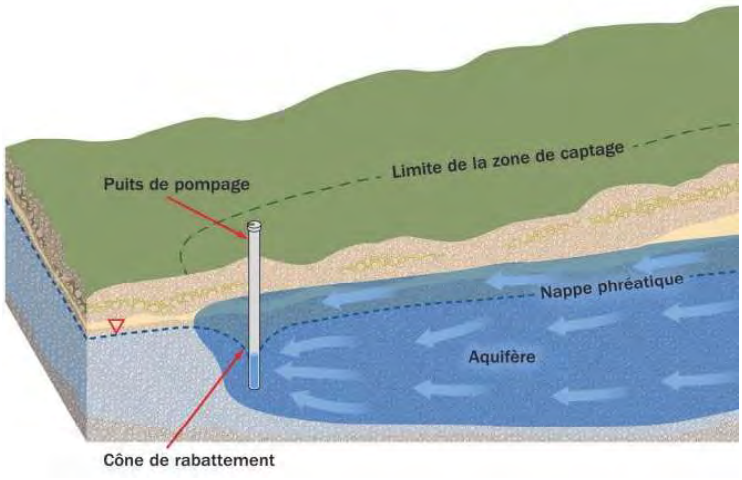
Selon le contexte hydrogéologique (type d'aquifère, position et direction d'écoulement de l'eau souterraine), le remblayage de la carrière et son réaménagement, tel que décrits dans la demande d'autorisation, auront très peu de conséquences sur le comportement de la nappe d'eau souterraine dans le secteur. L'écoulement souterrain sera légèrement perturbé (direction et vitesse d'écoulement) dans le remblai granulaire de la fosse et à proximité de celle-ci. Les propriétés hydrauliques de l'aquifère (perméabilité, transmissivité, vitesse d'écoulement et gradient hydraulique) en amont et en aval de la carrière ne seront pas affectées outre mesure. Le potentiel aquifère (quantité et qualité) du secteur, y compris l'érablière, n'est donc pas susceptible d'être impacté par le projet et sera conservé.

Au contraire, l'aménagement de la fosse en plan d'eau expose la nappe d'eau à l'atmosphère ce qui peut induire des variations géochimiques et augmente sa vulnérabilité à toute contamination en provenance de la surface (déversement accidentel, activités anthropiques, activités d'épandage, etc.) De plus, l'ensoleillement favorise la formation de phytoplancton qui, en se décomposant, détériore la qualité de l'eau.

Par ailleurs, la fréquentation du site par des personnes non autorisées pour la baignade, y faire la fête ou toute autre activité constitue un risque accru de contamination bactériologique et/ou chimique de la nappe d'eau souterraine.

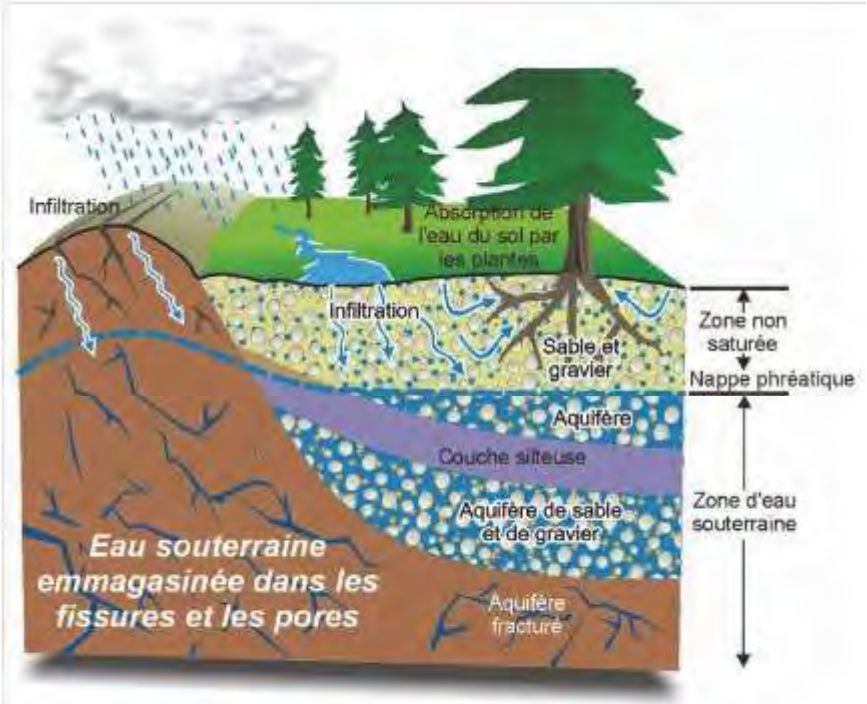
« *Selon l'information contenue dans l'étude hydrogéologique concernant la nature du socle rocheux, il est permis de croire que l'assèchement de la carrière pourrait modifier le comportement de l'aquifère contenu sous l'érablière.* »

L'assèchement de la carrière agira comme un puits de pompage et un cône de rabattement se formera autour de la fosse lors des périodes de pompage (voir illustration ci-après). Le gradient hydraulique (pente) naturel de la nappe d'eau augmentera significativement au pourtour de la fosse et diminuera graduellement en s'en éloignant selon l'ampleur du champ d'influence.



Les rabattements ou abaissements du niveau de la nappe d'eau seront intermittents et saisonniers selon les activités de remblayage en cours. Les rabattements maximums seront obtenus au début des opérations et diminueront avec le niveau de remblayage atteint.

L'assèchement de la carrière et l'abaissement de la nappe d'eau sous l'érablière n'auront toutefois aucun effet sur la santé et la croissance des arbres (et des plantes), car ceux-ci ne s'alimentent pas dans la nappe d'eau souterraine, mais plutôt dans la zone vadose qui correspond par définition à la zone non saturée au-dessus de l'aquifère.



Tiré du Réseau canadien d'éducation géoscientifique (RCEG)

Ce constat est d'ailleurs en accord avec la description de l'érablière faite dans le document d'expertise produit par l'ingénieur forestier Monsieur. C. Delisle qui mentionne :

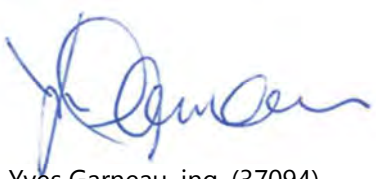
« *Au niveau vertical, les radicelles au bout des racines se retrouvent à environ 50 cm de profondeur sur les bosses et environ 20 cm de profondeur dans les creux. Les données de littérature disponibles pour l'érable à sucre correspondent bien aux observations faites au terrain.*

Ainsi, l'érablière s'approvisionne en eau à partir du dépôt meuble, les radicelles ne descendent pas à plusieurs mètres de profondeur pour atteindre la nappe phréatique confinée dans le roc »

En conclusion, le projet de remblayage de la carrière tel que décrit dans la demande d'autorisation produite par CPP n'aura aucun impact significatif sur les potentiels hydrogéologiques et agricoles existants, tout en augmentant la protection de l'eau souterraine.

N’hésitez pas à communiquer avec le soussigné pour tout renseignement additionnel que vous jugeriez utile de connaître.

Nous vous prions d’agréer, Madame, Monsieur, nos salutations distinguées.



Yves Garneau, ing. (37094)
Chargé de projets senior en hydrogéologie

YG/kp

c. c. : Construction Pavage Portneuf Inc.

Avis agronomique

Orientation préliminaire 440929

Lots 6 556 595

S1001_AvisAgro_20240110

PAR

Christine Ouellet, agr.
CarbOne Biodiversité Inc.

POUR LE COMPTE DE :

Construction et Pavage Portneuf

ORDRE DES AGRONOMES DU QUÉBEC
CHRISTINE OUELLET
5713
2024-01-10

Janvier 2024

Table des matières

1. Mise en contexte....2
2. Critères de l'article 62....2
2.1. Le potentiel agricole du lot et des lots avoisinants....2
2.2. Les possibilités d'utilisation du lot à des fins d'agriculture;....4
2.3. Les conséquences d'une autorisation sur les activités agricoles existantes, leur développement et sur les possibilités d'utilisation agricole des lots avoisinants....5
2.4. Les contraintes et les effets résultant de l'application des lois et règlements, notamment en matière d'environnement et plus particulièrement pour les établissements de production animale;....6
2.5. La disponibilité d'autres emplacements de nature à éliminer ou réduire les contraintes sur l'agriculture.....7
2.6. L'homogénéité de la communauté et de l'exploitation agricoles;....7
2.7. L'effet sur la préservation pour l'agriculture des ressources eau et sol sur le territoire de la municipalité locale et dans la région....7
2.7.1. Ressource sol....7
2.7.2. Ressource eau....8
2.8. La constitution de propriétés foncières dont la superficie est suffisante pour la pratique de l'agriculture selon une diversité de modèles et de projets agricoles viables pouvant nécessiter des superficies variées;....9
2.9. L'effet sur le développement économique de la région sur preuve soumise par une municipalité, une communauté, un organisme public ou un organisme fournissant des services d'utilité publique;....10
2.10. Les conditions socio-économiques nécessaires à la viabilité d'une collectivité lorsque la faible densité d'occupation du territoire le justifie;....10
2.11. Le plan de développement de la zone agricole de la municipalité régionale de comté concernée.....11
3. Conclusion....11

1. Mise en contexte

Dans son orientation préliminaire 440929, la Commission annonce son intention de refuser les travaux de remblaiement d'une carrière située sur le lot 6 556 595, à Deschambault-Grondines.

Le demandeur, Construction et Pavage Portneuf (CPP), a fait appel à différents professionnels pour analyser les arguments présentés dans l'orientation préliminaire portant sur les aspects de la foresterie, de l'hydrologie et de l'agronomie.

Le présent document, préparé par Christine Ouellet, agronome chez Carbone Biodiversité, expose les aspects relatifs au potentiel agricole du site, aux possibilités de réhabilitation du terrain à des fins agricoles et l'impact sur le milieu agricole de différents scénarios de restauration. L'ensemble des informations sont articulées autour des onze critères de l'article 62 de la LPTAA.

Les éléments en caractères gras exposent un point de vue agronomique qui diffère des arguments avancés par la Commission pour appuyer son refus dans l'orientation préliminaire.

2. Critères de l'article 62

2.1. Le potentiel agricole du lot et des lots avoisinants

2.1.1. Lot 6 556 595

Le lot 6 556 595 a une superficie de 13,8 ha. De cette superficie, environ 7,2 ha sont sans sol en raison de la présence de la fosse de la carrière (4,4 ha) et des aires de travail reliées aux travaux de la carrière (2,8 ha). Par conséquent, **52 % du lot n'a aucun potentiel agricole et n'est pas en état d'agriculture**. Le reste de la superficie (48 % du lot) comporte un boisé composé de feuillus sur 4,9 ha et une érablière sur 0,4 ha. **La superficie visée ne prend aucunement place dans l'érablière.** La figure 1 illustre les usages du lot.

Dans une décision précédente 116433, pour ce lot, il a été mentionné que cette partie de terre avait déjà perdu complètement sa valeur agricole.

Le lot comporte deux séries de sol. Le sol en présence, autour de l'étendue d'eau et sur toute la partie au sud-est, est de la série Farmington qui est mince et susceptible aux sécheresses prolongées. Par conséquent, **les essences forestières y sont mieux adaptées comparativement aux cultures végétales**[1].

Au nord-ouest du lot, le sol est de la série Achigan. Les sols Achigan ont un drainage lent. Ces sols sont acides et très pauvres en éléments nutritifs, mais généralement élevée en matière organique. **Ils ont un indice de productivités de bons à moyens**[1].

Pour tout ce qui précède, il est de notre avis que le lot n'a pas un bon potentiel agricole d'abord en raison de l'étendue d'eau de 4,4 ha à l'endroit de la carrière où aucune forme de culture n'est possible.

De plus, au sud de la carrière et à l'ouest, le reste du terrain naturel forme d'étroites bandes d'arbres d'environ 70 m et de 30 m respectivement qui sont limitées par la présence de la route et de la ligne de lot.

Au nord de la carrière, une superficie d'environ 4 ha comporte un massif de feuillus disposé en mosaïque au travers des voies d'accès qui ont été créées par les activités passées. Une partie de la végétation est de la friche forestière.

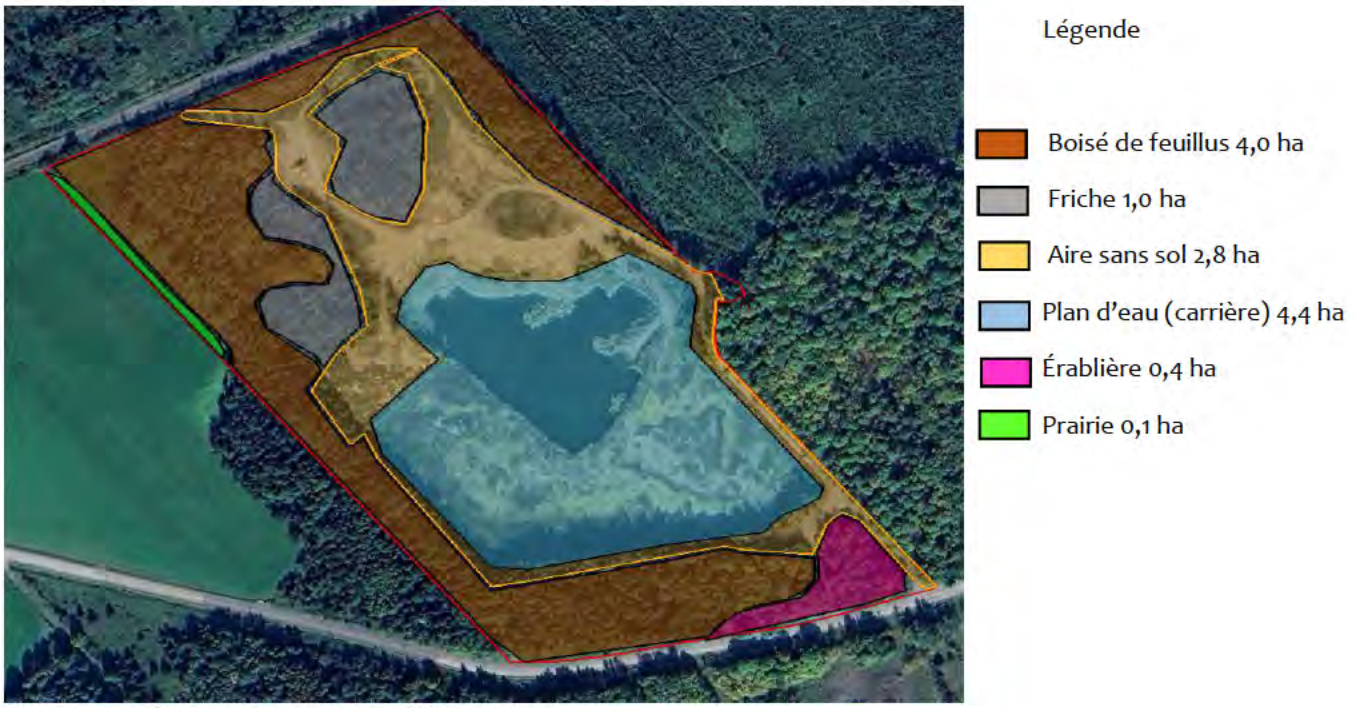


Figure 1. Localisation des usages du lot 6 556 595
Source : Adapté de © Gouvernement du Québec.

[1] Godbout, g. 1967. Étude pédologique des comtés de Champlain et de Laviolette

2.1.2. Lots voisins

À l'est du lot 6 556 595 se trouvent deux lots dont un présente un bon potentiel acéricole, le second a été reboisé en épinettes; son potentiel est sylvicole. Une expertise forestière a été réalisée le 6 novembre 2023 par l'ingénieur forestier Charles Delisle, du Groupe Synergis, sur le lot 6 556 596[2]. Le rapport complet est porté au dossier 440929. Le constat de l'expertise répond, en deux points que nous soutenons, aux craintes soulevées par la Commission, à savoir :

- La santé de l'érablière est très bonne et les conditions édaphiques sont propices à son développement,
- **L'assèchement de la carrière suivi de son remblaiement n'aura aucun impact sur le développement de l'érablière.**

Au nord, le lot voisin est occupé par un massif forestier. Le lot situé à l'ouest est en prairie pour la majeure partie et puis en forêt pour le reste du lot. Le potentiel des lots voisins est donc agroforestier.

2.2. Les possibilités d'utilisation du lot à des fins d'agriculture;

Dans son état actuel, le lot 6 556 595 présente peu de possibilités agricoles alors que seulement 6 ha de la superficie totale présente un couvert végétalisé (boisé naturel et friche).

Malgré le fait que le site comporte des sols de classe 3, la configuration et la superficie des aires végétalisées encore naturelles (bandes étroites) confèrent peu de potentiel à ce lot.

Si le terrain était restauré dans l'état actuel, le volume de sol arable en réserve de 13 000 m^3 pourrait être régalé sur une surface d'environ 3,1 ha ce qui, théoriquement, donnerait une couche moyenne de 40 cm de sol arable.

Cette épaisseur déposée directement à l'endroit du socle rocheux serait insuffisante pour supporter les cultures, principalement lors des sécheresses prolongées.

[2] Remblayage d'une carrière située sur le lot 6 556 595-P à l'aide de sols respectant les limites prévues à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains. Décembre 2023.

À tout évènement, si le minimum d'intervention est souhaité par la Commission, alors le gain pour l'agriculture serait de 2,6 ha avec des conditions minimales pour la végétalisation du site sans assurance quant à la pérennité de la culture implantée.

2.3. Les conséquences d'une autorisation sur les activités agricoles existantes, leur développement et sur les possibilités d'utilisation agricole des lots avoisinants

Il a été fait mention dans l'orientation préliminaire 440929 que la Commission est d'avis que le projet aurait un impact sur la protection de la ressource eau, le potentiel du sol et l'homogénéité de la communauté agricole.

Les travaux demandés visent à remplir la fosse avec l'objectif de rehausser le plancher de la carrière jusqu'à atteindre le même niveau que celui des abords de la carrière. Le remblaiement se fera avec des sols excavés qui doivent être disposés et valorisés conformément aux règlements en vigueur.

L'autorisation vise donc un retour à l'agriculture d'une superficie d'environ 7 ha qui s'ajoutera au reste du lot déjà à l'état d'agriculture. Ainsi, la demande s'inscrit directement dans l'esprit de la Loi, car elle vise à inverser l'impact de toutes les autorisations précédentes pour ce site et même la portion en droit acquis reconnu.

En recréant des conditions agricoles pour le site, le projet ne vient pas menacer l'harmonie ni le dynamisme agricole du secteur, mais vient plutôt le consolider.

Ainsi, une autorisation permettrait de faire le gain d'une superficie agricole productive de 13,8 ha soit la superficie totale du lot 6 556 595.

Pour les lots voisins, une autorisation permettrait d'harmoniser les usages agricoles du secteur et ouvrirait la possibilité d'élargir les productions contiguës déjà en cours, soit la prairie et l'acériculture. Dans tous les cas de figure, le fait de réhabiliter le site et d'y implanter des végétaux représente un gain pour l'agriculture et pour l'environnement.

2.4. Les contraintes et les effets résultant de l'application des lois et règlements, notamment en matière d'environnement et plus particulièrement pour les établissements de production animale;

Le projet vise la mise en œuvre de travaux non agricoles, soit le remblaiement de la carrière, dans le but de rétablir l'agriculture sur la totalité du lot. En ce sens, le projet ne représente aucune contrainte à l'accroissement des productions agricoles environnantes ni ne constituera une limite à l'implantation d'un quelconque élevage eut égard à la politique sur les distances séparatrices.

En matière d'environnement, les règlements suivants seront obligatoirement respectés (extrait intégral de l'expertise acéricole) :

- 2001 : Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (RESC)
- 2002 : Modification à la Loi sur la qualité de l'Environnement (LQE)
- 2003 : Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (RPRT)
- 2006 : Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles (REIMR)
- 2007 : Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés (RSCTSC)
- 2019 : Modification du Règlement sur les carrières et sablières (RCS)
- 2021 : Règlement concernant la traçabilité des sols contaminés excavés (RCTSCE)
- 2021 : Règlement concernant les frais exigibles liés à la traçabilité des sols contaminés excavés (RCFELTSCE)

Les procédures internes pour l'acceptation des sols de remblai ont été élaborées par CCP, en respect de la règlementation en vigueur. Ainsi, l'application des règlements en matière de gestion, de transport et de disposition des sols de remblai assure un encadrement en matière de caractérisation et d'analyse des sols d'origine, leur traçabilité et leur disposition dans les lieux appropriés.

2.5. La disponibilité d'autres emplacements de nature à éliminer ou réduire les contraintes sur l'agriculture.

Ce point ne s'applique pas à la présente demande puisqu'elle s'inscrit dans le cadre de la restauration et la fermeture définitive de la carrière ayant fait l'objet de plusieurs autorisations.

2.6. L'homogénéité de la communauté et de l'exploitation agricoles;

L'autorisation pour le remblaiement de la carrière permettrait la consolidation des usages agricoles du secteur puisque. Le terrain reprendrait sa vocation agricole de façon définitive sur la totalité du lot.

2.7. L'effet sur la préservation pour l'agriculture des ressources eau et sol sur le territoire de la municipalité locale et dans la région

2.7.1. Ressource sol

L'historique de l'exploitation de la carrière de ce site débute bien avant l'entrée en vigueur de la LPTAA. Mais déjà, dans la première autorisation de la Commission en 1980 pour l'exploitation de la carrière, il y est fait mention qu'une carrière de 1 ha et de 10 pieds de creux s'y trouvait déjà. La ressource sol n'a pas été conservée dans son entièreté, au fil des ans, puisqu'un volume de sol arable d'environ 13 000 m^3 seulement se trouve sur le site, ce qui ne correspond pas au volume qui aurait dû être conservé.

Dans le cadre de la présente demande, aucune nouvelle surface ne sera décapée. À l'inverse, le projet vise l'introduction de sol de remblai et aussi de sol arable pour restaurer le site et le ramener à l'état d'agriculture.

La ressource sol à l'échelle d'un territoire, qu'il vienne d'une zone blanche ou d'une zone verte, est une ressource à conserver et à valoriser, lorsque possible. Il est indéniable que le maniement des sols et des matériaux meubles entraine des changements physiques, chimiques et aussi microbiologiques.

À titre de comparaison, un simple labour d'un champ agricole entraine des changements d'état de la couche arable, bouleverse sa structure, créer un stress sur la microflore et la microfaune et peut même causer une certaine dilution de la matière organique lorsqu'il est trop profond. Malgré les perturbations, l'équilibre entre le sol,

ses constituants et les racines des plantes se rétablit avec le temps et les méthodes culturales.

Dans le cas qui nous occupe, les sols introduits serviront à rehausser le terrain en premier lieu. Dans le dernier mètre du remblai, le sol meuble et fortement terreux sera déposé sur le terrain. Enfin, une couche d'au moins 20 cm de sol arable devra être étendue à la surface.

Par la suite, la culture d'un mélange fourrager vivace pourrait être envisagée pour recréer un équilibre sol-plante et initier la stabilisation du sol par l'action des microorganismes impliqués dans les cycles de l'azote et du carbone, entre autres. Avec le temps, les fonctions de l'écosystème du sol évolueront avec les végétaux qui y seront implantés.

Ainsi, les sols perturbés ne sont pas irrécupérables pour la croissance des végétaux ni pour l'agriculture. Il suffit de faire les interventions requises, comme l'ajout d'amendement et d'engrais, pour pouvoir créer un milieu propice à la croissance et au développement des plantes, agricoles ou sylvicoles. Ainsi, il est vrai de dire que les sols perturbés ne sont probablement pas les plus performants en termes de rendement de culture, mais il est aussi vrai de dire qu'ils sont appropriés pour la restauration d'un site rendu stérile.

Le remblai sera profilé de façon à créer de légère pente de moins de 2% de façon à favoriser le drainage du site. Le point le plus haut du remblai sera d'au plus 1 mètre par rapport aux terrains voisins. Au terme des travaux, le site sera totalement reconverti à l'agriculture.

2.7.2. Ressource eau

Dans l'orientation préliminaire 440929, la commission fait état de son inquiétude quant à l'impact sur l'érablière de l'assèchement de la carrière. Notamment, elle craint que la ressource eau, une fois sortie de la carrière, ne soit plus disponible à l'agriculture.

L'hydrogéologue Yves Garneau, chez Akifer, présente à la Commission une description détaillée du contexte hydrogéologique du site et de son potentiel hydrogéologique, dans un document déposé au dossier[3].

[3] Étude hydrogéologique dans le cadre d'une demande d'autorisation pour le remblayage d'une carrière en zone agricole. Décembre 2023.

Essentiellement, l'information présentée indique que le patron d'écoulement de l'eau souterraine se fait perpendiculairement aux courbes de niveau, c'est-à-dire du sud vers le nord. Cela signifie que l'eau souterraine sous le lot 6 556 595 ne coule pas vers l'érablière voisine. Que la carrière soit asséchée temporairement ou non, l'eau n'a pas d'influence sur la croissance des arbres et de la végétation à l'ouest ni à l'est du lot.

De plus, selon M. Garneau, « *le potentiel hydrogéologique de l'aquifère de roche calcaire fracturée présent dans le secteur de la carrière est faible et insuffisant pour l'alimentation en eau potable d'une collectivité* ». Cette information permet de conclure qu'en période d'assèchement de la carrière, qui sera de courte durée, les terrains voisins ne souffriront pas d'un déficit d'eau pour les cultures.

Autrement dit, que la carrière soit remplie ou vidée de son eau, les terrains voisins n'en sont pas perturbés.

Lorsque la carrière sera remblayée, le comportement de l'eau souterraine sera peu perturbé. En amont, l'eau arrivera de l'aquifère en roche calcaire, s'écoulera dans le remblai granulaire et rejoindra à nouveau l'aquifère en roche calcaire en aval.

En résumé de ce qui précède, la ressource eau est très peu utile à l'agriculture dans l'état actuel du site, l'assèchement temporaire de la carrière n'aura aucun effet sur les cultures voisines, le remblaiement de la carrière n'aura pas d'effet sur le patron d'écoulement.

Enfin, la ressource eau sera potentiellement mieux protégée grâce au remblaiement de la carrière puisque l'eau sera moins exposée à tout risque de contamination par l'air, par déversement, par pollution atmosphérique et par tout risque de contamination bactériologique.

2.8. La constitution de propriétés foncières dont la superficie est suffisante pour la pratique de l'agriculture selon une diversité de modèles et de projets agricoles viables pouvant nécessiter des superficies variées;

Ce point ne s'applique pas à la présente demande puisqu'il ne s'agit pas de lotissement ni de morcellement.

2.9. L'effet sur le développement économique de la région sur preuve soumise par une municipalité, une communauté, un organisme public ou un organisme fournissant des services d'utilité publique;

Le lot 6 556 595 est actuellement inutilisable pour 50% de sa superficie en raison du plan d'eau. Ce plan d'eau, bien qu'utilisé illégalement pour la baignade n'est pas approprié pour cet usage en raison de la stagnation de l'eau et des risques de contamination que cela représente pour la santé humaine. Au surplus, la gestion des risques d'accident et la sécurisation des lieux nécessitent des ressources publiques et les forces de l'ordre.

Une fois la carrière remblayée, le terrain pourra retrouver sa vocation agricole ou sylvicole. Le terrain retrouvera une valeur foncière plus importante en raison de la réhabilitation du potentiel agricole. De ce point de vue, les retombées économiques pour la municipalité seront positives.

Il est important de rappeler ici ce qui a déjà été porté à l'attention de la Commission dans le document préparé par Sébastien Matte, ingénieur chez CPP :

« *Le Schéma d'Aménagement et de Développement (SAD) indique une orientation d'aménagement à l'effet de « Favoriser la restauration des sites d'extraction » ainsi que de « Favoriser la réinsertion progressive des sites d'extraction dans leur environnement naturel après exploitation ou initier des projets permettant de les mettre en valeur* ».

Nous sommes d'avis que le projet atteint les objectifs du SAD.

2.10. Les conditions socio-économiques nécessaires à la viabilité d'une collectivité lorsque la faible densité d'occupation du territoire le justifie;

Ce point ne s'applique pas à la présente demande.

2.11. Le plan de développement de la zone agricole de la municipalité régionale de comté concernée.

Il est juste de reprendre les arguments déjà avancés dans le document préparé par Sébastien Matte, ingénieur pour Construction et Pavage Portneuf, et déposé avec la demande d'autorisation :

« *La MRC de Portneuf a adopté son plan de développement de la zone agricole (PDZA) en 2016. L'enjeu #5 du PDZA concerne « La pérennité de la zone agricole et la conciliation des usages ».*

Également ici, nous sommes d'avis que le projet de remblaiement de la carrière contribuerait à assurer la pérennité de l'agriculture sur le lot et sans conciliation d'usage puisque l'usage industriel sera converti à nouveau en usage agricole.

3. Conclusion

Dans son orientation préliminaire 440929, la Commission annonce son intention de refuser les travaux de remblaiement d'une carrière située sur le lot 6 556 595, à Deschambault-Grondines.

Les faits saillants exposés dans ce rapport sont les suivants :

- Dans son état actuel, le lot présente peu de possibilités agricoles : **50 % du lot n'a aucun potentiel agricole ni n'est en état d'agriculture et la superficie visée n'impacte pas l'érablière**
- **L'étude forestière démontre que :**
    - La santé de l'érablière est très bonne et les conditions édaphiques sont propices à son développement,
    - **L'assèchement de la carrière suivi de son remblaiement n'aura aucun impact sur le développement de l'érablière**
- L'autorisation vise un retour à l'agriculture d'une superficie d'environ 7 ha
- **En recréant des conditions agricoles pour le site, le projet vient consolider l'harmonie et le dynamisme agricole du secteur**
- **Une autorisation ouvrirait la possibilité d'élargir les productions contiguës déjà en cours**

- L’application des règlements en vigueur assurera un encadrement dans la gestion des sols de remblai.
- Aucune nouvelle surface ne sera décapée; les sols introduits seront valorisés par l’agriculture ou la sylviculture.
- Le comportement de l’eau souterraine sera peu perturbé par le remblai et la ressource eau sera potentiellement mieux protégée puisque moins exposée à tout risque de contamination.
- La demande est cohérente avec les orientations du PDZA de Portneuf ainsi que du Schéma d’aménagement et de Développement.

Pour tout ce qui précède, nous recommandons à la Commission de faire droit à la demande.

Christine Ouellet, agronome

GROUPE SYNERGIS

Québec, le 10 janvier 2024 PAR TRANSMISSION ÉLCTRONIQUE

Commission de protection
du territoire agricole du Québec
200, chemin Sainte-Foy, 2e étage
Québec (Québec) G1R 4X6

Objet : Expertise forestière portant sur le projet de remblayage d'une carrière située sur le lot 6 556 595-P dans la municipalité de Deschambault-Grondines
N/Dossier : 23-0505
V/Dossier : 440929 – Construction et pavage Portneuf inc.

Madame,
Monsieur,

Dans le cadre d'une demande d'autorisation auprès de la Commission de protection du territoire agricole du Québec (CPTAQ), Construction et pavage Portneuf inc. a sollicité notre expertise afin d'émettre nos observations quant au projet de remblayage d'une carrière situé sur le lot 6 556 595 dans la municipalité de Deschambault-Grondines.

Ce mandat vise à obtenir une expertise forestière dans le but d'évaluer les différents aspects du projet sur le couvert forestier dont notamment les impacts potentiels sur le potentiel acéricole.

Les paragraphes suivants résument les principales composantes du projet en demande et analysent ses différents aspects en relation avec l'environnement forestier du secteur. Finalement, la présente expertise statue sur les impacts appréhendés.

Description du projet

Construction et pavage Portneuf inc. a présenté auprès de la CPTAQ une demande d'autorisation pour un usage autre que l'agriculture sur le lot 6 556 595. Ce projet consiste au remblayage d'une carrière à l'aide de sol respectant l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains. Lors des opérations de remblayage, il pourrait être nécessaire de rabattre la nappe phréatique temporairement.

Finalement, le projet prévoit que le terrain sera remis en culture ou reboisé en fonction des producteurs intéressés.

Le projet en demande fait l'objet du dossier 440929 de la CPTAQ. La Commission a émis son orientation préliminaire le 27 juillet 2023. Selon ce document, l'analyse du dossier soulève deux enjeux touchant le milieu forestier : la présence d'une érablière à proximité du projet et la nature du boisé dans l'aire en demande.

Depuis la publication de l'orientation préliminaire, Construction et pavage Portneuf inc. à modifier son projet en demande. En somme, l'aire en demande a été réduite et le profil a été abaissé de manière à ne pas surplomber le terrain naturel.

Nos observations sont donc basées sur les plans et coupes du projet datés du 18 décembre 2023.

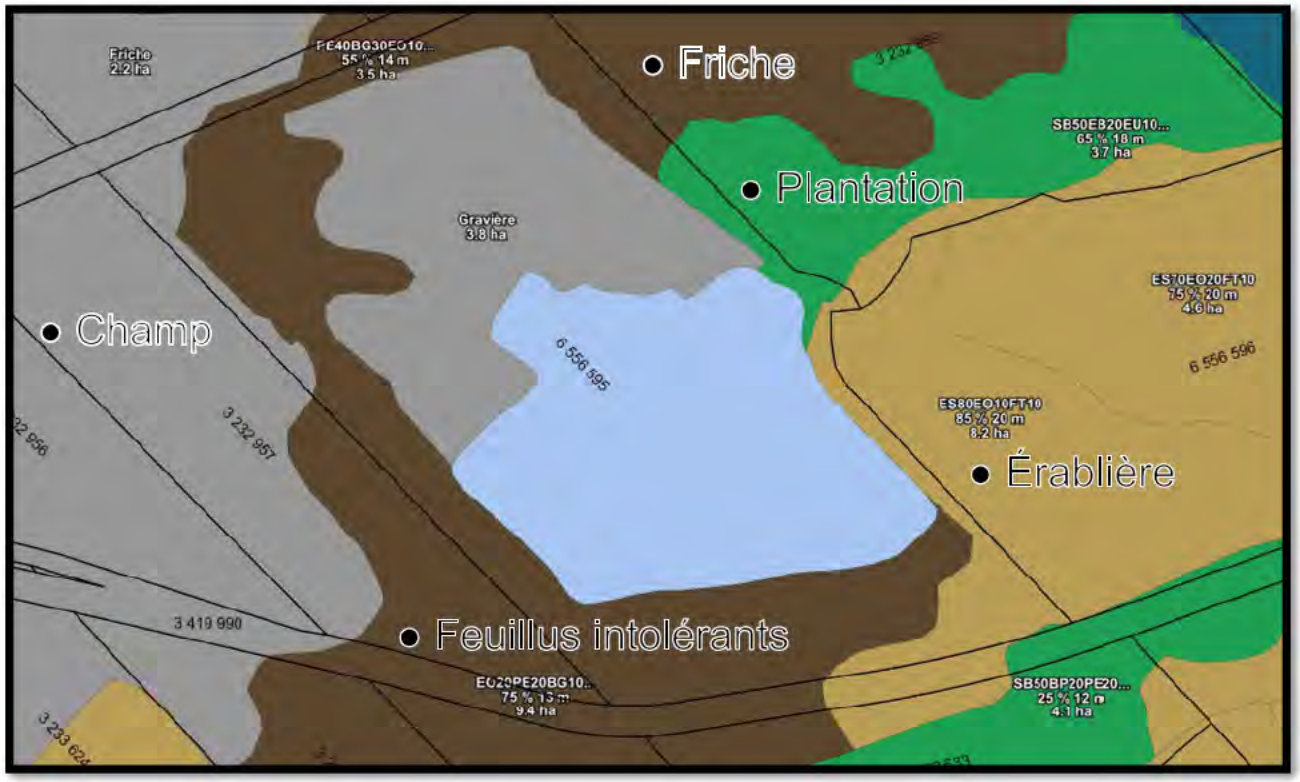
Description du site

La carte écoforestière de la région a été révisée en 2017 sur la base d'une série de photographies aériennes prises en 2012. Le site est situé dans la sous-domaine bioclimatique de l'Érablière à tilleul de l'Est. L'altitude du terrain varie environ entre 50 à 60 m d'élévation. La pente générale est orientée vers le nord.

Du nord au sud le long de la limite est du lot 6 556 595 on retrouve une friche, une plantation résineuse et une Érablière à érables à sucre. De la même manière à limite ouest est bordée par un champ en culture puis un peuplement de feuillus intolérants à l'ombre avec érables rouges. Ce dernier peuplement se poursuit dans la partie sud du lot 6 556 595 entre la carrière et le 2^{e} rang. Voir la figure 1.

La carte pédologique (IRDA 2009) indique que les peuplements à l'étude sont principalement sur du terrain Farmington.

Figure 1 : Extrait de la carte écoforestière



Une visite du terrain a été réalisée le 6 novembre dernier. Des sondages stratigraphiques et des observations des peuplements forestiers ont été réalisés.

Le premier constat est que les limites des peuplements de la carte écoforestière ne sont pas représentatives du terrain. Cela est normal considérant les normes et l'échelle de la cartographie. À la limite est du lot 6 556 595, la plantation et l'érablière n'empiètent pas sur ce lot faisant l'objet de la demande. Un chemin d'accès longeant la limite de propriété délimite ces peuplements.

Le peuplement bordant le pourtour sud et est de la carrière est un jeune peuplement équien qui s'est mis en place après les travaux d'exploitation de la carrière dans les années 90. Ce peuplement recouvre l'andin de sol arable bordant la limite ouest du lot. Il s'agit donc d'un jeune peuplement d'environ 30 ans.

Au niveau des sols, ils correspondent au terrain Farmington pavage de cailloux comme décrit à l'étude pédologique du comté de Portneuf (Agriculture Québec 1976). Comme le mentionne l'étude, le terrain est littéralement recouvert de cailloux de toute dimension. Cela est particulièrement observable dans l'érablière.

Trois sondages stratigraphiques ont été réalisés; l'un en bordure de l'érablière, l'un en bordure de la voie ferrée au nord et filament un autre dans l'andin de sol arable. La figure 2 présente la localisation des sondages.

Le sondage mené en bordure de l'érablière présente les horizons diagnostiques suivants :

Humus	Mull
0 à 12 cm	Ah Loam sableux
12 à 22 cm	Bh Sable Lomeux
22 à 60 cm	C Loam argileux
60 cm et +	Roc calcaire

Les photos 1 et 2 en annexe présent l'aspect de la stratigraphie. Les analyses de laboratoire des échantillons prélevés dans chacun horizons sont ci-joint. La présence de nombreux vers de terre a été observée dans les horizons A et B. L'horizon C semble avoir été perturbé par le renversement d'un arbre. Des radicelles d'érable ont été observées jusqu'à une profondeur d'environ 45 cm. Ce sol offre un bon drainage.

Le sondage réalisé près de la voie ferrée a permis de déterminer la stratigraphie du sol de la partie nord de la propriété.

Humus	Moder
0 à 90 cm	A, B et C1 Sable Lomeux
90 à 500 cm	C2 Agrile grise
500 cm et +	Roc calcaire

La photo 3 en annexe présente l'aspect de la stratigraphie du sol au nord de la propriété.

Un troisième sondage a été réalisé dans l'andin de sol arable situé à la limite ouest du lot 6 556 595. Comme il s'agit d'un remblai, il n'y a aucun horizon observable. L'échantillon S3 a été prélevé et analysé en laboratoire. Les résultats sont joints en annexe.

Des observations d'indicateurs de l'état de santé de l'érablière ont été réalisées sur un transect débutant au chemin de la carrière en direction est dans l'érablière sur environ 50 m. Les éléments suivants ont fait l'objet d'une appréciation visuelle :

- La cicatrisation des entailles
- Mortalité en cime
- Défauts mortels
- État de la régénération
- Essences compagnes

La photo 4 présente l'aspect général de l'érablière. Le peuplement est équipé de tubulure et semble avoir été entaillé à l'hiver 2023.

Analyse de l'érablière

Les caractéristiques de la station et du peuplement sont favorables au développement et à l'exploitation d'une érablière.

- Les entailles réalisées il y a plus de deux ou trois années sont complètement refermées. Cela démontre un taux de croissance moyen acceptable.
- La mortalité en cime observée des érables dominants et de moins de 10 %. Les troncs sont sains, il y a très peu de défauts mortels.
- La régénération est présente que ce soit les semis ou les gaules.
- La fertilité du sol est favorable à l'érable à sucre. Elle se situe dans ou près des normes du tableau 1.

Tableau 1. Fertilité du sol de l'érablière

Paramètre	*Sol minéral (B)*	
	Résultat	*Norme[1]*
pH	7,8	-
SatCa (%)	97,2	≥ 28,4
SatMg (%)	2,0	≤ 0,9
Ca/Mg	50	≥ 1,72
K/Mg	0,40	≥ 0,436

- Le type d'humus et la présence de microfaune sont idéals.
- La combinaison drainage et sol est également idéals.
- Le tilleul qui est également présent est une bonne espèce compagne.

Dans l'optique où l'andin de sol arable serait utilisé pour utiliser lors du réaménagement du site et qu'il y aurait une plantation d'érable à sucre, le tableau 2 présente l'évaluation des normes par rapport à l'échantillon S3 prélevé à même l'andin de sol arable.

[1] Diagnostic de la nutrition de l'érablière Seuils diagnostiques du feuillage et du sol DELFES 1.3, Octobre 2012, Ministère des Ressources naturelles Québec, 9 pages.

Tableau 2. Fertilité du sol de l'érablière

Paramètre	Sol minéral (B)	
	Résultat	Norme[2]
pH	8	-
SatCa (%)	99,1	≥ 28,4
SatMg (%)	0,7	≤ 0,9
Ca/Mg	100	≥ 1,72
K/Mg	0,25	≥ 0,436

Ce sol a des caractéristiques similaires à celles du sol de l'érablière. Il pourrait accueillir une plantation d'érable.

Analyse des impacts du projet

Le lot 6 556 595 a fait l'objet de plusieurs demandes d'autorisation depuis les années 80 afin d'y autoriser l'exploitation d'une carrière et d'activités connexes accessoires.

Le 23 octobre 1980 au dossier 025275, la Commission demande de récupérer le sol arable pour courir les zones à reboiser.

Lors de la décision 161433, datée du 19 janvier 1990, l'autorisation imposait comme condition que les lieux devront être retournés sous couvert végétal ou en boisé dans les 5 ans suivant la fin de l'exploitation.

L'autorisation 315394 datée 12 juin 2000 prévoyant comme condition que : « Le certificat d'autorisation du ministère de l'Environnement devra prévoir un retour à la sylviculture ».

Le 9 août 2001, au dossier 319719, la Commission autorisait la modification du plan de réaménagement de la carrière. Elle indique comme condition que 4,6 ha pourra être laissé sous forme de plan d'eau et que le certificat d'autorisation du ministère de l'Environnement devra prévoir un retour à la sylviculture pour la superficie de 9,4 hectares. En utilisant le verbe pouvoir conjuguer aux futures concernant le fait de laisser le terrain sous forme de plan d'eau laisse penser qu'une autre avenue de réaménagement serait acceptable pour le 4,6 ha.

Comme le démontrent les décisions de la CPTAQ sur ce terrain, le retour à la sylviculture était déjà prévu à l'origine.

[2] Ministère des Ressources naturelles Québec, Octobre 2012, Diagnostic de la nutrition de l'érablière Seuils diagnostiques du feuillage et du sol DELFES 1.3, 9 pages.

Toutefois, dans l'état actuel du terrain et considérant le sol disponible, il est nécessaire de procéder au remblayage du terrain. Cette opération permettra de combler la fosse et de donner une épaisseur de sol adéquate au reboisement sur les aires décapées aux pourtours de la fosse.

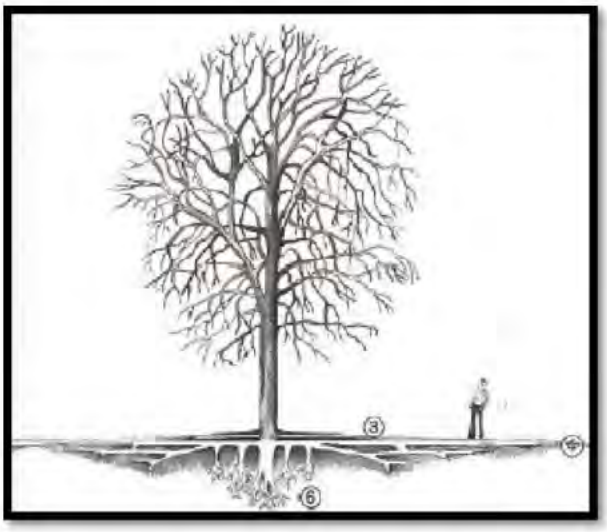
Lors de son orientation préliminaire, la Commission s'interroge sur l'impact encouru par les activités de remblai de la carrière sur l'érablière, dont notamment la disponibilité en eau.

Les données recueillies sur le terrain et les connaissances scientifiques sur l'érable à sucre[3] permettent d'affirmer que les activités de remblai de la carrière n'auront aucun impact significatif sur l'état de santé de l'érablière.

Le système racinaire de l'érable à sucre se développe différemment sur les roches mères calcaires par rapport aux roches mères acides. La distribution racinaire est également influencée par la dynamique du microrelief typique de l'érablière.

Le site à l'étude se trouve sur une roche mère calcaire. Dans pareil cas, l'étendu horizontal des racines dépasse rarement 4 m. Au niveau vertical, les radicelles au bout des racines se retrouvent à environ 50 cm de profondeur sur les bosses et environ 20 cm de profondeur dans les creux. Les données de littérature disponibles pour l'érable à sucre correspondent bien aux observations faites au terrain. La figure 2 illustre le système racinaire type d'un érable.

Figure 2 : Illustration d'un système racinaire d'un érable



Ainsi, l'érablière s'approvisionne en eau à partir du dépôt meuble, les radicelles ne descendent pas à plusieurs mètres de profondeur pour atteindre la nappe phréatique située dans le roc. La texture

[3] Ministère des Ressources naturelles et ministère de l'Agriculture, des Pêches et de l'Alimentation, 1995, L'érable à sucre, caractéristiques, écologie et aménagement, 394 pages.

des sols de l'érablière offre un bon équilibre entre le drainage et la réserve en eau utile (CRU). L'horizon C offre un bon CRU de 19 g eau /100g de sol.

Au niveau du drainage, l'érablière ne subira pas l'effet du remblai, puisque le sens d'écoulement des eaux de surface une fois le profil final terminé sera parallèle à celui de l'érablière. De plus, rappelons qu'un chemin existant sépare la limite du remblai et l'érablière.

En ce qui concerne le remblai proprement dit, les éléments mentionnés précédemment s'appliquent également. En effet, le sol utilisé pour les 50 derniers cm devra être propice à la sylviculture. Le complément agronomique daté de janvier 2024 présente les recommandations agronomiques à cet effet.

Conclusion

Bref, bien que le présent rapport n'ait pas la prétention d'être un état de santé exhaustif de cette érablière, les éléments observés permettent d'affirmer que la station est favorable et qu'il ne semble pas y avoir d'enjeu majeur quant à la pérennité de l'exploitation.

L'analyse des données recueillies et des connaissances scientifiques sur la physionomie et les besoins de l'érable à sucre permettent de conclure que le projet n'aura aucun effet significatif sur l'érablière à proximité.

Finalement, les travaux ont démontré que le sol arable conservé en l'andain est propice à la sylviculture. En fonction de la prescription agronomique pour le denier mètre de sol, il n'est pas déraisonnable d'envisager une plantation d'érable sur le remblai.

Nous vous prions de recevoir, Madame, Monsieur, nos plus cordiales salutations.

Charles D. Delisle ing.f.

Charles D. Delisle, ing. f.
Chargé de projet | Environnements et territoire

c.c. Construction et pavage Portneuf inc.

Photo 1 : Sondage #1

Photo 2 : Sondage #1

Photo 3 : Sondage #2

Photo 4 : Érablière

Photo 5 : Sondage #3

Photo 6 : Aire décapée

AgroEnviroLab

Une compagnie Premier Tech

Copyright 2007 No d'envoi :

Accrédité par le ministre de L'Environnement pour pH, pH tampon, K, Ca, Mg, Al, Mn, Cu, Zn

Date de réception 08 nov 23
Date du rapport 22 nov 23
No. demande d'analyse 250097
Numéro d'accréditation 459
Méthode Extraction Mehlich 3
Résultats en base sèche

Provenance

Échantillonné le :06 nov 23

Échantillons

Groupe Synergis
1689, Rue Marais, Suite 300
Québec
G1M0A2
Étienne Guay, Charles Delisle
Par :Charles D. Delisle

Résultats d'analyses

Numéro laboratoire			SO-0787000	SO-0787001	SO-0787002	SO-0787003
Identification champ			1A	1B	1C	S3
Culture prévue						
AEL-I-SOL-006		pH	7.7 R	7.8 R	7.7 R	8.0 R
AEL-I-SOL-007		pH tampon	7.7 TR	7.8 TR	7.7 TR	8.0 TR
AEL-I-SOL-005		Mat. Org. %	3.7 M	0.8 TP	10.8 TR	4.2 MB
AEL-I-SOL-003+AEL-I-EQP-028	kg/ha	P	69 P	109 MB	16 TP	31 TP
		K	68 P	39 TP	95 P	41 TP
		Ca	6920 R	2352 P	11477 TR	11400 TR
		Mg	70 P	29 TP	89 M	50 P
	ppm	Al	866 MB	995 B	811 MB	1101 B
	ISP	P/Al*	3.5 1	4.9 1	0.9 1	1.2 1
	ppm	Mn	68.8 TR	16.2 R	102.3 TR	30.0 TR
		Cu	2.30 TR	0.48 MB	0.65 B	0.57 MB
		Zn	2.82 M	0.42 TP	1.28 TP	1.36 TP
		B	0.76 P	0.15 TP	0.79 P	0.39 TP
		S				
		Fe	119	119	149	98
%		N total				
		C / N				
ppm		$N\text{-}NH_4$				
ppm		$N\text{-}NO_3$				

TP=Très pauvre, P=Pauvre, M=Moyen, MB=Moyen bon, B=Bon, R =Riche, TR=Très riche

Besoins en chaux IVA 100%

No laboratoire	SO-0787000	SO-0787001	SO-0787002	SO-0787003
No champ	1A	1B	1C	S3
Culture prévue				
Quantité t/ha				
Type de chaux	Dolomitique	Dolomitique	Dolomitique	Calcique

CEC et saturations en bases

No champ		1A	1B	1C	S3
CEC (meq/100g)		15.8 MB	5.4 P	26.1 R	25.7 R
Base	Marge moy.	Saturation en bases			
K	0.3 - 2.0	0.5 M	0.8 M	0.4 M	0.2 P
Ca	25 - 60	97.9 TR	97.2 TR	98.3 TR	99.1 TR
Mg	1 - 10	1.6 M	2.0 M	1.3 M	0.7 P
Total	10 - 90	100.0 TR	100.0 TR	100.0 TR	100.0 TR
Rapport	Marge moy.	Rapports entre les éléments			
K/Mg	0.1 - 0.5	0.30 B	0.40 B	0.33 B	0.25 B
K/Ca	.01 - 06	0.01 P	0.01 P	0.00 P	0.00 P
Mg/Ca	.03- 0 25	0.02 P	0.02 P	0.01 P	0.01 P

Autres résultats									
Na / RAS	ppm	<5	8	0.1	4	0.1	7	0.1	4	0.1
Conductivité électrique	mS/cm									

* P/Al Valeur environnementale critique = limite entre bon et riche. Valeurs agronomiques critiques = limite entre pauvre et moyen, et, entre riche et très riche.

Physique du sol

Granulométrie		1A	1B	1C	S3
Sable	%	76.1	84.0	40.2	64.1
Limon	%	9.5	4.5	30.4	16.5
Argile	%	14.4	11.4	29.4	19.3
Classe texturale		L-S	S-L	L-A	L-S
Type de sol		G3 - Léger	G3 - Léger	G1 - Lourd	G3 - Léger

Estimé		1A	1B	1C	S3
Densité estimée g/cm³		1.03 M	1.25 É	0.74 B	0.98 M
Porosité estimée %		48.6 B	41.3 B	57.8 B	50.4 B
Perméabilité estimée		Perméabl	Très permeabl	Peu permeabl	Perméabl
Coef. Perméabilité	cm/h	30.00 B	40.00 E	0.30 F	30.00 B
Coef. de réserve eau utile (CRU)	g eau / 100 g sol	13.00 B	6.30 F	19.00 B	14.00 B

TF = Très faible, F = Faible, B = Bon, E = Élevé, TE = Très élevé

Remarques

Résultats applicables aux échantillons soumis à l'analyse seulement. Ce document est à l'usage exclusif du client et est confidentiel, si vous n'êtes pas le destinataire visé, soyez avisé que tout usage, reproduction, ou distribution de ce document est strictement interdit. Ce certificat ne doit pas être reproduit, sinon en entier, sans l'autorisation écrite du laboratoire.

Une ou plusieurs remarques ont été trouvées pour l'échantillon "SO-0787000", veuillez-vous référer au rapport individuel pour plus de détails.
Une ou plusieurs remarques ont été trouvées pour l'échantillon "SO-0787001", veuillez-vous référer au rapport individuel pour plus de détails.
Une ou plusieurs remarques ont été trouvées pour l'échantillon "SO-0787002", veuillez-vous référer au rapport individuel pour plus de détails.
Une ou plusieurs remarques ont été trouvées pour l'échantillon "SO-0787003", veuillez-vous référer au rapport individuel pour plus de détails.

Contrôle qualité	Valeurs attendues: 85 à 115 %					Résultats des échantillons contrôles passés avec vos échantillons, résultats en % des valeurs attendues pour chacun des paramètres									
pH	MO	P	K	Ca	Mg	Al	Mn	Cu	Zn	B	S	Na	Fe	N total	C.E.
100.6	102.8	95.6	96.5	97.3	99.5	94.9	97.0	96.7	96.7	106.7					

1642, de la Ferme, La Pocatière (Québec) G0R 1Z0
Tél. : **418 856.1079** Téléc. : **418 856.6718**
Sans frais : 1 866-288-1079
Courriel : info@agro-enviro-lab.com
www.agro-enviro-lab.com

Jean-François Bouchard, Agronome, B.sc

Antoine St-Pierre, Chimiste, B.sc

Québec, le 10 janvier 2024 PAR TRANSMISSION ÉLCTRONIQUE

Commission de protection
du territoire agricole du Québec
200, chemin Sainte-Foy, 2e étage
Québec (Québec) G1R 4X6

Objet : Remblayage d'une carrière située sur le lot 6 556 595-P à l'aide de sols respectant les limites prévues à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains
N/Dossier : 23-0505
V/Dossier : 440929 – Construction et pavage Portneuf inc.

Madame,
Monsieur,

Notre firme a reçu le mandat de présenter auprès de la Commission de protection du territoire agricole du Québec (CPTAQ) un complément d'information au dossier #440929 portant sur l'encadrement de la gestion des sols lors du remblayage de carrières.

À la suite de la mise en vigueur du nouveau Règlement sur les carrières et sablières (RCS, Q-2 r.7.1) en avril 2019, il est désormais autorisé de réaménager et de restaurer une carrière à l'aide de sols respectant les valeurs limites prévues à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (RPRT).

Cette option de réaménagement et de restauration exige d'être réalisée selon un cadre de gestion rigoureux. La compréhension du contexte historique, des critères génériques pour les sols, de la gestion des sols faiblement contaminés au Québec, du régime d'autorisation environnemental, des sanctions prévues, ainsi que des mesures d'admissibilité et de suivi permettent d'établir aujourd'hui l'encadrement strict et sécuritaire de la gestion des sols lors du remblayage de carrière tel que présenté ci-après.

Mise en contexte historique

L'histoire du Québec est marquée par des phases successives d'industrialisation entre le milieu du 19e siècle et le 20e siècle. De grandes industries comme celles du bois, du textile et de la métallurgie s'implantèrent alors sur le territoire. En l'absence de normes environnementales suffisantes à l'époque, ces activités ont laissé comme héritage des terrains contaminés. Ce passif environnemental priva alors ces terrains de toute activité économique.

Devant ce constat, le Gouvernement du Québec publia en 1988 sa première Politique de réhabilitation des terrains contaminés (ci-après « la Politique »). Celle-ci est inspirée du principe de développement durable défini pour la première fois dans le rapport Brundtland publié quelques mois plus tôt. L'État exprimait ainsi pour la première fois sur ses intentions quant au devenir des terrains contaminés.

Les activités humaines sont encore aujourd'hui à l'origine de contamination du sol. Cependant les causes sont maintenant la plupart du temps d'origine accidentelle.

Il fallut 10 ans afin que la Politique soit révisée afin d'encadrer la prévention de nouvelles contaminations. La Politique de 1998 ajoutait ainsi de nombreuses mesures de protection et de réhabilitation des terrains. Le plan de mise en œuvre prévoyait alors l'adoption d'une série de règlements d'encadrement et la validation scientifique des critères génériques des sols.

C'est dans ce contexte que le Gouvernement adopta progressivement un nouveau cadre législatif afin de prévenir la contamination de terrains, d'en permettre leur réhabilitation et de gérer la disposition des sols :

- 2001 : Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (RESC)
- 2002 : Modification à la Loi sur la qualité de l'Environnement (LQE)
- 2003 : Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (RPRT)
- 2006 : Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles (REIMR)
- 2007 : Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés (RSCTSC)
- 2019 : Modification du Règlement sur les carrières et sablières (RCS)
- 2021 : Règlement concernant la traçabilité des sols contaminés excavés (RCTSCE)
- 2021 : Règlement concernant les frais exigibles liés à la traçabilité des sols contaminés excavés (RCFELTSCE)

Pour des fins de référence, une copie de ces règlements est jointe aux annexes A à G.

Bien qu'il ait fallu 20 ans pour mettre en place un encadrement législatif complet, le Québec se positionne aujourd'hui comme un leader mondial en matière de gestion des sols contaminés. Le nouveau plan d'action 2017-2021 de la Politique poursuit cet objectif. Selon la volonté gouvernementale, il répond aux enjeux suivants : la protection de l'environnement et la revitalisation durable du territoire. Parmi les 4 actions ciblées pour l'enjeu de la revitalisation durable du territoire, la sauvegarde des terres agricoles et la diminution de la pression sur ce territoire ont expressément été identifiées à la page 5 du plan d'action. Une copie du plan d'action gouvernemental est jointe à l'annexe H.

Le gouvernement a ainsi pris soin de s'assurer par sa politique et ses décisions de protéger la zone agricole.

Les critères génériques pour les sols

Les critères d'évaluation de la contamination des sols, ou critères A, B et C, ont été introduits au Québec en 1985 et ont été officialisés en 1988 par leur intégration dans la Politique de réhabilitation des terrains contaminés. En l'absence de règlement, c'était une manière simple d'établir la concentration des paramètres organiques et inorganiques acceptable et sécuritaire pour un usage donné. La validation des critères de la politique de 1988 a été réalisée sur une base toxicologique et écotoxicologique.

Pour un sol, un contaminant est défini comme une substance chimique dont la concentration est supérieure à la concentration naturelle de fond ou qui n'est pas présente à l'état naturel dans le milieu. Pour un large éventail de substance chimique, cette concentration naturelle de fond ou bruit de fond constitue le critère A.

Pour les substances inorganiques (métaux et métalloïde), excepté pour le chrome VI, les critères A représentent les teneurs de fond naturelles en d'autres mots : non contaminé. Ces valeurs sont basées sur l'Étude de bruit de fond géochimique pour différents environnements géologiques au Québec[1] (annexe I). Les auteurs de cette étude ont segmenté le Québec en cinq (5) régions de façon à tenir compte de l'origine géologique des dépôts meubles. Les critères A varient donc d'une région géologique à l'autre. L'approche statistique par percentile a été utilisée afin de déterminer le bruit de fond. Des concentrations naturelles en métaux et métalloïdes supérieures au bruit de fond établi entre le 90^{e} et le 98^{e} centile de la distribution des concentrations mesurées ont été observées dans l'étude. Pour les substances organiques, les limites de quantification de la méthode d'analyse de laboratoire ont été retenues afin d'établir les critères A. Pour certains paramètres analytiques, la valeur du critère A et égale ou supérieure au critère B.

Les sols dont les paramètres analytiques respectent le bruit de fond géochimique ou les limites analytiques, le cas échéant, sont communément nommées sol A ou < A (sol plus petit que A).

[1] Choinière J, Beaumier M. 1997. Bruits de fond géologiques pour différents environnements géologiques au Québec. Québec : ministère des Ressources naturelles.

Les critères B correspondent aux valeurs limites réglementaires fixées à l'annexe I du RPRT. Ces critères sont basés sur les données scientifiques de risques toxicologiques pour la santé humaine et les écosystèmes. En 2005, les valeurs du critère B ont fait l'objet d'une validation scientifique par l'institut national de la santé publique du Québec (INSPQ)[2] sous l'angle de la protection de la santé publique (annexe J). Toutefois, dès 1996, des valeurs provenaient déjà des travaux de validation scientifique du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME). Selon le RPRT, il s'agit de la valeur limite applicable aux usages résidentiels ou de terrains où sont aménagées des institutions comme des établissements d'enseignement, des centres de la petite enfance, des garderies et des centres hospitaliers. Ainsi, un terrain respectant les normes de l'annexe 1 du RPRT (critère B) ne dispose d'aucune limitation réglementaire d'usage même pour des activités agricoles.

Les sols dont les paramètres analytiques excèdent le bruit de fond géochimique ou les limites analytiques, le cas échéant, mais respecte les critères B sont communément nommés sol A-B (plage A-B).

Les travaux de validation de l'INSPQ ont porté sur toutes les voies d'exposition associée aux usages de sols respectant le critère B dont notamment l'ingestion de sol, **l'ingestion de l'eau souterraine en contact avec ce sol** et le contact cutané.

Pour le scénario d'un usage résidentiel, cela implique que le critère B a été validé par l'INSPQ en considérant notamment l'effet à long terme de la consommation de légume du potager et la consommation d'eau souterraine par les résidents.

À titre indicatif, selon le ministère de l'Environnement, de la lutte contre les Changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP)[3], des terreaux destinés à la culture à base de matières résiduelles fertilisantes peuvent être produits avec des sols respectant le critère B.

Les critères C correspondent aux valeurs limites réglementaires fixées à l'annexe II du RRPT. Ces valeurs ont également fait l'objet d'une validation scientifique par L'INSPQ[4]. Il s'agit des valeurs limites applicables à des usages industriels, commerciaux ou institutionnels.

Les sols dont les paramètres analytiques excèdent les critères B, mais respecte les critères C sont communément nommés sol B-C (plage B-C).

À titre de référence l'annexe K présente les critères génériques de la Politique pour l'ensemble des paramètres de A à C.

---

[2] Fouchécourt et coll., 2005. Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés – Protection de la santé humaine. Institut national de la santé publique du Québec.

[3] Hébert, Marc, 2015. Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes : critères de référence et normes réglementaires – Édition 2015. Québec. ISBN- 978-2-550-72954-9, 216 pages.

[4] Fouchécourt et coll., 2005. Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés – Protection de la santé humaine. Institut national de la santé publique du Québec.

En plus des critères de la Politique, l'annexe I du RESC fixe les teneurs à partir desquelles la décontamination des sols est obligatoire avant d'en faire la disposition dans un site d'enfouissement spécialisé. L'annexe I du RESC est ainsi la norme pour décontaminer les sols. Ainsi, un sol dont un paramètre excède les critères C, mais respecte les normes du RESC est nommé sol C-D (plage C-D). Les sols excédant cette norme sont connus comme sol D.

La carrière faisant l'objet de la présente demande d'autorisation est située dans la Zone Af/c-303 du règlement de zonage no.125-11 de la municipalité de Deschambamlt-Grondines. Selon le RPRT, le niveau acceptable de contamination du terrain correspond à l'annexe I de ce même règlement. Ainsi, ce terrain pourrait déjà contenir des sols respectant les critères A et A-B. Conformément à la réglementation applicable, ces sols contaminés pourraient être maintenus en place sans aucune contrainte aux activités actuelles.

La gestion des sols faiblement contaminés au Québec

Le cadre législatif mis en place vise la réhabilitation des terrains tout en prévenant de nouvelles contaminations. C'est ainsi que la gestion de sols transportés à l'extérieur du terrain d'origine est maintenant soumise à des exigences strictes et un encadrement législatif rigoureux mis en place par le Gouvernement du Québec.

Selon le RSCTSC, il est prohibé de déposer des sols contenant des contaminants en concentration égale ou inférieure aux valeurs limites fixées par l'annexe I de ce règlement (critère B), ou d'en permettre le dépôt, sur ou dans des sols dont la concentration de contaminants est inférieure à celle contenue dans les sols déposés. En d'autres mots, l'approche gouvernementale interdit de disposer des sols dont les valeurs sont supérieures aux critères A, mais respectant les critères B (sol A-B) sur des sols dont la teneur initiale est inférieure à celle contenue dans les sols déposés à moins que le site récepteur y soit autorisé. Le Gouvernement veut ainsi éviter la dilution et la dispersion sans contrôle de ces sols dans l'environnement incluant dans la zone agricole. Par cette mesure, il contrôle les lieux de disposition finale des sols contaminés.

Les orientations gouvernementales ont identifié des options de valorisation des sols A-B afin de maintenir leurs usages et d'éviter leurs enfouissements. Le réaménagement et la restauration de carrières sont aujourd'hui autorisés en vertu du RCS. Comme autre exemple, le gouvernement autorise aussi la valorisation de sol A-B pour l'aménagement de développements résidentiels, dans le cadre d'une autorisation délivrée à cette fin.

Depuis le 18 avril 2019, l'article 42 du RCS indique clairement qu'une carrière a comme option de réaménagement et de restauration le remblayage à l'aide de sols contenant des contaminants issus d'une activité humaine en concentration inférieure ou égale aux valeurs limites prévues à l'annexe I du RPRT (critère B). Cette option de restauration n'a pas été retenue pour les sablières.

Le Gouvernement a pris d'importantes mesures de contrôles et de surveillances dans le nouveau règlement afin d'offrir un encadrement législatif strict à cet égard. Il a sciemment ciblé les carrières

comme lieu de disposition des sols A-B et a pris d'importantes mesures de surveillance et d'encadrement pour éviter que des sols plus grands que B s'y retrouve.

Régime d'autorisation environnementale

Le MELCCFP est le ministère attitré à l'administration de la LQE et de ses 86 règlements. Comme le mentionnent les dispositions préliminaires de cette Loi, celle-ci vise la protection de l'environnement et la sauvegarde des espèces vivantes :

« Les dispositions de la présente loi visent la protection de l'environnement de même que la sauvegarde des espèces vivantes qui y habitent, dans la mesure prévue par la loi. Elles permettent de considérer les enjeux liés à la protection de la santé et de la sécurité humaines ainsi que les réalités des territoires et des collectivités qui y habitent. »

Une activité présentant un risque environnemental modéré est encadrée par une autorisation ministérielle émise par le MELCCFP. Elle permet de réaliser un projet en conformité avec les lois et les règlements applicables et selon les exigences du Ministère en matière de protection de l'environnement. Lors de son analyse du projet, le MELCCFP peut exiger tout autre renseignement, document ou étude supplémentaires qu'il estime nécessaire pour connaître les impacts du projet sur la qualité de l'environnement, sur la vie, la santé, la sécurité, le bien-être et le confort de l'être humain ainsi que sur les écosystèmes, les autres espèces vivantes ou les biens avant de prendre sa décision.

Remblayer une carrière avec des sols contenant des contaminants issus d'une activité humaine en concentration inférieure ou égale aux valeurs limites prévues à l'annexe I du RPRT (critère B) est une activité visée par l'obtention préalable d'une autorisation ministérielle et encadrer par un règlement.

Dans le cadre de la refonte réglementaire du RCS, les divers services du MELCCFP ont été consultés afin de déterminer si le remblayage de carrière à l'aide de sol A-B était acceptable en tenant compte des critères de la qualité de l'environnement, la vie, la santé, la sécurité, le bien-être et le confort de l'être humain, les écosystèmes, les autres espèces vivantes ou les biens. Le réaménagement et la restauration d'une carrière doivent notamment atteindre les objectifs suivants :

- Éliminer les risques inacceptables pour la santé et assurer la sécurité des personnes
- Prévenir le rejet de contaminants susceptibles de porter atteinte au milieu
- Éliminer tout entretien ou suivi à long terme
- Mettre le lieu dans un état compatible avec son usage ultérieur

Au terme d'un processus de consultation exhaustif, le gouvernement a jugé que le remblayage d'une carrière à l'aide de sols contenant des contaminants issus d'une activité humaine en concentration inférieure ou égale aux valeurs limites prévues à l'annexe I du RPRT (critère B) répond à l'ensemble de ces critères. Un courriel de Mme Sandrine Messager, responsable de la réforme du RCS, exprime la rigueur avec laquelle cette décision a été prise (annexe L).

La CPTAQ a d'ailleurs été consultée lors de cette démarche, mais aucun commentaire n'a été émis tel qu'il appert dans une lettre datée du 7 septembre 2021 (annexe M). Nous comprenons donc que la Commission ne s'oppose pas au remblayage de carrières à l'aide de sol A-B. Cela revêt une grande importance, puis que la grande majorité des carrières d'importance sont situées en zone agricole.

Le MELCCFP a en plus et malgré tout mis en place des mesures de contrôle de l'admissibilité et de suivi afin d'assurer l'atteinte des objectifs visés.

Le projet en demande a d'ailleurs déjà fait l'objet d'une autorisation ministérielle spécifique pour le remblayage avec des sols A et A-B sous les conditions maintenant imposées par l'encadrement gouvernemental.

Régime de sanction

Avec la réforme du RSC, le gouvernement voulait offrir plus d'option de valorisation des sols A-B, mais d'un autre côté sanctionner plus sévèrement les contrevenants à l'origine d'un dépôt illicite de sol contaminé aussi bien dans les carrières que tout autre lieu non autorisé.

Le Gouvernement dispose aujourd'hui d'une vaste gamme d'outils punitifs afin de décourager toute tentative de dépôt illicite et pour assurer la décontamination des sites illégaux. Le MELCCFP dispose d'un pouvoir d'ordonnance. Il dispose également du régime des sanctions administratives pécuniaires (SAP) et des poursuites pénales devant les tribunaux.

À titre indicatif, le dépôt illicite de sol contaminé est passible d'une SAP d'un montant 10 000 $ et d'une amende variant de 30 000 $ à 6 000 000 $.

L'exploitant d'une carrière qui omet de vérifier l'admissibilité des sols est passible d'une SAP de 2 500 $ par fois et d'une amende variant de 7 500 $ à 1 500 000 $.

Ainsi, l'exploitant d'une carrière qui admet des sols non admissibles est passible d'une amende pouvant aller jusqu'à 6 000 000 $.

De plus, par ordonnance, le MELCCFP peut exiger que les sols illicites soient excavés, puis disposés dans un lieu autorisé. À défaut de l'exécution d'une ordonnance, le MELCCFP peut faire réaliser les travaux aux frais du contrevenant.

Admissibilité des sols et programme de suivi

La réglementation ne prévoit aucune mesure de contrôle et de suivi lors du transport et de la disposition de sol non contaminé (< critère A) sur un site, à l'exception des carrières et sablières.

Le réaménagement et la restauration d'une sablière peuvent être réalisés par remblayage à l'aide de sol non contaminé. Selon le RCS, les sols admissibles sont contrôlés une seule fois lors de leur réception dans la sablière.

Une carrière peut également être réaménagée et restaurée par remblayage à l'aide de sol non contaminé. À l'exemple des sablières, les sols admissibles sont contrôlés une seule fois lors de leur réception dans la carrière. Aucune vérification en amont n'est exigée lors de la réception des sols non contaminés lorsque les carrières et les sablières sont limitées à recevoir que ce type de sol.

Cependant, selon la nouvelle réglementation, l'exploitant d'une carrière autorisé à recevoir des sols A-B est tenu de vérifier l'admissibilité **de tous les sols** préalablement à leur entrée dans la carrière. Il doit, **avant la réception des sols contaminés**, s'assurer de la nature et les valeurs de concentration des substances présentes dans ces sols sur la base de rapports d'analyse soumis par le client et présentant un nombre d'échantillons représentatifs. Cette obligation n'est pas applicable aux sablières.

En plus de cette vérification en amont, l'exploitant de la carrière est tenu à vérifier à l'aide d'un programme d'échantillonnage interne l'admissibilité des sols au fur et à mesure de leur réception selon la réglementation. Il doit minimalement prélever et faire analyser un échantillon pour chaque lot de sols inférieur ou égal à 200 tonnes métriques. Pour tout lot de sols supérieur à 200 tonnes métriques, l'exploitant doit prélever et faire analyser minimalement un échantillon supplémentaire pour chaque fraction additionnelle de sols inférieure ou égale à 400 tonnes métriques.

Un lot de sol est considéré comme un ensemble homogène de même nature et de même origine. Ainsi, chaque type de sol et chaque point d'origine est échantillonné au moins 1 fois afin d'en vérifier les caractéristiques chimiques.

Ces échantillons prélevés doivent faire l'objet d'analyse en laboratoire accrédité pour les paramètres suivants :

- Les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM)
- Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)
- Les hydrocarbures pétroliers (C10-C50)
- Les métaux et métalloïdes
- Tout contaminant identifié dans le rapport de caractérisation

Les sols devront également être exempts de toute matière résiduelle et d'amiante.

Les activités de caractérisation et d'échantillonnage sont encadrées par le MELCCFP dans le Guide de caractérisation des terrains[5] et les neuf guides d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales (cahier 1 à 9). Les méthodes devant être utilisées et le nombre minimal d'échantillons y sont fixés afin que les travaux de caractérisation présentent un portrait représentatif de l'état des sols reçus.

En plus des exigences d'admissibilité du RCS, le RCTSCE ajoute d'autres exigences et mesures de contrôle applicables au transport de sols contaminé. Ce règlement s'applique à tous les sols qui contiennent des contaminants provenant d'une activité humaine, peu importe la valeur de concentration de ces derniers, du terrain d'origine jusqu'au lieu récepteur final.

Depuis le 1er novembre 2021, le système gouvernemental de traçabilité assure le suivi des sols à l'aide de GPS sur les camions de transport. Les mesures suivantes sont obligatoires pour le transport de tous sols contaminés (> critère A) :

- Le maître d'œuvre, le transporteur et le récepteur doivent s'inscrire sur le site web de Traces Québec 72h00 avant le transport des sols provenant d'un chantier
- Le maître d'œuvre doit remplir un bordereau électronique sur le site web de Traces Québec avant que les sols quittent le terrain d'origine en y indiquant notamment les informations suivantes :
  - Localisation du terrain d'origine
  - Nom du projet
  - Nom du professionnel qui remplit le bordereau
  - Nom du propriétaire du terrain
  - Numéro d'immatriculation du camion
  - Plage de contamination des sols
  - Quantité de sols
  - Date et heure des transports
  - Lieu récepteur

[5] Ministère de l'Environnement (MENV), Les Publications du Québec, 2003. Le Guide de caractérisation des terrains, 111 pages. https://www.ceaeq.gouv.qc.ca/documents/publications/echantillonnage.htm

- Le lieu récepteur doit inscrire les informations suivantes sur le bordereau de transport de chacun des camions avant le déchargement :
  - Immatriculation du camion
  - Nom du professionnel qui remplit le bordereau
  - Date et heure d'arrivée des sols contaminés
- Si plus de 200 tm de sols contaminés sont transportés :
  - Dans les 15 jours suivant le transport, le maître d'œuvre doit fournir une attestation d'un professionnel[6] au MELCCFP via Trace Québec certifiant la véracité des informations transmises au système
  - Géolocalisation obligatoire des camions par GPS
  - Un contrat avec le site récepteur confirmant que les sols contaminés peuvent être admis. Ce contrat doit être transmis à Trace Québec

Le MELCCFP résume la démarche de Trace Québec dans la figure jointe à l'annexe N. De plus, le Gouvernement du Québec a publié ses guides d'applications.

Depuis le 1er janvier 2024, des frais gouvernementaux de 2,23 $/tm s'appliquent pour tous les transports de sols contaminés (> critère A).

Afin de documenter le programme de suivi, l'exploitant de la carrière doit au surplus consigner dans un registre pour une durée de 5 ans les renseignements et les documents suivant :

- Les coordonnées du client des sols ainsi que celles du transporteur
- Les rapports de caractérisation soumis par le client
- La nature et la concentration des substances présentes dans les sols ainsi que les rapports d'analyses produits par le laboratoire à la suite de leur réception
- Les coordonnées du lieu d'origine des sols
- La date d'admission de ces sols
- La quantité de sols reçus, exprimée en tonnes métriques
- Les données du prélèvement et de l'analyse des sols lors de leur réception

[6] Professionnel inscrit à la liste d'experts du ministère de l'Environnement, membre d'un ordre professionnel possédant 5 ans d'expérience en environnement ou titulaire d'un diplôme d'études postsecondaires dans une discipline scientifique possédant 7 ans d'expérience en environnement.

Selon le RCS, au plus tard le 31 janvier suivant chaque année au cours de laquelle la carrière est réaménagée et restaurée avec des sols A-B, l'exploitant devra rédiger un rapport annuel de réaménagement et de restauration contenant les renseignements et les documents suivants :

- Une compilation des données recueillies au registre
- Un plan et les données faisant état de la progression du remblayage des sols dans la carrière

Une carrière recevant des sols A-B est donc le lieu où la disposition de sols est la plus réglementée, contrôlée, suivie et documentée. Cette situation a pour effet de décourager toute tentative de dépôt illicite de sols non admissibles. Considérant l'encadrement gouvernemental strict, la carrière faisant l'objet de la demande est le lieu le plus contraignant en matière de disposition de sols et le plus sécuritaire pour le territoire agricole.

Conclusion

Au cours des dernières années, le Gouvernement par ses politiques et orientations a adopté un cadre réglementaire robuste afin de maintenir la qualité des sols et de contrôler la gestion des sols contaminés. En ce sens, des normes de qualité ont été établies sur une base d'étude scientifique toxicologique et écotoxicologique. Cela a permis d'établir des classes de sols selon les différentes plages de contamination des critères < A, A-B, B-C, C-D et > D.

Les valeurs limites prévues à l'annexe I du RPRT (critère B) permettent la protection des sols et de l'eau tout en assurant un milieu de vie sécuritaire pour les usages résidentiels, des garderies, des parcs de jeu, des écoles et des hôpitaux sans aucune contrainte. Cette détermination a fait l'objet d'un processus long et rigoureux.

À la suite de la consultation de ses experts et d'autres organismes gouvernementaux, dont la CPTAQ, le MELCCFP considère que le réaménagement et la restauration d'une carrière par remblayage à l'aide de sols contenant des contaminants issus d'une activité humaine en concentration inférieure ou égale au critère B est une option acceptable dans la mesure où l'admissibilité des sols est contrôlée en amont et en aval de l'admission des sols dans la carrière. L'autorisation environnementale déjà reçue par l'entreprise en demande atteste de la conformité du projet aux règlements applicables.

Des mesures de contrôle et de suivi très rigoureuses sont mises en place par le gouvernement. Le système gouvernemental Trace Québec ne laisse aucune place à la disposition illicite de sols ne respectant pas la norme maximale établie. Que ce soit en amont ou en aval de la réception des sols, la concentration des paramètres susceptible d'être présente au-delà des normes sera analysée et documentée selon les exigences du MELCCFP. Dès la réception d'une quantité de

plus de 200 tm de sol, la responsabilité d'un professionnel sera impliquée en plus de celle déjà engagée au site d'origine.

Des sanctions et des amendes dissuasives ont été mises en place dans la réglementation afin de décourager toute tentative de disposition illicite incluant dans les carrières. Au surplus, le Gouvernement dispose d'un pouvoir d'ordonnance afin de réaliser ou faire réaliser les travaux correctifs, si requis.

Le Gouvernement s'est doté de l'encadrement nécessaire afin d'assurer à sa population que seuls les sols autorisés sont admis et disposés dans les carrières du Québec. Le régime actuel vise qu'aucun déchargement illicite ne puisse être tenté sur ces lieux. Comme le risque zéro n'existe pas, nous avons avec cet encadrement la garantie qu'aucun déchargement pouvant avoir un effet sur la qualité de l'environnement ne sera réalisé.

Les appréhensions de la Commission à l'effet qu'il pourrait subvenir un déversement de sols contaminés supérieur au critère B sont non fondés. Le système de contrôle mis en place par le Gouvernement est étanche et ne laisse aucune place à la disposition illicite de sols en ce lieu. Avec l'application de la Loi et du RCS, les carrières représentent désormais un gage de sécurité quand la préservation de la qualité des sols lors des travaux de réaménagement et de restauration. Cela est d'autant plus vrai sur le territoire agricole où les activités de remblayage sont autorisées par la Commission sans aucune mesure de contrôle et de suivi du niveau de contamination des sols admis.

Nous vous prions de recevoir, Madame, Monsieur, nos plus cordiales salutations.

Charles D. Delisle ing.f.
Charles D. Delisle, ing. f.
Chargé de projet | Environnements et territoire

c.c. Construction et pavage Portneuf inc.

Annexes A à N

Annexe	Lien
A	Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés
B	Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains
C	Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles
D	Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés
E	Règlement sur les carrières et sablières
F	Règlement concernant la traçabilité des sols contaminés excavés
G	Règlement concernant les frais exigibles liés à la traçabilité des sols contaminés excavés
H	Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés : Plan d'action 2017-2021
I	Étude de bruit de fond géochimique pour différents environnements géologiques au Québec
J	Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés
K	Critères génériques des sols
L	Courriel de Mme Sandrine Messager
M	Lettre réponse du 7 septembre de la CPTAQ
N	Traçabilité des sols contaminés excavés

Annexe A

Québec

© Éditeur officiel du Québec

À jour au 1er septembre 2023
Ce document a valeur officielle.

chapitre Q-2, r. 18

Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés

Loi sur la qualité de l'environnement
(chapitre Q-2, a. 31.52, 70, 95.1, 118.3.5 et 124.1).

Loi sur certaines mesures permettant d'appliquer les lois en matière d'environnement et de sécurité des barrages
(chapitre M-11.6, a. 30 et 45).

Veuillez consulter le chapitre III du Règlement concernant la mise en œuvre provisoire des modifications apportées par le chapitre 7 des lois de 2021 en matière de gestion des risques liés aux inondations (chapitre Q-2, r. 32.2).

D. 843-2001; N.I. 2019-12-01; L.Q. 2022, c. 8, a. 1.

TABLE DES MATIÈRES

CHAPITRE I
CHAMP D'APPLICATION **1**

CHAPITRE II
LES LIEUX D'ENFOUISSEMENT DE SOLS CONTAMINÉS

SECTION I
DISPOSITIONS GÉNÉRALES..... **3**

SECTION II
AMÉNAGEMENT
§ 1. — *Conditions générales d'aménagement*..... **5**
§ 2. — *Étanchéité*..... **11**
§ 3. — *Captage et traitement des lixiviats*..... **12**
§ 4. — *Captage des gaz*..... **13**
§ 5. — *Captage des eaux de surface*..... **14**

SECTION III
EXPLOITATION
§ 1. — *Conditions générales d'exploitation*..... **15**
§ 2. — *Lixiviats*..... **22**
§ 3. — *Eaux souterraines*..... **25**
§ 4. — *Gaz*..... **27**
§ 5. — *Mesures de contrôle et de surveillance*..... **28**

SECTION IV
ASSURANCE ET CONTRÔLE DE LA QUALITÉ..... **37**

SECTION V
RECOUVREMENT FINAL ET FERMETURE..... **38**

SECTION VI
PÉRIODE POST-FERMETURE..... **43**

CHAPITRE III
GARANTIE..... **48**

CHAPITRE IV
PROPRIÉTÉ DU FONDS DE TERRE..... **56**

CHAPITRE IV.1
SANCTIONS ADMINISTRATIVES PÉCUNIAIRES..... **57.1**

CHAPITRE V
SANCTIONS PÉNALES..... **58**

CHAPITRE VI
DISPOSITIONS DIVERSES..... **64**

ANNEXE I

ANNEXE II

© Éditeur officiel du Québec

CHAPITRE I

CHAMP D'APPLICATION

1. Le présent règlement détermine les conditions ou prohibitions applicables à l'aménagement, à l'agrandissement et à l'exploitation des lieux servant, en tout ou en partie, à l'enfouissement de sols contaminés ainsi que les conditions applicables à leur fermeture et à leur suivi post-fermeture.

Il ne s'applique pas toutefois aux lieux d'enfouissement régis par le chapitre II du Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles (chapitre Q-2, r. 19), ni au réaménagement et à la restauration d'une carrière effectués conformément au Règlement sur les carrières et sablières (chapitre Q-2, r. 7.1).

Pour l'application du présent règlement:

1° les sédiments extraits d'un cours ou d'un plan d'eau constituent des sols;

2° l'agrandissement d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés comprend toute modification ayant pour effet d'en augmenter la capacité.

D. 843-2001, a. 1; D. 1553-2001, a. 1; D. 451-2005, a. 176; D. 238-2019, a. 1.

2. Est soustrait à l'application des articles 10, 15, 16, 19, 21, 23, 40, 42, 48 à 55 et 64 à 66 tout lieu qui, dans le cadre de travaux de réhabilitation autorisés en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2), sert exclusivement à l'enfouissement de sols contaminés extraits du terrain où il est situé et de sols contenant une ou plusieurs substances provenant de ce terrain.

D. 843-2001, a. 2; D. 1553-2001, a. 1.

CHAPITRE II

LES LIEUX D'ENFOUISSEMENT DE SOLS CONTAMINÉS

SECTION I

DISPOSITIONS GÉNÉRALES

3. Le stockage de sols contaminés en vue de leur dépôt définitif n'est permis que sur le terrain d'origine, dans le cadre de travaux de réhabilitation, ou dans un lieu d'enfouissement autorisé en vertu de la Loi.

D. 843-2001, a. 3.

4. Ne peuvent être mis dans un lieu d'enfouissement de sols contaminés:

1° les sols qui contiennent 1 ou plusieurs substances dont la concentration est égale ou supérieure aux valeurs limites fixées à l'annexe I sauf:

a) s'ils sont mis dans un lieu visé à l'article 2;

b) les sols dont on a enlevé à la suite d'un traitement autorisé en vertu de la Loi au moins 90% des substances qui étaient présentes initialement dans les sols et, dans le cas des métaux et métalloïdes enlevés, seulement si ceux-ci ont été stabilisés, fixés et solidifiés par un traitement autorisé;

c) lorsqu'un rapport détaillé démontre qu'une substance présente dans les sols ne peut être enlevée dans une proportion de 90% à la suite d'un traitement optimal autorisé et qu'il n'y a pas de technique disponible à cet effet;

© Éditeur officiel du Québec

2° les sols contenant plus de 50 mg de BPC par kg de sol;

3° les sols qui, après ségrégation, contiennent plus de 25% de matières résiduelles;

4° les sols qui contiennent une matière explosive ou une matière radioactive au sens de l'article 3 du Règlement sur les matières dangereuses (chapitre Q-2, r. 32) ou une matière incompatible, physiquement ou chimiquement, avec les matériaux composant le lieu d'enfouissement;

5° les sols contaminés qui contiennent un liquide libre, selon un essai standard réalisé par un laboratoire accrédité par le ministre en vertu de l'article 118.6 de la Loi.

D. 843-2001, a. 4; D. 1553-2001, a. 2.

SECTION II

AMÉNAGEMENT

§ 1. — *Conditions générales d'aménagement*

5. Un lieu d'enfouissement de sols contaminés ne peut être situé à moins d'un kilomètre à l'amont hydraulique de toute installation de prélèvement d'eau de surface destinée à l'alimentation d'un système d'aqueduc.

La distance prescrite par le premier alinéa est mesurée à partir de la limite intérieure de la zone tampon qui doit ceinturer tout lieu d'enfouissement de sols contaminés aux termes de l'article 10.

D. 843-2001, a. 5; N.I. 2019-12-01.

6. Il est interdit d'aménager un lieu d'enfouissement de sols contaminés dans la zone inondable d'un cours ou plan d'eau, qui est comprise à l'intérieur de la zone inondable de faible courant.

On entend par «zone inondable de faible courant» la ligne qui correspond à la limite de la crue des eaux susceptible de se produire 1 fois tous les 100 ans.

D. 843-2001, a. 6.

7. Il est interdit d'aménager un lieu d'enfouissement de sols contaminés dans les zones à risques de mouvement de terrain.

D. 843-2001, a. 7.

8. L'aménagement d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés est interdit sur un terrain situé à l'intérieur des aires de protection immédiate et intermédiaire d'une installation de prélèvement d'eau souterraine destinée à l'alimentation d'un système d'aqueduc ou à la production d'eau de source ou d'eau minérale au sens du Règlement sur les eaux embouteillées (chapitre P-29, r. 2).

L'aménagement d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés est également interdit sur un terrain en dessous duquel se trouve une nappe libre ayant un potentiel aquifère élevé. Il existe un potentiel aquifère élevé lorsque des essais de pompage démontrent qu'il peut être soutiré en permanence, à partir d'une même installation de prélèvement, au moins 25 m^3 d'eau par heure.

D. 843-2001, a. 8; N.I. 2019-12-01.

9. La hauteur maximale du recouvrement final du lieu d'enfouissement de sols contaminés est limitée par la pente maximale de 30% et par l'obligation de maintenir le pourtour du lieu d'enfouissement au niveau du sol environnant. De plus, le lieu d'enfouissement de sols doit s'intégrer au paysage environnant.

D. 843-2001, a. 9.

© Éditeur officiel du Québec

10. Un lieu d'enfouissement de sols contaminés doit comprendre, sur son pourtour, une zone tampon d'une largeur d'au moins 50 m destinée à préserver l'isolement du lieu, en atténuer les nuisances et permettre, au besoin, l'exécution de travaux correctifs. Cette zone ne doit comporter aucun cours ou plan d'eau.

D. 843-2001, a. 10.

§ 2. — *Étanchéité*

11. Afin d'empêcher la contamination du sol et des eaux souterraines, un lieu d'enfouissement de sols contaminés ne peut être aménagé que sur un terrain où les dépôts meubles sur lesquels seront déposés les sols contaminés se composent, sur son fond et ses parois, d'une couche naturelle homogène ayant en permanence une conductivité hydraulique égale ou inférieure à 1×10^{-6} cm/s sur une épaisseur d'au moins 3 m.

La zone où seront déposés les sols contaminés doit comporter, sur son fond et ses parois, un système d'imperméabilisation à double niveau de protection constitué comme suit:

1° un niveau inférieur de protection formé d'une membrane synthétique d'étanchéité de type polyéthylène haute densité ou ayant des propriétés équivalentes, d'une épaisseur d'au moins 1,5 mm, installée sur la couche de dépôt meuble;

2° un niveau supérieur de protection formé d'une membrane synthétique d'étanchéité de type polyéthylène haute densité ou ayant des propriétés équivalentes et ayant une épaisseur minimale de 1,5 mm.

La couche naturelle et les membranes d'étanchéité mentionnées ci-dessus doivent être aménagées de façon à présenter une inclinaison d'au moins 2% pour permettre l'écoulement, par gravité, des lixiviats vers les drains.

D. 843-2001, a. 11.

§ 3. — *Captage et traitement des lixiviats*

12. Les lieux d'enfouissement de sols contaminés doivent être pourvus d'un système de captage permettant de collecter tous les lixiviats et de les acheminer vers une unité de traitement ou un réservoir étanche à l'abri des eaux de précipitation, permettant d'en établir la qualité avant leur rejet.

On entend par «lixiviat» tout liquide ou filtrat ayant percolé à travers les sols contaminés.

Pour l'application du premier alinéa, un système de collecte des lixiviats doit être installé sur les parois et dans le fond du lieu d'enfouissement par-dessus la membrane d'étanchéité. Ce système doit être conçu de manière à ce que la hauteur maximale du liquide susceptible de s'accumuler dans le fond du lieu ne dépasse pas 30 cm.

Un autre système de collecte et d'évacuation des lixiviats, destiné à détecter les fuites, doit être aménagé entre les 2 membranes d'étanchéité. L'aménagement de ce système de collecte doit permettre une surveillance distincte des autres systèmes de collecte et de captage.

D. 843-2001, a. 12.

§ 4. — *Captage des gaz*

13. Les lieux d'enfouissement de sols contaminés doivent être pourvus d'un système permettant de capter et d'échantillonner tous les gaz présents dans les sols.

D. 843-2001, a. 13.

© Éditeur officiel du Québec

§ 5. — *Captage des eaux de surface*

14. Les lieux d'enfouissement de sols contaminés doivent être pourvus d'un système de captage des eaux de surface permettant d'empêcher que ces eaux ne soient en contact avec les sols qui y sont déposés ou qu'elles ne pénètrent dans la zone où sont déposés les sols.

D. 843-2001, a. 14.

SECTION III

EXPLOITATION

§ 1. — *Conditions générales d'exploitation*

15. L'exploitant d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés est tenu de vérifier l'admissibilité des sols à leur entrée. À cette fin, l'exploitant doit, pour tout apport de sols, demander et consigner dans un registre d'exploitation:

1° le nom et l'adresse du propriétaire des sols et le nom du transporteur;

2° la nature des substances présentes dans les sols et leur valeur de concentration;

3° les coordonnées du lieu d'origine des sols;

4° la quantité de sols, exprimée en poids (tonne métrique);

5° la date de leur admission.

L'exploitant doit, avant d'admettre des sols contaminés, confirmer la nature et les valeurs de concentration des substances présentes dans les sols, parmi celles identifiées à l'annexe I, par un rapport d'analyses comprenant un nombre d'échantillons représentatifs qui permet de vérifier leur admissibilité. Ce rapport doit être certifié par un laboratoire accrédité par le ministre en vertu de l'article 118.6 de la Loi et être annexé au registre d'exploitation.

De plus, l'exploitant doit, lors de la réception des sols, faire analyser un certain nombre d'échantillons pour valider les rapports susmentionnés. Ces données seront jointes au registre.

Les registres d'exploitation et leurs annexes sont conservés sur les lieux mêmes pendant l'exploitation; après la fermeture, ils doivent encore être conservés par l'exploitant pour une période minimale de 5 ans à compter de la date de fermeture.

D. 843-2001, a. 15; N.I. 2019-12-01; D. 871-2020, a. 1.

16. Les sols contaminés doivent être étendus et compactés. Les métaux et métalloïdes enlevés, stabilisés, fixés et solidifiés, visés dans le sous-paragraphe *b* du paragraphe 1 de l'article 4, doivent être mis à part dans la zone d'enfouissement.

D. 843-2001, a. 16.

17. La mise en place des sols contaminés doit s'effectuer de façon à éviter que les eaux de précipitation mises en contact avec les sols ne contaminent celles qui ne l'ont pas été. Les surfaces exploitées sont comblées successivement et permettent le recouvrement final prescrit à l'article 38.

D. 843-2001, a. 17.

18. Les systèmes de captage et de traitement des lixiviats, de captage des eaux de surface, de captage des gaz ainsi que le système de puits d'observation des eaux souterraines visé à l'article 33 doivent à tout moment

© Éditeur officiel du Québec

être maintenus en état de fonctionnement; à cette fin, ils font l'objet de contrôles et de travaux d'entretien ou de nettoyage selon la fréquence prévue par l'autorisation. Les composantes du système de traitement des lixiviats doivent être étanches.

D. 843-2001, a. 18; N.I. 2019-12-01.

19. Un lieu d'enfouissement de sols contaminés doit être pourvu, à l'entrée:

1° d'une affiche qui, placée bien à la vue du public, indique qu'il s'agit d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés, les nom et adresse de l'exploitant ainsi que les heures d'ouverture;

2° d'une barrière ou de tout autre dispositif permettant d'empêcher l'accès au lieu en dehors des heures d'ouverture ou en l'absence d'une personne autorisée.

D. 843-2001, a. 19.

20. L'exploitant d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés doit prendre les mesures nécessaires pour empêcher la dispersion des poussières tant à l'intérieur qu'aux abords du lieu.

D. 843-2001, a. 20.

21. L'exploitant d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés prépare, pour chaque année d'exploitation, un rapport contenant:

1° une compilation des données recueillies en application des paragraphes 2, 3 et 4 du premier alinéa de l'article 15 relativement à la nature de la contamination, aux coordonnées du lieu d'origine des sols et à la quantité de sols contaminés enfouis;

2° un plan et les données faisant état de la progression, sur le site, des opérations d'enfouissement des sols contaminés, les zones comblées, celles en exploitation et la capacité de dépôt encore disponible;

3° un sommaire des données recueillies lors des campagnes d'échantillonnage, d'analyses et de mesures ainsi qu'un sommaire des travaux effectués en application des articles 28, 30 à 33, 35 et 36, le cas échéant.

Ce rapport doit être transmis au ministre au mois de janvier de chaque année.

D. 843-2001, a. 21.

§ 2. — *Lixiviats*

22. Les lixiviats et les eaux de surface collectés par tout système de captage dont est pourvu un lieu d'enfouissement de sols contaminés ne peuvent être rejetés dans l'environnement que s'ils respectent les valeurs établies dans l'autorisation.

Tout rejet dans le réseau hydrographique de surface ou dans le réseau d'égout pluvial doit être effectué de manière à éviter le choc d'un rejet en cuvée sur le milieu récepteur.

D. 843-2001, a. 22; N.I. 2019-12-01.

23. Afin d'en limiter l'accès, les installations de traitement des lixiviats doivent être situées à l'intérieur d'un bâtiment ou être entourées d'une clôture.

D. 843-2001, a. 23.

24. La dilution des lixiviats est interdite exception faite de celle causée par les précipitations directes.

D. 843-2001, a. 24.

© Éditeur officiel du Québec

§ 3. — *Eaux souterraines*

25. La qualité des eaux souterraines du terrain doit être déterminée avant l'implantation du lieu d'enfouissement de sols contaminés pour les substances visées à l'article 29. Les valeurs ainsi obtenues serviront de seuil d'intervention pour l'application de l'article 36.

D. 843-2001, a. 25.

26. Un réseau de puits d'observation doit être aménagé aux abords des aménagements d'enfouissement et aux limites du terrain afin de contrôler la qualité des eaux souterraines en amont et en aval hydraulique des installations du lieu d'enfouissement de sols contaminés. La localisation en plan et en profondeur des puits devra tenir compte des conditions hydrogéologiques.

D. 843-2001, a. 26.

§ 4. — *Gaz*

27. Les gaz collectés par le système de captage dont est pourvu un lieu d'enfouissement de sols contaminés ne peuvent être rejetés dans l'environnement que s'ils respectent les valeurs établies dans l'autorisation.

D. 843-2001, a. 27; N.I. 2019-12-01.

§ 5. — *Mesures de contrôle et de surveillance*

28. La concentration et le débit des gaz doivent être mesurés à la sortie du système de captage des gaz d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés. Les gaz pouvant se retrouver dans les sols sont identifiés dans l'autorisation, laquelle identifie également la fréquence de leur mesure.

D. 843-2001, a. 28; N.I. 2019-12-01.

29. Les paramètres à mesurer et les substances à analyser dans les eaux souterraines, dans le lixiviat et dans les eaux de surface en application des articles 25 et 30 sont ceux identifiés à l'annexe II sauf pour les établissements et les agrandissements sur un terrain d'un lieu servant exclusivement au dépôt définitif de sols contaminés extraits de ce terrain dans le cadre de travaux de réhabilitation autorisés en vertu de la Loi, auxquels cas les paramètres à mesurer et les substances à analyser sont ceux établis au départ selon les contaminants susceptibles d'être présents dans les sols.

D. 843-2001, a. 29.

30. Au moins 1 fois par année, au printemps ou à l'automne, l'exploitant d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés doit prélever un échantillon instantané du lixiviat présent dans le système de collecte installé dans le fond du lieu d'enfouissement et dans celui installé entre les 2 membranes d'étanchéité. Les échantillons doivent être analysés pour les paramètres et les substances visés à l'article 29.

La quantité du lixiviat présent dans le système de collecte entre les 2 membranes d'étanchéité est mesurée 2 fois par année, au printemps et à l'automne.

D. 843-2001, a. 30.

31. L'exploitant d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés doit prélever un échantillon d'eau à la sortie du système de traitement ou du réservoir visés à l'article 12, avant chaque rejet à l'environnement, et le faire analyser pour les paramètres et les substances identifiés dans le lixiviat analysé selon l'article 30.

D. 843-2001, a. 31.

32. Au moins 2 fois par année, au printemps et à l'été, l'exploitant d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés doit prélever des échantillons instantanés du système de captage des eaux de surface. Les

© Éditeur officiel du Québec

échantillons doivent être analysés pour les paramètres et les substances identifiés dans le lixiviat analysé selon l'article 30.

D. 843-2001, a. 32.

33. Au moins 3 fois par année, soit au printemps, à l'été et à l'automne, l'exploitant d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés doit prélever un échantillon d'eau souterraine dans chacun des puits d'observation situés aux abords des aménagements pour quantifier chacune des substances détectées dans les lixiviats prélevés lors des campagnes d'échantillonnage précédentes. Lorsque des contaminants y sont détectés, l'exploitant doit prélever un échantillon d'eau souterraine dans chacun des puits situés aux limites du terrain et les faire analyser pour les mêmes contaminants.

Lors des prélèvements, le niveau piézométrique des eaux souterraines est aussi mesuré.

D. 843-2001, a. 33.

34. Les échantillons de lixiviat, d'eau de surface et souterraine prélevés en application des articles 25 et 30 à 33 doivent être analysés par un laboratoire accrédité par le ministre en vertu de l'article 118.6 de la Loi. Le rapport d'analyses produit par le laboratoire doit être conservé par l'exploitant pendant au moins 5 ans après la fermeture du lieu.

D. 843-2001, a. 34.

35. Au moins 1 fois par année, l'exploitant d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés doit vérifier l'efficacité et l'étanchéité des systèmes de captage ainsi que du système de traitement des lixiviats prévus à la présente sous-section. Le rapport des analyses relatives à l'efficacité du traitement doit être conservé par l'exploitant pendant au moins 5 ans à compter de la date de sa production.

D. 843-2001, a. 35.

36. En cas d'inobservance des valeurs établies selon l'article 25, l'exploitant doit, dans les 15 jours qui suivent celui où il en a connaissance, en informer par écrit le ministre et lui indiquer les mesures qu'il a prises ou qu'il entend prendre pour corriger la situation.

D. 843-2001, a. 36.

SECTION IV

ASSURANCE ET CONTRÔLE DE LA QUALITÉ

37. L'exploitant doit faire surveiller l'exécution des travaux d'aménagement et de recouvrement final d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés par un professionnel qualifié et indépendant lequel doit, entre autres, vérifier la conformité des matériaux et des équipements utilisés.

L'exploitant doit transmettre au ministre, sitôt l'aménagement du lieu complété, un rapport des activités du professionnel dans lequel celui-ci atteste la conformité de l'installation aux normes applicables ou, le cas échéant, indique les éléments de non-respect de ces normes et les mesures correctives à mettre en place.

D. 843-2001, a. 37; D. 665-2013, a. 1.

SECTION V

RECOUVREMENT FINAL ET FERMETURE

38. Le recouvrement final d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés est composé de couches superposées et doit comprendre, de bas en haut:

1° une couche imperméable constituée:

© Éditeur officiel du Québec

a) soit par la superposition d'une couche de sol argileux et d'une membrane synthétique d'étanchéité de type polyéthylène haute densité ou ayant des propriétés équivalentes et d'au moins 1,5 mm d'épaisseur. Les sols argileux doivent avoir en permanence une conductivité hydraulique égale ou inférieure à 1×10^{-7} cm/s sur une épaisseur minimale de 60 cm après compactage;

b) soit par la superposition de 2 membranes synthétiques d'étanchéité de type polyéthylène haute densité ou ayant des propriétés équivalentes et d'au moins 1,5 mm d'épaisseur séparées par une couche de protection appropriée.

S'il y a incompatibilité physique ou chimique entre les sols contaminés et la couche imperméable, une zone de transition constituée d'une couche de sol d'au moins 15 cm, d'un géotextile ou l'équivalent doit être aménagée;

2° une couche de drainage d'une épaisseur minimale de 60 cm de sol après compactage ayant une conductivité hydraulique égale ou supérieure à 1×10^{-3} cm/s ou l'équivalent;

3° une couche de protection composée de sol ayant les caractéristiques et l'épaisseur qui permettent de protéger la couche imperméable contre le gel et les bio-intrusions. Cette couche peut comprendre la couche de drainage et la couche de sol apte à la végétation;

4° une couche de sol apte à la végétation, d'une épaisseur minimale de 15 cm, doit être ensemencée de manière à favoriser une végétation dans un délai d'un an. Cependant, la végétation ne doit pas être faite au moyen d'espèces susceptibles d'endommager la couche imperméable.

Le recouvrement final doit avoir une pente d'au moins 2% et d'au plus 30% pour favoriser l'écoulement par gravité des eaux de ruissellement vers l'extérieur des zones de dépôt et pour limiter l'érosion du sol.

D. 843-2001, a. 38.

39. Les trous, fissures et affaissements doivent être comblés jusqu'à une complète stabilisation des dépôts de sols de manière à éviter que l'eau ne s'accumule sur les différentes couches du recouvrement ou qu'elle ne s'infiltre dans le lieu.

D. 843-2001, a. 39.

40. L'exploitant doit, 60 jours avant la fin des opérations d'enfouissement des sols, transmettre au ministre un avis confirmant la date de fermeture du lieu d'enfouissement de sols contaminés, celle-ci ne devant pas excéder 1 an suivant la fin des opérations d'enfouissement.

D. 843-2001, a. 40.

41. Dans un délai de 6 mois à partir de la date de fermeture du lieu d'enfouissement de sols contaminés, l'exploitant doit faire préparer par un professionnel qualifié et indépendant, et transmettre au ministre, un état de fermeture attestant:

1° l'état de fonctionnement, l'efficacité et la fiabilité des équipements et systèmes dont est pourvu le lieu d'enfouissement de sols contaminés;

2° la conformité du lieu d'enfouissement de sols contaminés aux prescriptions de la présente section et aux prescriptions de l'autorisation relativement au recouvrement final des sols contaminés enfouis ainsi qu'à l'intégration du lieu au paysage.

De plus, l'état de fermeture doit comprendre:

1° l'évaluation de l'ensemble des données de suivi accumulées durant l'exploitation et une synthèse de ces données en tenant compte de tous les contaminants présents dans les sols enfouis;

© Éditeur officiel du Québec

2° un programme de suivi et de contrôle post-fermeture comprenant la localisation des points d'échantillonnage et de mesure, la fréquence des prélèvements et des mesures, les paramètres à mesurer et les substances à analyser pour les 5 années suivant la fermeture.

Le cas échéant, le rapport d'état de fermeture doit préciser les cas d'inobservance des dispositions de la présente sous-section et indiquer les mesures correctives à apporter.

D. 843-2001, a. 41; N.I. 2019-12-01.

42. Un lieu d'enfouissement de sols contaminés fermé doit être pourvu, à l'entrée:

1° d'une affiche qui, placée bien à la vue du public, indique que le lieu d'enfouissement est fermé et que le dépôt de sols contaminés y est dorénavant interdit;

2° d'une barrière ou de tout autre dispositif empêchant l'accès au lieu par le public.

D. 843-2001, a. 42.

SECTION VI

PÉRIODE POST-FERMETURE

43. Les obligations prescrites par les dispositions des sections précédentes du présent chapitre continuent d'être applicables, compte tenu des adaptations nécessaires et réserve faite des prescriptions qui suivent, à tout lieu d'enfouissement de sols contaminés fermé et ce, pour une période minimale de 30 ans.

Après la fermeture du lieu, le propriétaire doit notamment s'assurer:

1° du maintien de l'intégrité du recouvrement final des sols contaminés;

2° du contrôle et de l'entretien des équipements de captage et de traitement des lixiviats, de suivi et de contrôle des eaux de surface et souterraines ainsi que du système de captage des gaz;

3° de l'exécution des campagnes d'échantillonnages, d'analyses et de mesures se rapportant aux lixiviats, aux eaux de surface, aux eaux souterraines, ainsi qu'aux gaz.

D. 843-2001, a. 43; D. 1553-2001, a. 3.

44. Au plus tard 3 mois avant la fin de la cinquième année suivant la date de fermeture, une évaluation complète des données de suivi et de contrôle accumulées durant cette période doit être colligée dans un rapport et transmis au ministre. Ce rapport contiendra une synthèse de l'évaluation et un programme de suivi et de contrôle actualisé pour la période comprenant les 5 années suivantes.

D. 843-2001, a. 44.

45. La réévaluation du programme de suivi et de contrôle doit être faite et transmise au ministre au moins 3 mois avant la fin de la dixième année et ensuite, sur la base des données recueillies, à une fréquence pouvant être au plus de 5 ans.

La liste des substances à analyser pourra être revue et modifiée après chaque période de 5 ans à partir des résultats obtenus durant cette période.

D. 843-2001, a. 45.

46. Le programme de suivi et de contrôle comprendra l'analyse, au moins tous les 5 ans à partir de la cinquième année, de toutes les substances identifiées dans l'annexe II, sauf pour les lieux visés à l'article 2,

© Éditeur officiel du Québec

auxquels cas les paramètres à mesurer et les substances à analyser sont ceux établis au départ selon les contaminants susceptibles d'être présents dans le sol.

D. 843-2001, a. 46; D. 1553-2001, a. 4.

47. Au plus tard au troisième trimestre de la 29e année de post-fermeture, le propriétaire du lieu d'enfouissement de sols contaminés doit faire préparer par un professionnel qualifié et indépendant, et transmettre au ministre, une évaluation de l'état du lieu d'enfouissement et, le cas échéant, de ses impacts sur l'environnement.

Le propriétaire du lieu d'enfouissement de sols contaminés est relevé des obligations qui lui sont imposées en vertu du paragraphe 3 de l'article 43 lorsque cette évaluation démontre que ce lieu d'enfouissement demeure en tout point conforme aux normes applicables et qu'il n'est plus susceptible de constituer une source de contamination.

Dans le cas contraire, les obligations prescrites par l'article 43 pour la période post-fermeture continuent de s'appliquer et ce, tant et aussi longtemps que le propriétaire du lieu d'enfouissement de sols contaminés n'est pas en mesure de démontrer la conformité du lieu conformément au deuxième alinéa.

D. 843-2001, a. 47.

CHAPITRE III

GARANTIE

48. L'exploitation d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés est subordonnée à la constitution, par l'exploitant ou par un tiers pour le compte de celui-ci, d'une garantie destinée à assurer, pendant cette exploitation et lors de la fermeture, l'exécution des obligations auxquelles est tenu l'exploitant par application de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2) et du présent règlement.

Le ministre peut utiliser la garantie identifiée au premier alinéa dans tous les cas où l'exploitant néglige ou refuse d'exécuter les obligations auxquelles il est tenu. La garantie peut être pareillement utilisée dans les cas où l'exploitant devient failli ou, si l'exploitant est une personne morale, en cas de liquidation de celle-ci.

Le montant de cette garantie s'établit sur la base de 2 $ par tonne métrique en fonction de la capacité totale autorisée d'enfouissement de sols contaminés.

D. 843-2001, a. 48.

49. Un montant équivalent à 10% du montant de la garantie doit être fourni au ministre avant le début de l'exploitation. De plus, un montant proportionnel établi en fonction des volumes de sols enfouis par rapport au volume de sols autorisé équivalent à 2 $ par tonne sera fourni au ministre au mois de janvier de chaque année selon les données recueillies en application de l'article 21.

D. 843-2001, a. 49.

50. Le montant proportionnel indiqué dans l'article 49 sera ajusté à la baisse de façon proportionnelle aux travaux déjà réalisés en application des articles 37 et 38.

D. 843-2001, a. 50.

51. La garantie doit être fournie sous l'une ou l'autre des formes suivantes:

1° en espèces, par traite bancaire ou par chèque certifié fait à l'ordre du ministre des Finances;

2° par des titres émis ou garantis par le Québec, le Canada ou une province canadienne, les États-Unis d'Amérique ou l'un des États membres, la Banque internationale pour la reconstruction et le développement,

© Éditeur officiel du Québec

une municipalité, un centre de services scolaire ou une commission scolaire au Canada ou une fabrique au Québec;

3° par un cautionnement ou une police de garantie, avec stipulation de solidarité et renonciation aux bénéfices de discussion et de division, souscrit auprès d'une personne morale autorisée à se porter caution en vertu de la Loi sur les banques (L.C. 1991, c. 46), de la Loi sur les sociétés de fiducie et les sociétés d'épargne (chapitre S-29.02), de la Loi sur les assureurs (chapitre A-32.1) ou de la Loi sur les coopératives de services financiers (chapitre C-67.3);

4° par une lettre de crédit irrévocable émise par une banque ou une coopérative de services financiers.

D. 843-2001, a. 51; D. 488-2017, a. 17; D. 816-2021, a. 80.

52. Les sommes d'argent, traites, chèques ou titres fournis en garantie sont déposés au Bureau général de dépôts pour le Québec pour la durée de l'exploitation et jusqu'à l'expiration de la période indiquée à l'article 55 ou soit à la suite de la révocation ou de la cession de l'autorisation, selon la première éventualité.

D. 843-2001, a. 52; D. 488-2017, a. 18; N.I. 2019-12-01.

53. La garantie fournie sous forme de cautionnement, de police de garantie ou de lettre de crédit doit être d'une durée minimale de 12 mois. Au moins 60 jours avant l'expiration de la garantie, son titulaire doit transmettre au ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs son renouvellement, ou toute autre garantie satisfaisant aux exigences prescrites par les articles 48 et 51.

La garantie doit également comporter une clause fixant à au moins 12 mois après son expiration, ou selon le cas après sa révocation, sa résiliation ou son annulation, selon la première éventualité, le délai pour présenter une réclamation fondée sur le défaut de l'exploitant d'exécuter ses obligations.

Toute clause de révocation, de résiliation ou d'annulation d'une garantie ne peut prendre effet que moyennant un préavis de 60 jours au moins envoyé au ministre par poste recommandée. Dans l'éventualité où, au moment de la prise d'effet d'une telle clause, une autre garantie conforme aux exigences prescrites par le présent règlement n'a pas été fournie au ministre, l'exploitant ne peut poursuivre son activité tant qu'il n'aura pas régularisé sa situation.

D. 843-2001, a. 53; N.I. 2016-01-01 (NCPC).

54. Avant d'utiliser la garantie, le ministre doit donner à l'exploitant un avis préalable de 60 jours. À l'expiration de ce délai, le ministre peut employer la garantie pour effectuer le recouvrement final et réhabiliter le site selon les exigences du présent règlement à moins que l'exploitant n'ait, dans l'entrefaite, entrepris la mise en oeuvre des travaux exigés.

Dans le cas où l'exploitant ne complète pas les travaux exigés, le ministre peut donner un nouvel avis préalable de 60 jours et employer la garantie conformément à l'article 48.

D. 843-2001, a. 54.

55. Un montant correspondant à 75% de la garantie est remis à l'exploitant lors de la fermeture du lieu, lorsque le ministre a constaté que l'exploitant s'est conformé à l'ensemble des dispositions applicables du chapitre II et le solde après 5 ans selon les mêmes exigences.

D. 843-2001, a. 55.

© Éditeur officiel du Québec

CHAPITRE IV

PROPRIÉTÉ DU FONDS DE TERRE

D. 843-2001, c. IV; N.I. 2019-12-01; D. 871-2020, a. 2.

56. Nul ne peut établir ou modifier un lieu d'enfouissement de sols contaminés, sans détenir les titres de propriété du fond de terre où se situent le lieu et les systèmes nécessaires à son exploitation.

D. 843-2001, a. 56.

57. *(Abrogé)*.

D. 843-2001, a. 57; D. 441-2008, a. 9.

CHAPITRE IV.1

SANCTIONS ADMINISTRATIVES PÉCUNIAIRES

D. 665-2013, a. 2.

57.1. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 350 $ dans le cas d'une personne physique ou de 1 500 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut:

1° de demander ou de consigner dans un registre d'exploitation les renseignements prescrits par le premier alinéa de l'article 15 ou de joindre à ce registre le rapport d'analyses prévu par le deuxième alinéa de cet article ou les données visées par le troisième alinéa;

2° de conserver les registres d'exploitation et leurs annexes, conformément au quatrième alinéa de l'article 15;

3° de pourvoir l'entrée d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés d'une affiche conforme au paragraphe 1 de l'article 19 ou 42;

4° de préparer le rapport prévu par l'article 21 ou de le transmettre au ministre, selon les conditions qui y sont prévues;

5° de conserver le rapport d'analyses visé par l'article 34 ou 35 pendant la période qui y est prévue;

6° de transmettre au ministre un état de fermeture conforme à l'article 41, dans le délai qui y est prévu;

7° de transmettre au ministre un rapport contenant les renseignements prescrits par l'article 44, conformément à cet article;

8° de transmettre au ministre la réévaluation du programme de suivi et de contrôle, conformément à l'article 45;

9° de transmettre au ministre l'évaluation de l'état du lieu d'enfouissement prescrite par l'article 47, dans le délai qui y est prévu.

D. 665-2013, a. 2.

57.2. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 500 $ dans le cas d'une personne physique ou de 2 500 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut:

1° de respecter les conditions relatives au recouvrement final du lieu d'enfouissement de sols contaminés prescrites par l'article 9;

© Éditeur officiel du Québec

2° de pourvoir un lieu d'enfouissement de sols contaminés d'un système de captage des eaux de surface conforme aux prescriptions de l'article 14;

3° de confirmer la nature et les valeurs de concentration des substances présentes dans les sols par un rapport d'analyses conforme aux prescriptions du deuxième alinéa de l'article 15 ou de faire certifier ce rapport par un laboratoire accrédité par le ministre;

4° de faire analyser les échantillons requis afin de valider un rapport d'analyses, conformément au troisième alinéa de l'article 15;

5° de remplir les conditions relatives à l'exploitation d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés prescrites par l'article 16 ou 17;

6° de prendre les mesures nécessaires pour empêcher la dispersion des poussières, conformément à l'article 20;

7° de limiter l'accès aux installations de traitement des lixiviats selon les prescriptions de l'article 23;

8° de déterminer la qualité des eaux souterraines du terrain conformément à l'article 25;

9° de mesurer, conformément à l'article 28, la concentration et le débit des gaz à la sortie d'un système de captage des gaz d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés, selon la fréquence prévue par l'autorisation;

10° de prélever un échantillon de lixiviat ou de l'analyser ou de le mesurer, conformément à l'article 30;

11° de prélever des échantillons du système de captage des eaux de surface ou de les analyser, conformément à l'article 32;

12° de prélever un échantillon d'eau souterraine dans chacun des puits d'observation, conformément à l'article 33;

13° de faire analyser les échantillons par un laboratoire accrédité par le ministre, conformément à l'article 34;

14° de vérifier l'efficacité et l'étanchéité d'un système de captage ou de traitement des lixiviats, conformément à l'article 35;

15° de faire surveiller l'exécution des travaux visés par le premier alinéa de l'article 37 par un professionnel qualifié et indépendant ou de transmettre au ministre un rapport des activités du professionnel, conformément au deuxième alinéa de cet article;

16° de combler les trous, fissures ou affaissements, conformément à l'article 39;

17° de faire préparer par un professionnel qualifié et indépendant un état de fermeture conforme à l'article 41, dans le délai qui y est prévu;

18° de s'assurer de l'exécution des campagnes d'échantillonnages, d'analyses et de mesures prévues par le paragraphe 3 du deuxième alinéa de l'article 43;

19° de colliger dans un rapport une évaluation complète des données de suivi et de contrôle ou d'inclure, à ce rapport, une synthèse de l'évaluation et un programme de suivi et de contrôle actualisé, conformément à l'article 44;

20° d'effectuer la réévaluation du programme de suivi et de contrôle conformément à l'article 45;

21° d'inclure, au programme de suivi et de contrôle, l'analyse visée par l'article 46, conformément à cet article;

© Éditeur officiel du Québec

22° de constituer une garantie, conformément à l'article 48, ou de fournir les montants de cette garantie, conformément à l'article 49, au moment ou selon la fréquence qui y sont prévus.

D. 665-2013, a. 2; N.I. 2019-12-01.

57.3. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 750 $ dans le cas d'une personne physique ou de 3 500 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut:

1° de prévoir une zone tampon conforme aux conditions prescrites par l'article 10 sur le pourtour d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés;

2° de munir la zone de dépôt de sols contaminés d'un système d'imperméabilisation conforme aux conditions prescrites par le deuxième alinéa de l'article 11;

3° d'aménager la couche naturelle et les membranes d'étanchéité conformément aux conditions prescrites par le troisième alinéa de l'article 11;

4° de pourvoir un lieu d'enfouissement de sols contaminés d'un système de captage des lixiviats conforme aux conditions prescrites par l'article 12;

5° de pourvoir un lieu d'enfouissement de sols contaminés d'un système permettant de capter et d'échantillonner tous les gaz présents dans le sol, conformément à l'article 13;

6° de maintenir, à tout moment, un système visé par l'article 18 en état de fonctionnement ou de le soumettre aux contrôles ou aux travaux d'entretien ou de nettoyage selon la fréquence prévue par l'autorisation;

7° de s'assurer de l'étanchéité des composantes du système de traitement des lixiviats, conformément à l'article 18;

8° de pourvoir l'entrée d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés d'une barrière ou de tout autre dispositif empêchant l'accès à ce lieu, conformément au paragraphe 2 de l'article 19 ou 42;

9° d'effectuer tout rejet dans le réseau hydrographique de surface ou dans le réseau d'égout pluvial de la manière prévue au deuxième alinéa de l'article 22;

10° d'aménager un réseau de puits d'observation, conformément aux prescriptions de l'article 26;

11° de prélever ou de faire analyser un échantillon d'eau, conformément à l'article 31;

12° de prélever un échantillon d'eau souterraine lorsque des contaminants y sont détectés ou de faire analyser ceux-ci, conformément à l'article 33;

13° de respecter les conditions de recouvrement final d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés prescrites par l'article 38;

14° de fermer un lieu d'enfouissement dans le délai prévu par l'article 40;

15° de maintenir l'intégrité du recouvrement final des sols contaminés, conformément au paragraphe 1 du deuxième alinéa de l'article 43;

16° de contrôler ou d'entretenir des équipements et des systèmes visés par le paragraphe 2 du deuxième alinéa de l'article 43;

17° de faire préparer par un professionnel qualifié et indépendant l'évaluation prévue par le premier alinéa de l'article 47, dans le délai qui y est prévu.

D. 665-2013, a. 2; N.I. 2019-12-01.

© Éditeur officiel du Québec

57.4. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 1 000 $ dans le cas d'une personne physique ou de 5 000 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut de transmettre par écrit au ministre les avis ou les renseignements prescrits par l'article 36 ou 40, dans les délais qui y sont prévus.

D. 665-2013, a. 2.

57.5. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 1 500 $ dans le cas d'une personne physique ou de 7 500 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque:

1° met ou introduit, dans un lieu d'enfouissement de sols contaminés, des sols prohibés en application de l'article 4 ou toute autre matière qui n'y est pas admissible en application du présent règlement;

2° fait défaut de respecter une norme de localisation ou d'aménagement d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés prescrite par l'un ou l'autre des articles 5, 6, 7 ou 8 ou au premier alinéa de l'article 11.

D. 665-2013, a. 2.

57.6. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 2 000 $ dans le cas d'une personne physique ou de 10 000 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque:

1° stocke des sols contaminés ailleurs que sur un terrain ou dans un lieu visé par l'article 3;

2° rejette dans l'environnement des lixiviats ou des eaux de surface visés par le premier alinéa de l'article 22 sans respecter les valeurs établies dans l'autorisation;

3° dilue des lixiviats contrairement à l'article 24;

4° rejette dans l'environnement des gaz visés par l'article 27 sans respecter les valeurs établies dans l'autorisation.

D. 665-2013, a. 2; N.I. 2019-12-01.

CHAPITRE V

SANCTIONS PÉNALES

D. 843-2001, c. V; D. 665-2013, a. 3.

58. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 2 000 $ à 100 000 $ ou, dans les autres cas, d'une amende de 6 000 $ à 600 000 $, quiconque contrevient au premier ou au quatrième alinéa de l'article 15, au paragraphe 1 de l'article 19, à l'article 21 ou au paragraphe 1 de l'article 42.

Commet également une infraction et est passible des mêmes montants d'amende quiconque fait défaut:

1° de joindre au registre d'exploitation le rapport d'analyses prévu par le deuxième alinéa de l'article 15 ou les données visées par le troisième alinéa de cet article;

2° de conserver le rapport d'analyses visé par l'article 34 ou 35 pendant la période qui y est prévue;

3° de transmettre au ministre un état de fermeture, conformément à l'article 41;

4° de respecter le délai prévu par l'article 44 pour effectuer l'évaluation qui y est visée ou pour transmettre au ministre le rapport dans lequel celle-ci est colligée, conformément à cet article;

5° de respecter le délai prévu par l'article 45 pour effectuer et transmettre au ministre la réévaluation du programme de suivi et de contrôle qui y est prévue, conformément à cet article;

© Éditeur officiel du Québec

6° de transmettre au ministre l'évaluation prescrite par l'article 47, dans le délai qui y est prévu.

D. 843-2001, a. 58; D. 665-2013, a. 4.

59. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 2 500 $ à 250 000 $ ou, dans les autres cas, d'une amende de 7 500 $ à 1 500 000 $, quiconque contrevient à l'article 9, 14, 16, 17, 20, 23, 25, 28, 30, 32, 37 ou 39, au paragraphe 3 du deuxième alinéa de l'article 43 ou à l'article 46, 48 ou 49.

Commet également une infraction et est passible des mêmes montants d'amende, quiconque fait défaut:

1° de confirmer la nature et les valeurs de concentration des substances présentes dans les sols par un rapport d'analyses conforme aux prescriptions du deuxième alinéa de l'article 15 ou de faire certifier ce rapport par un laboratoire accrédité par le ministre;

2° de faire analyser les échantillons requis afin de valider un rapport d'analyses, conformément au troisième alinéa de l'article 15;

3° de prélever un échantillon d'eau souterraine dans chacun des puits d'observation, conformément aux conditions prescrites par l'article 33;

4° de faire analyser les échantillons visés par l'article 34 par un laboratoire accrédité par le ministre, conformément à cet article;

5° de vérifier l'efficacité et l'étanchéité d'un système de captage ou de traitement des lixiviats, conformément à l'article 35;

6° de faire préparer par un professionnel qualifié et indépendant un état de fermeture conforme à l'article 41, dans le délai qui y est prévu;

7° de colliger dans un rapport une évaluation complète des données de suivi et de contrôle ou d'inclure à ce rapport une synthèse de l'évaluation et un programme de suivi et de contrôle actualisé, conformément à l'article 44;

8° d'effectuer la réévaluation du programme de suivi et de contrôle visée par l'article 45.

D. 843-2001, a. 59; D. 665-2013, a. 4.

60. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 4 000 $ à 250 000 $ ou, dans les autres cas, d'une amende de 12 000 $ à 1 500 000 $, quiconque contrevient à l'article 10, au deuxième ou au troisième alinéa de l'article 11, à l'article 12 ou 13, au paragraphe 2 de l'article 19, au deuxième alinéa de l'article 22, à l'article 26, 31 ou 38, au paragraphe 2 de l'article 42 ou au paragraphe 1 ou 2 du deuxième alinéa de l'article 43.

Commet également une infraction et est passible des mêmes montants d'amende, quiconque fait défaut:

1° de maintenir, à tout moment, un système visé par l'article 18 en état de fonctionnement ou de le soumettre aux contrôles ou aux travaux d'entretien ou de nettoyage, selon la fréquence prévue par l'autorisation;

2° de s'assurer de l'étanchéité des composantes du système de traitement des lixiviats, conformément à l'article 18;

3° de prélever un échantillon d'eau souterraine lorsque des contaminants y sont détectés ou de faire analyser ceux-ci, conformément à l'article 33;

4° de fermer un lieu d'enfouissement dans le délai prévu par l'article 40;

© Éditeur officiel du Québec

5° de faire préparer par un professionnel qualifié et indépendant l'évaluation prévue par le premier alinéa de l'article 47, dans le délai qui y est prévu.

D. 843-2001, a. 60; D. 665-2013, a. 4; N.I. 2019-12-01.

61. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 5 000 $ à 500 000 $ ou, malgré l'article 231 du Code de procédure pénale (chapitre C-25.1), d'une peine d'emprisonnement maximale de 18 mois, ou des deux à la fois, ou, dans les autres cas, d'une amende de 15 000 $ à 3 000 000 $, quiconque:

1° contrevient à l'article 36 ou fait défaut de transmettre au ministre, dans le délai qui y est prévu, un avis de la date de fermeture d'un lieu d'enfouissement, conformément à l'article 40;

2° en application du présent règlement, fait une déclaration, communique un renseignement ou produit un document faux ou trompeur.

D. 843-2001, a. 61; D. 665-2013, a. 4.

62. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 8 000 $ à 500 000 $ ou, malgré l'article 231 du Code de procédure pénale (chapitre C-25.1), d'une peine d'emprisonnement maximale de 18 mois, ou des deux à la fois, ou, dans les autres cas, d'une amende de 24 000 $ à 3 000 000 $, quiconque:

1° contrevient à l'un ou l'autre des articles 5 à 8 ou au premier alinéa de l'article 11;

2° met ou introduit, dans un lieu d'enfouissement de sols contaminés, des sols prohibés en application de l'article 4 ou toute autre matière qui n'y est pas admissible en application du présent règlement.

D. 843-2001, a. 62; D. 665-2013, a. 4.

63. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 10 000 $ à 1 000 000 $ ou, malgré l'article 231 du Code de procédure pénale (chapitre C-25.1), d'une peine d'emprisonnement maximale de 3 ans, ou des deux à la fois, ou, dans les autres cas, d'une amende de 30 000 $ à 6 000 000 $, quiconque contrevient à l'article 3, au premier alinéa de l'article 22 ou à l'article 24 ou 27;

D. 843-2001, a. 63; D. 665-2013, a. 4.

63.1. Quiconque contrevient à toute autre obligation imposée par le présent règlement commet également une infraction et est passible, dans le cas où aucune autre peine n'est prévue par le présent chapitre ou par la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2), d'une amende de 1 000 $ à 100 000 $ dans le cas d'une personne physique, ou, dans les autres cas, d'une amende de 3 000 $ à 600 000 $.

D. 665-2013, a. 4.

CHAPITRE VI

DISPOSITIONS DIVERSES

64. Lorsqu'il n'y a pas, au Québec, de laboratoire accrédité pour l'analyse d'une substance visée à l'article 15, le rapport d'analyses exigé en vertu de cet article doit être produit par un laboratoire reconnu par une autorité compétente en la matière et ce, jusqu'à ce qu'un laboratoire soit accrédité pour l'analyse de cette substance au Québec. Dès lors, seulement les rapports d'analyses produits par un laboratoire accrédité en vertu de l'article 118.6 de la Loi sont acceptés.

D. 843-2001, a. 64.

© Éditeur officiel du Québec

64.1. L'article 10 ne s'applique pas aux lieux d'enfouissement de sols contaminés autorisés en exploitation le 11 juillet 2001.

D. 1553-2001, a. 5.

65. Dans un lieu d'enfouissement de sols contaminés en exploitation le 11 juillet 2001, les zones qui, conformément à des autorisations accordées avant cette date, reçoivent des sols contaminés postérieurement à cette même date deviennent, dans les conditions et délais mentionnés à l'article 66, régies par les dispositions du présent règlement.

D. 843-2001, a. 65.

66. L'exploitant d'un lieu d'enfouissement de sols contaminés en exploitation le 11 juillet 2001 bénéficie d'un délai de 6 mois, à compter de cette date, pour se conformer aux obligations applicables du présent règlement et fournir une garantie conforme aux prescriptions du troisième alinéa de l'article 48.

D. 843-2001, a. 66.

67. Les dispositions du présent règlement sont également applicables aux immeubles compris dans une aire retenue pour fins de contrôle ou dans une zone agricole établie suivant la Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles (chapitre P-41.1).

D. 843-2001, a. 67.

67.1. Le présent règlement ne s'applique pas à ceux qui, le 11 juillet 2001, étaient autorisés à enfouir les produits résultant du traitement de sols contaminés par un procédé de stabilisation, de fixation et de solidification.

D. 1553-2001, a. 6.

68. *(Modification intégrée au chapitre Q-2, r. 3.2, a. 1).*

D. 843-2001, a. 68.

69. *(Modification intégrée au chapitre Q-2, r. 3.2, a. 54).*

D. 843-2001, a. 69.

70. *(Omis).*

D. 843-2001, a. 70.

© Éditeur officiel du Québec

ANNEXE I

(a. 2, 4 et 15)

Substances	Valeurs limites mg/kg matière sèche (ppm)
Inorganiques	
Métaux et métalloïdes	
Argent (Ag)	200
Arsenic (As)	250
Baryum (Ba)	10 000
Cadmium (Cd)	100
Chrome (Cr)	4 000
Cobalt (Co)	1 500
Cuivre (Cu)	2 500
Étain (Sn)	1 500
Manganèse (Mn)	11 000
Mercure (Hg)	50
Molybdène (Mo)	200
Nickel (Ni)	2 500
Plomb (Pb)	5 000
Sélénium (Se)	50
Zinc (Zn)	7 500
Autres composés inorganiques	
Bromure disponible (Br^-)	1 500
Cyanure disponible (CN^-)	300
Cyanure total (CN^-)	5 900
Fluorure disponible (F^-)	10 000
Organiques	
Composés organiques volatils, aromatiques monocycliques	
Benzène	5
Chlorobenzène	10
Éthylbenzène	50
m-Dichlorobenzène	10
o-Dichlorobenzène	10
p-Dichlorobenzène	10
Styrène	50
Toluène	30
Xylènes	50
Composés organiques volatils, aliphatiques chlorés	
Bromodichlorométhane	150
Chloro-2 butadiène-1,3	2,8

© Éditeur officiel du Québec

Chloro-3 propylène	300
Chlorodibromométhane	150
Chloroéthane	60
Chloroforme ou trichlorométhane	50
Chlorométhane ou chlorure de méthyle	300
Chlorure de méthylène ou dichlorométhane	50
Chlorure de vinyle	60
Dibromo-1,2 chloro-3 propane	150
Dichloro-1,1 éthane	50
Dichloro-1,1 éthylène	50
Dichloro-1,2 éthylène (cis et trans)	50
Dichloro-1,2 éthane	50
Dichloro-1,2 propane	50
Dichloro-1,3 propylène (cis et trans)	50
Dichlorodifluorométhane	72
Hexachlorobutadiène	56
Hexachloroéthane	300
Pentachloroéthane	60
Tétrachloro-1,1,1,2 éthane	60
Tétrachloro-1,1,2,2 éthane	50
Tétrachloroéthylène ou perchloroéthylène	50
Tétrachlorure de carbone	50
Trichloro-1,1,1 éthane	50
Trichloro-1,1,2 éthane	50
Trichloro-1,2,3 propane	300
Trichloroéthylène	50
Trichlorofluorométhane	300
Composés phénoliques non chlorés	
Diméthyl-2,4 phénol	140
m-Crésol	56
o-Crésol	56
p-Crésol	56
o-Nitrophénol ou nitro-2 phénol	130
p-Nitrophénol ou nitro-4 phénol	290
Phénol	62
Composés phénoliques chlorés	
Chloro-2 phénol	57
Chloro-3 phénol	57
Chloro-4 phénol	57
Dichloro-2,3 phénol	140
Dichloro-2,4 phénol	140
Dichloro-2,5 phénol	140
Dichloro-2,6 phénol	140
Dichloro-3,4 phénol	140
Dichloro-3,5 phénol	140
p-Chloro-m-crésol	140
Pentachlorophénol	74
Tétrachloro-2,3,4,5 phénol	74
Tétrachloro-2,3,4,6 phénol	74
Tétrachloro-2,3,5,6 phénol	74
Trichloro-2,3,4 phénol	74
Trichloro-2,3,5 phénol	74
Trichloro-2,3,6 phénol	74
Trichloro-2,4,5 phénol	74

© Éditeur officiel du Québec

Trichloro-2,4,6 phénol	74
Trichloro-3,4,5 phénol	74
Hydrocarbures aromatiques polycycliques	
Acénaphtène	100
Acénaphtylène	100
Anthracène	100
Benzo (b+j+k) fluoranthène	136
Benzo (a) anthracène	34
Benzo (a) pyrène	34
Benzo (c) phénanthrène	56
Benzo (g,h,i) pérylène	18
Chloro-2 naphtalène	56
Chrysène	34
Dibenzo (a,h) anthracène	82
Dibenzo (a,h) pyrène	34
Dibenzo (a,i) pyrène	34
Dibenzo (a,l) pyrène	34
Diméthyl-7,12 Benzo (a) anthracène	34
Fluoranthène	100
Fluorène	100
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	34
Méthyl naphtalènes (*chacun*)	56
Méthyl-3 cholanthrène	150
Naphtalène	56
Phénanthrène	56
Pyrène	100
Composés benzéniques non chlorés	
Dinitro-2,6 toluène	280
Trinitro-2,4,6 toluène ou TNT	280
Chlorobenzènes	
Chlorure de benzal ou dichlorométhylbenzène	60
Hexachlorobenzène	100
Méthylène-4,4 bis(chloro-2 aniline)	300
p-Chloroaniline ou chloroaminobenzène	160
Pentachlorobenzène	100
Pentachloronitrobenzène	48
Tétrachloro-1,2,3,4 benzène	140
Tétrachloro-1,2,3,5 benzène	140
Tétrachloro-1,2,4,5 benzène	140
Trichloro-1,2,3 benzène	190
Trichloro-1,2,4 benzène	190
Trichloro-1,3,5 benzène	190
Biphényles polychlorés	
BPC (*sommation des congénères*)	50
Pesticides chlorés	
2,4,5-T	79
2,4-D	100
Aldrine	0,66
alpha-BHC ou hexachlorocyclohexane	0,66
bêta-BHC ou hexachlorocyclohexane	0,66
delta-BHC ou hexachlorocyclohexane	0,66

© Éditeur officiel du Québec

gamma-BHC ou lindane ou hexachlorocyclohexane	0,66
Barban	14
Chlordane (*alpha et gamma*)	2,6
Dieldrine	1,3
Endosulfan I	0,66
Endosulfan II	1,3
Endosulfan sulfate	1,3
Endrine	1,3
Endrine aldéhyde	1,3
Époxyde d'heptachlore	0,66
Heptachlore	0,66
Hydrochlorure de formetanate	14
Isodrine	0,66
Kepone	1,3
Méthoxychlore	1,8
o,p'-DDD	0,87
p,p'-DDD	0,87
o,p'-DDE	0,87
p,p'-DDE	0,87
o,p'-DDT	0,87
p,p'-DDT	0,87
Pronamide	15
Silvex ou fénoprop	79
Thiodicarbe	14
Toxaphène	26
Triallate	14
Pesticides non chlorés	
Aldicarbe (*sommation d'Aldicarbe, d'Aldicarbe sulfone et d'Aldicarbe sulfoxyde*)	2,8
Bendiocarbe	14
Bendiocarbe phénol	14
Benomyl	14
Butilate	14
Carbaryl	1,4
Carbendazim	14
Carbofuran	1,4
Carbofuran phénol	14
Carbosulfan	14
Dimetilan	14
Dinosèbe	25
Disulfoton	62
Dithiocarbamates (*totaux*)	280
EPTC	14
Famphur	150
Formparanate	14
Isolan	14
m-Cumenyl méthylcarbamate	14
Méthiocarbe	14
Méthomyl	1,4
Métolcarbe	14
Mexacarbate	14
Molinate	14
Oxamyl	2,8
Parathion	46

© Éditeur officiel du Québec

Parathion méthyl	46
Pebulate	14
Phorate	46
Promecarbe	14
Prophame	14
Propoxur	14
Prosulfocarbe	14
Tébuthiuron	3 600
Thiophanate méthyl	14
Tirpate	2,8
Vernolate	14
A2213 ou oxime d'oxamyl	14
Autres substances Organiques	
Acrylonitrile	840
Diéthyl phtalate	280
Diméthyl phtalate	280
Di-n-butyl phtalate	70 000
Di-n-octyl phtalate	280
Éthylène glycol	411
Formaldéhyde	125
Hexachlorocyclopentadiène	24
Hexachloropropylène	300
Phtalates (*chacun, sauf autres phtalates listés*)	60
Trichloro-1,1,2 trifluoro-1,2,2 éthane	300
bis (chloro-2 éthyl) éther	60
bis(chloro-2 éthoxy) méthane	72
bis (chloro-2 isopropyl) éther	72
Butyl benzyl phtalate	280
Produits pétroliers	
Hydrocarbures pétroliers C10 à C50	10 000
Dioxines et furanes chlorés	
Sommation en équivalents toxiques conformément au tableau suivant:	0,005

FACTEURS INTERNATIONAUX D'ÉQUIVALENCE DE TOXICITÉ POUR LES CONGÉNÈRES SPÉCIFIQUES DES PCDD (POLYCHLORODIBENZO-P-DIOXINES) ET DES PCDF (POLYCHLORODIBENZOFURANES) (OTAN, 1988)

CONGÉNÈRES	FACTEUR D'ÉQUIVALENCE DE TOXICITÉ
2,3,7,8-T_4CDD	1
1,2,3,7,8-P_5CDD	0,5
1,2,3,4,7,8-H_6CDD	0,1
1,2,3,6,7,8-H_6CDD	0,1

© Éditeur officiel du Québec

1,2,3,7,8,9-H_6CDD	0,1
1,2,3,4,6,7,8-H_7CDD	0,01
OCDD	0,001
2,3,7,8-T_4CDF	0,1
2,3,4,7,8-P_5CDF	0,5
1,2,3,7,8-P_5CDF	0,05
1,2,3,4,7,8-H_6CDF	0,1
1,2,3,7,8,9-H_6CDF	0,1
1,2,3,6,7,8-H_6CDF	0,1
2,3,4,6,7,8-H_6CDF	0,1
1,2,3,4,6,7,8-H_7CDF	0,01
1,2,3,4,7,8,9-H_7CDF	0,01
OCDF	0,001

D. 843-2001, Ann. I.

© Éditeur officiel du Québec

ANNEXE II

(a. 29 et 46)

SUBSTANCES

MÉTAUX (**et métalloïdes**)

Aluminium (Al)

Antimoine (Sb)

Antimoine III (Sb III)

Argent (Ag)

Arsenic (As)

Baryum (Ba)

Cadmium (Cd)

Chrome (Cr)

Chrome VI (Cr VI)

Cobalt (Co)

Cuivre (Cu)

© Éditeur officiel du Québec

Manganèse (Mn)

Mercure (Hg)

Molybdène (Mo)

Nickel (Ni)

Plomb (Pb)

Sélénium (Se)

Sodium (Na)

Zinc (Zn)

AUTRES COMPOSÉS INORGANIQUES

Azote ammoniacal (NH_4^+)

Chlorures (Cl^-)

Cyanures disponibles (CN^-)

Cyanures totaux (CN^-)

Fluorures totaux

Nitrate ($N\text{-}NO_3^-$)

© Éditeur officiel du Québec

Nitrite ($N\text{-}NO_2^-$)

Nitrate + nitrite

Phosphore total ($P\text{-}PO_4^{-3}$)

Sulfures (H_2S)

COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS

Hydrocarbures aromatiques monocycliques

Benzène

Chlorobenzène

Dichloro-1,2 benzène

Dichloro-1,3 benzène

Dichloro-1,4 benzène

Éthylbenzène

Styrène

Toluène

© Éditeur officiel du Québec

Xylènes

Hydrocarbures aliphatiques chlorés

Chloroforme

Chlorure de vinyle ou chloroéthène

Dichloro-1,2 éthane

Dichloro-1,1 éthène

Dichloro-1,2 éthène

Dichloro-1,2 éthène (trans)

Dichlorométhane

Dichloro-1,2 propane

Dichloro-1,3 propane

Dichloro-1,3 propène (cis et trans)

Tétrachloro-1,1,2,2 éthane

Tétrachloroéthène

Tétrachlorure de carbone

© Éditeur officiel du Québec

Trichloro-1,1,1 éthane

Trichloro-1,1,2 éthane

Trichloroéthène

COMPOSÉS PHÉNOLIQUES

Non chlorés

o-Crésol

p-Crésol

Diméthyl-2,4 phénol

Dinitro-2,4 phénol

Méthyl-2 dinitro-4,6 phénol

Nitro-4 phénol

Phénol

Chlorés

Chloro-2 phénol

© Éditeur officiel du Québec

Chloro-3 phénol

Chloro-4 phénol

Dichloro-2,3 phénol

Dichloro-2,4 phénol

Dichloro-2,5 phénol

Dichloro-2,6 phénol

Dichloro-3,4 phénol

Dichloro-3,5 phénol

Pentachlorophénol

Tétrachloro-2,3,4,6 phénol

Tétrachloro-2,3,5,6 phénol

Trichloro-2,4,5 phénol

Trichloro-2,4,6 phénol

Chlorophénols

HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES

© Éditeur officiel du Québec

Acénapthène

Anthracène

Benzo(a) anthracène

Benzo(b + j) fluoranthène

Benzo(k) fluoranthène

Benzo(a) pyrène

Chrysène

Dibenzo(a,h) anthracène

Fluoranthène

Fluorène

Indéno(1,2,3-c,d) pyrène

Naphtalène

Phénanthrène

Pyrène

© Éditeur officiel du Québec

COMPOSÉS BENZÉNIQUES NON CHLORÉS

Dinitro-2,4 toluène

Dinitro-2,6 toluène

Nitrobenzène

CHLOROBENZÈNES

Hexachlorobenzène

Pentachlorobenzène

Tétrachloro-1,2,3,4 benzène

Tétrachloro-1,2,4,5 benzène

Trichloro-1,2,3 benzène

Trichloro-1,2,4 benzène

Trichlorobenzènes (*totaux*)

PESTICIDES

Atrazine et métabolites

Azinphos-méthyl

© Éditeur officiel du Québec

Bentazone

Bromoxynil

Captane

Carbaryl

Carbofuran

Chlorothalonil

Chlorpyriphos

Cyanazine

Deltaméthrine

Diazinon

Dicamba

Dichlorprop

Diméthoate

Diquat

© Éditeur officiel du Québec

Diuron

_____

Endosulfan (I et II)

_____

Glyphosate

_____

Lindane

_____

Malathion

_____

MCPA

_____

Métolachlore

_____

Métribuzine

_____

Myclobutanil

_____

Paraquat (dichlorure)

_____

Paraquat

_____

Parathion

_____

Perméthrine

_____

Phorate

_____

Piclorame

© Éditeur officiel du Québec

Simazine

Tébuthiuron

Terbufos

Trifluraline

2,4-D

2,4-DB

PESTICIDES QUI NE SONT PLUS UTILISÉS MAIS TOUJOURS PERSISTANTS DANS L'ENVIRONNEMENT

Aldicarbe (*sommation d'Aldicarbe, d'Aldicarbe sulfoneet d'Aldicarbe sulfoxyde*)

Aldrine

Chlordane

Dieldrine

p,p'-DDT

p,p'-DDE

Endrine

© Éditeur officiel du Québec

Époxyde d'heptachlore

Fénoprop ou silvex

Heptachlore

Méthoxychlore

Mirex

2,4,5-T

AUTRES SUBSTANCES ORGANIQUES

Acrylonitrile

Bis (2-chloroéthyl) éther

Éthylène glycol

Formaldéhyde

Hexachloroéthane

Pentachloroéthane

Phtalate de dibutyle

Trinitro-2,4,6 toluène ou TNT

© Éditeur officiel du Québec

PARAMÈTRES INTÉGRATEURS
Indice phénol
Toxicité chronique
Toxicité aiguë
Hydrocarbures pétroliers C_{10} à C_{50}

D. 843-2001, Ann. II; D. 1553-2001, a. 7.

MISES À JOUR
D. 843-2001, 2001 G.O. 2, 4574
D. 1553-2001, 2002 G.O. 2, 254
D. 451-2005, 2005 G.O. 2, 1880
D. 441-2008, 2008 G.O. 2, 2098
D. 665-2013, 2013 G.O. 2, 2704
L.Q. 2016, c. 7, a. 183
D. 488-2017, 2017 G.O. 2, 2086
D. 238-2019, 2019 G.O. 2, 965
L.Q. 2018, c. 23, a. 811
D. 871-2020, 2020 G.O. 2, 3620A
D. 816-2021, 2021 G.O. 2, 3289
D. 1596-2021, 2022 G.O. 2, 8

© Éditeur officiel du Québec

Annexe B

Québec

© Éditeur officiel du Québec

À jour au 1er septembre 2023
Ce document a valeur officielle.

chapitre Q-2, r. 37

Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains

Loi sur la qualité de l'environnement
(chapitre Q-2, a. 31.69, 95.1 et 124.1).

Loi sur certaines mesures permettant d'appliquer les lois en matière d'environnement et de sécurité des barrages
(chapitre M-11.6, a. 30 et 45).

D. 216-2003; N.I. 2019-12-01; L.Q. 2022, c. 8, a. 1.

TABLE DES MATIÈRES

CHAPITRE I
VALEURS LIMITES APPLICABLES ET CATÉGORIES D'ACTIVITÉS VISÉES **1**

CHAPITRE II
DÉCLARATIONS DE CONFORMITÉ

SECTION I *(Abrogée)*

SECTION II
MESURES DE RÉHABILITATION ADMISSIBLES EN VERTU DE L'ARTICLE 31.68.1 DE LA LOI SUR LA QUALITÉ DE L'ENVIRONNEMENT

§ 1. — *Mesures de réhabilitation admissibles* **2.4**

§ 2. — *Contenu de la déclaration* **2.5**

CHAPITRE III
EXEMPTIONS **2.7**

CHAPITRE IV
MESURES DE CONTRÔLE **2.9**

CHAPITRE V
ÉTUDE DE CARACTÉRISATION **2.12**

CHAPITRE VI
CONTRÔLE DE LA QUALITÉ DES EAUX SOUTERRAINES **4**

CHAPITRE VII
AVIS DE CESSATION DÉFINITIVE **13.0.1**

CHAPITRE VIII
INTERDICTIONS **13.0.2**

CHAPITRE IX
SANCTIONS

SECTION I
SANCTIONS ADMINISTRATIVES PÉCUNIAIRES..... **13.1**

SECTION II
SANCTIONS PÉNALES..... **14**

ANNEXE I

ANNEXE II

ANNEXE III

ANNEXE IV

ANNEXE V

© Éditeur officiel du Québec

CHAPITRE I

VALEURS LIMITES APPLICABLES ET CATÉGORIES D'ACTIVITÉS VISÉES

D. 797-2019, a. 1.

1. Sont applicables, pour les fins des articles 31.43, 31.45, 31.49, 31.51, 31.51.1, 31.52, 31.54, 31.54.1, 31.55, 31.57, 31.58 et 31.59 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2), les valeurs limites fixées à l'annexe I relativement aux contaminants qui y sont énumérés, réserve faite des dispositions qui suivent.

S'il s'agit de terrains mentionnés ci-après, les valeurs limites applicables sont celles indiquées à l'annexe II:

1° pour les fins des articles 31.43, 31.45, 31.49, 31.51.1, 31.52, 31.54, 31.54.1, 31.55, 31.57 et 31.59:

a) terrains où sont autorisés, en vertu d'une réglementation municipale de zonage, des usages industriels, commerciaux ou institutionnels, à l'exclusion des terrains suivants:

i. terrains où sont aménagés des bâtiments totalement ou partiellement résidentiels;

ii. terrains où sont aménagés des établissements d'enseignement primaire ou secondaire, des centres de la petite enfance, des garderies, des centres hospitaliers, des centres d'hébergement et de soins de longue durée, des centres de réadaptation, des centres de protection de l'enfance et de la jeunesse ou des établissements de détention;

b) terrains constituant, ou destinés à constituer, l'assiette d'une chaussée au sens du Code de la sécurité routière (chapitre C-24.2) ou d'un trottoir en bordure de celle-ci, d'une piste cyclable ou d'un parc municipal, à l'exclusion des aires de jeu pour lesquelles demeurent applicables, sur une épaisseur d'au moins 1 m, les valeurs limites fixées à l'annexe I;

2° pour les fins de l'article 31.51, terrains où ne sont autorisés, en vertu d'une réglementation municipale de zonage, que des usages industriels, commerciaux ou institutionnels, à l'exclusion de terrains mentionnés au ii ci-dessus.

En outre, lorsqu'un contaminant mentionné dans la partie I (métaux et métalloïdes) de l'annexe I ou II est présent dans un terrain en concentration supérieure à la valeur limite fixée à cette annexe et qu'il n'origine pas d'une activité humaine, cette concentration constitue, pour les fins des articles 31.51, 31.51.1, 31.52, 31.54, 31.54.1, 31.55, 31.57, 31.58 et 31.59 de la Loi sur la qualité de l'environnement, la valeur limite applicable pour ce contaminant.

D. 216-2003, a. 1; D. 1294-2011, a. 1; D. 871-2020, a. 1.

2. Pour l'application des articles 31.51, 31.52 et 31.53 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2), sont visées les catégories d'activités industrielles et commerciales énumérées à l'annexe III.

La catégorie d'activités «Lieux d'enfouissement de sols contaminés ou de matières dangereuses» n'est cependant pas visée par les articles 31.51 et 31.52 de cette Loi.

D. 216-2003, a. 2.

© Éditeur officiel du Québec

CHAPITRE II

DÉCLARATIONS DE CONFORMITÉ

D. 797-2019, a. 2.

SECTION I

(Abrogée)

D. 797-2019, a. 2; D. 871-2020, a. 2.

§ 1. —

(Abrogée)

D. 797-2019, a. 2; D. 871-2020, a. 2.

2.1. *(Abrogé)*.

D. 797-2019, a. 2; D. 871-2020, a. 2.

§ 2. —

(Abrogée)

D. 797-2019, a. 2; D. 871-2020, a. 2.

2.2. *(Abrogé)*.

D. 797-2019, a. 2; D. 871-2020, a. 2.

2.3. *(Abrogé)*.

D. 797-2019, a. 2; D. 871-2020, a. 2.

SECTION II

MESURES DE RÉHABILITATION ADMISSIBLES EN VERTU DE L'ARTICLE 31.68.1 DE LA LOI SUR LA QUALITÉ DE L'ENVIRONNEMENT

D. 797-2019, a. 2.

§ 1. — *Mesures de réhabilitation admissibles*

D. 797-2019, a. 2.

2.4. Les mesures de réhabilitation de terrains contaminés suivantes, lorsqu'elles sont prises en application de l'article 31.51 ou 31.54 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2), sont admissibles à une déclaration de conformité lorsque les conditions déterminées au deuxième alinéa sont satisfaites:

1° la réhabilitation du terrain est effectuée uniquement par excavation des sols dont la concentration des contaminants qui y sont présents excède les valeurs limites prévues à l'annexe I et sa réalisation peut être complétée à l'intérieur d'un délai maximal d'un an;

2° seule la récupération des eaux s'accumulant dans l'excavation est requise.

© Éditeur officiel du Québec

Les conditions qui doivent être respectées pour que les mesures visées au premier alinéa soient admissibles à une déclaration de conformité sont les suivantes:

1° la quantité de sols contaminés à excaver est d'au plus 10 000 m^3;

2° l'étude de caractérisation révèle:

a) l'absence, dans le terrain, de matières résiduelles dangereuses, d'amiante, de composés organiques volatils chlorés et de liquides immiscibles mesurables;

b) qu'aucune mesure de suivi de la qualité des eaux souterraines n'est requise après la réalisation des travaux;

3° les eaux récupérées seront rejetées vers un ouvrage municipal d'assainissement des eaux ou seront transportées dans un lieu autorisé par le ministre.

Les mesures de réhabilitation visées au premier alinéa doivent débuter dans les meilleurs délais après la réalisation de l'étude de caractérisation prévue au premier alinéa de l'article 31.51 ou au premier alinéa de l'article 31.53 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2).

D. 797-2019, a. 2.

§ 2. — *Contenu de la déclaration*

D. 797-2019, a. 2.

2.5. La déclaration de conformité comprend les renseignements suivants et est accompagnée d'un calendrier d'exécution des travaux:

1° les coordonnées de la personne qui la produit;

2° la localisation et la description du terrain contaminé;

3° la nature et la concentration des contaminants présents dans le terrain ainsi que la quantité de sols à excaver;

4° si le déclarant n'est pas la personne qui exécutera les travaux d'excavation, les coordonnées de cette personne;

5° les coordonnées du lieu où:

a) les sols contaminés seront acheminés;

b) les matériaux qui proviendront du démantèlement des installations présentes sur le terrain, le cas échéant, seront acheminés;

c) les eaux récupérées seront rejetées ou, le cas échéant, transportées.

D. 797-2019, a. 2.

2.5.1. Toute personne ou municipalité qui transmet au ministre une déclaration de conformité en vertu de la présente section doit utiliser les formulaires appropriés disponibles sur le site Internet de son ministère et la lui soumettre par voie électronique.

Le déclarant doit conserver les renseignements et les documents transmis au ministre ainsi que tous ceux nécessaires à leur production, tout au long de la réalisation de l'activité et pour une période minimale de 5 ans

© Éditeur officiel du Québec

suivant la fin de l'activité. Ces renseignements et documents doivent être fournis au ministre dans les 20 jours suivant la demande de celui-ci.

D. 871-2020, a. 3.

2.6. Toute modification aux renseignements ou au calendrier transmis en application de l'article 2.5 doit être communiquée au ministre dans les plus brefs délais.

D. 797-2019, a. 2.

CHAPITRE III

EXEMPTIONS

D. 797-2019, a. 2.

2.7. *(Abrogé).*

D. 797-2019, a. 2; D. 871-2020, a. 4.

2.8. Toute personne ou municipalité qui exerce une activité exemptée en vertu du Règlement sur l'encadrement d'activité en fonction de leur impact sur l'environnement (chapitre Q-2, r. 17.1) doit conserver l'étude de caractérisation du terrain où les sols sont reçus, exigée par l'article 2.12, pendant au moins 5 ans suivant la fin de cette activité.

D. 797-2019, a. 2; D. 871-2020, a. 5.

CHAPITRE IV

MESURES DE CONTRÔLE

D. 797-2019, a. 2.

2.9. Les sols qui, dans le cadre d'un projet, sont destinés à être valorisés et dont la réception est visée par une déclaration de conformité ou est exemptée de l'obligation d'obtenir une autorisation en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2), doivent être utilisés à cette fin dans les 30 jours suivant leur réception sur le terrain où leur valorisation doit avoir lieu.

D. 797-2019, a. 2.

2.10. Lorsque la réception de sols contaminés est visée par une déclaration de conformité ou est exemptée de l'application de l'article 22 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2), le propriétaire du terrain où les sols sont reçus, ou son représentant, doit, préalablement à leur réception, en vérifier l'admissibilité.

À cette fin, il doit, à l'arrivée des sols, consigner dans un registre les renseignements suivants:

1° les coordonnées du terrain d'origine des sols;

2° les coordonnées du transporteur des sols;

3° la date à laquelle les sols sont reçus;

4° leur quantité, exprimée en m^3;

5° la nature et la concentration des contaminants qu'ils contiennent, établies sur la base des rapports d'analyse visés au troisième alinéa.

© Éditeur officiel du Québec

Il doit de plus joindre au registre les rapports d'analyse qui ont servi à produire l'étude de caractérisation des sols, que leur propriétaire doit lui remettre.

Lorsque la réception des sols est visée par une déclaration de conformité, le propriétaire du terrain ou son représentant doit également, lors de la réception de ces sols:

1° pour chaque lot de sols admis inférieur ou égal à 100 m^3, prélever et faire analyser un échantillon;

2° pour chaque lot de sols admis supérieur à 100 m^3, prélever et faire analyser un échantillon supplémentaire pour chaque fraction additionnelle de sols inférieure ou égale à 200 m^3.

L'analyse des échantillons prélevés conformément au quatrième alinéa doit permettre de déterminer s'ils contiennent les contaminants, visés à l'annexe I, qui suivent:

1° les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP);

2° les hydrocarbures pétroliers (C10 à C50);

3° les métaux et métalloïdes;

4° tout autre contaminant dont les rapports d'analyse visés au troisième alinéa indiquent la présence dans les sols admis.

Les résultats de l'analyse visée au quatrième alinéa doivent eux aussi être consignés dans le registre visé au deuxième alinéa.

D. 797-2019, a. 2.

2.11. Le propriétaire du terrain ou son représentant doit conserver le registre et le garder à la disposition du ministre pendant une période d'au moins 5 ans suivant la fin du projet de valorisation des sols.

D. 797-2019, a. 2.

CHAPITRE V

ÉTUDE DE CARACTÉRISATION

D. 797-2019, a. 2.

2.12. Toute personne ou municipalité qui s'apprête à recevoir, sur ou dans un terrain, des sols qui contiennent des contaminants dont la concentration est égale ou inférieure aux valeurs limites fixées à l'annexe I et qui sont destinés à y être valorisés, doit, préalablement à la réception de tels sols, procéder à une étude de caractérisation, réalisée par un professionnel ou par toute autre personne compétente dans le domaine, de la portion de ce terrain sur laquelle les sols seront déposés, à l'exclusion des eaux souterraines et des eaux de surface qui s'y trouvent.

L'étude de caractérisation visée au premier alinéa doit être réalisée conformément aux règles de l'art et la personne chargée de sa réalisation doit tenir compte de l'historique du terrain et des résultats des rapports d'analyse visés au troisième alinéa de l'article 2.10 au regard des contaminants dont ces rapports indiquent la présence dans la portion de terrain concernée.

D. 797-2019, a. 2.

3. L'analyse de tout échantillon de sol prélevé dans le cadre d'une étude de caractérisation d'un terrain requise en application d'une disposition du présent règlement ou de la section IV du chapitre IV du titre I de

© Éditeur officiel du Québec

la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2) doit être effectuée par un laboratoire accrédité par le ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs en vertu de l'article 118.6 de cette Loi.

D. 216-2003, a. 3; D. 797-2019, a. 3.

CHAPITRE VI

CONTRÔLE DE LA QUALITÉ DES EAUX SOUTERRAINES

D. 797-2019, a. 4.

4. L'exercice sur un terrain d'une activité industrielle ou commerciale appartenant à l'une des catégories énumérées à l'annexe IV est subordonné au contrôle de la qualité des eaux souterraines, conformément aux dispositions qui suivent, dans le cas où une installation de prélèvement d'eau de surface ou d'eau souterraine destinée à la consommation humaine se trouve à moins d'un kilomètre à l'aval hydraulique du terrain.

Lorsque l'installation de prélèvement mentionnée au premier alinéa est aménagée après qu'ait débuté l'activité industrielle ou commerciale, cette obligation de contrôle des eaux souterraines ne s'applique qu'à compter de l'expiration du sixième mois suivant la date à laquelle celui qui exerce cette activité est informé de l'existence de cette installation.

L'obligation de contrôle prescrite par le présent article n'est toutefois pas applicable s'il est démontré que l'activité industrielle ou commerciale exercée sur le terrain n'est aucunement susceptible d'altérer la qualité des eaux mentionnées au premier alinéa par des substances énumérées à l'annexe V. En outre, lorsque cette démonstration est basée en tout ou partie sur les conditions hydrogéologiques qui prévalent dans le terrain, elle doit être faite sous la signature d'un ingénieur ou d'un géologue membre d'un ordre régi par le Code des professions (chapitre C-26).

D. 216-2003, a. 4; N.I. 2019-12-01.

5. Le contrôle de la qualité des eaux souterraines que prescrit l'article 4 doit avoir pour objet:

1° de connaître les conditions hydrogéologiques qui prévalent dans le terrain;

2° d'identifier les substances mentionnées à l'annexe V qui sont susceptibles d'être émises sur ou dans le terrain du fait de l'exercice sur ce terrain d'une activité industrielle ou commerciale visée au premier alinéa de l'article 4, ainsi que de localiser sur le terrain les points d'émission de ces substances;

3° de vérifier la présence de ces substances dans les eaux souterraines lorsque ces eaux parviennent aux limites du terrain et, le cas échéant, leur concentration.

D. 216-2003, a. 5.

6. Afin de pouvoir contrôler la qualité des eaux souterraines ainsi que l'exigent les articles 4 et 5, il doit être pourvu à la mise en place, sur le terrain concerné, d'un système de puits de contrôle.

Le nombre et la localisation des puits de contrôle que doit comporter ce système, de même que le nombre de points d'échantillonnage que doit avoir chacun de ces puits de contrôle, sont fonction notamment de la superficie du terrain, des conditions hydrogéologiques qui y prévalent ainsi que du nombre et de la localisation des points d'émission des substances visées au paragraphe 2 de l'article 5.

D. 216-2003, a. 6.

7. Au moins 3 fois par année, soit au printemps, à l'été et à l'automne, il doit être prélevé un échantillon des eaux souterraines à chaque point d'échantillonnage que comportent les puits d'observation établis en application de l'article 6, aux fins de faire la vérification mentionnée au paragraphe 3 de l'article 5.

© Éditeur officiel du Québec

Lors de cet échantillonnage, le niveau piézométrique des eaux souterraines doit aussi être mesuré.

Après une période de suivi d'au moins 5 ans, si l'analyse des échantillons d'eau souterraine prélevés durant cette période n'a révélé la présence d'aucune substance visée au paragraphe 2 de l'article 5, la fréquence d'échantillonnage peut être réduite à 1 par année. Cette réduction de la fréquence d'échantillonnage vaut aussi longtemps que l'analyse des échantillons d'eau souterraine montre que les conditions de cette réduction sont rencontrées.

D. 216-2003, a. 7.

8. L'analyse des échantillons d'eau souterraine prélevés en application de l'article 7 doit être effectuée par un laboratoire accrédité par le ministre en vertu de l'article 118.6 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2).

Si l'analyse d'un échantillon révèle le dépassement d'une valeur limite fixée à l'annexe V, mention doit en être faite dans le rapport d'analyse et le ministre doit en être informé le plus tôt possible.

Les rapports d'analyses produits par les laboratoires doivent être conservés pendant au moins 5 ans à compter de la date de leur production.

D. 216-2003, a. 8.

9. Les rapports des analyses effectuées en application de l'article 8 au cours d'une année doivent être transmis au ministre au plus tard le 1er février de l'année suivante.

Doit également être transmis au ministre, en même temps que ces rapports, un écrit attestant que les prélèvements d'échantillons ont été faits en conformité avec les règles de l'art et les exigences du présent règlement.

D. 216-2003, a. 9.

10. *(Abrogé).*

D. 216-2003, a. 10; N.I. 2019-12-01; D. 871-2020, a. 6.

11. Dans le cas prévu au deuxième alinéa de l'article 4, celui qui exerce l'activité industrielle ou commerciale est tenu de transmettre au ministre, avant l'expiration du sixième mois qui y est mentionné, un programme de contrôle des eaux souterraines et l'avis d'un professionnel conformes aux prescriptions de l'article 22 du Règlement sur l'encadrement d'activités en fonction de leur impact sur l'environnement (chapitre Q-2, r. 17.1), à moins que, dans ce délai, il n'ait fait au ministre la démonstration requise par le troisième alinéa de l'article 4 pour être exempté de l'obligation de contrôle des eaux souterraines.

D. 216-2003, a. 11; D. 871-2020, a. 7.

12. *(Périmé).*

D. 216-2003, a. 12.

13. Tout programme de contrôle des eaux souterraines fourni en application de l'article 22 du Règlement sur l'encadrement d'activités en fonction de leur impact sur l'environnement (chapitre Q-2, r. 17.1) doit être révisé et mis à jour à tous les 5 ans, aux fins notamment de tenir compte des changements qu'autorise le troisième alinéa de l'article 7 ou qui ont pu survenir relativement aux conditions hydrogéologiques du terrain, aux substances visées au paragraphe 2 de l'article 5 et aux points d'émission de ces substances ainsi qu'au système de puits de contrôle.

© Éditeur officiel du Québec

Le programme ainsi révisé et mis à jour doit être transmis au ministre au plus tard 30 jours après l'expiration de chaque période de 5 ans.

D. 216-2003, a. 13; D. 871-2020, a. 8.

CHAPITRE VII

AVIS DE CESSATION DÉFINITIVE

D. 797-2019, a. 5.

13.0.1. Toute personne qui cesse définitivement d'exercer une activité appartenant à l'une des catégories énumérées à l'annexe III doit transmettre au ministre, au plus tard 30 jours suivant cette cessation, un avis contenant les renseignements et le document suivants:

1° le cas échéant, le numéro et la date de délivrance de l'autorisation correspondant à l'activité qui a cessé;

2° son nom et son adresse;

3° les coordonnées du lieu où l'activité s'est exercée;

4° la date de la cessation de l'activité;

5° une attestation de cette personne que tous les renseignements et les documents qu'elle a fournis sont complets et exacts.

Lorsque l'activité visée au premier alinéa est également visée à l'article 0.1 du Règlement relatif à l'exploitation d'établissements industriels (chapitre Q-2, r. 26.1), un seul avis de cessation de cette activité peut être transmis, dans les 60 jours suivant la cessation de l'activité, pour autant que cet avis contienne les renseignements et les documents prévus au deuxième alinéa de l'article 20 de ce règlement ainsi que ceux prévus au premier alinéa du présent article.

D. 797-2019, a. 5; D. 993-2023, a. 1.

CHAPITRE VIII

INTERDICTIONS

D. 797-2019, a. 5.

13.0.2. Sauf dans les cas prévus par la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2) ou par les règlements pris pour son application, nul ne peut déposer des sols contaminés, ni en permettre le dépôt, sur ou dans un lieu autre qu'un terrain où ce dépôt est permis, selon le cas:

1° par une autorisation délivrée en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement;

2° par une déclaration de conformité prévue par cette loi ou par les règlements pris pour son application et produite conformément à cette loi;

3° par un plan de réhabilitation approuvé par le ministre.

L'interdiction prévue au premier alinéa n'est pas applicable lorsque le dépôt est visé par une exemption prévue par la Loi sur la qualité de l'environnement ou par les règlements pris pour son application.

Lorsque des sols contaminés sont déposés sur ou dans un lieu où ce dépôt n'est pas permis par l'un des documents prévus au premier alinéa ou n'est pas visé par une exemption, le propriétaire, le locataire ou toute

© Éditeur officiel du Québec

autre responsable de ce lieu est tenu de prendre les mesures nécessaires pour que ces sols soient transportés sur ou dans un lieu où, selon le cas:

1° un tel dépôt est permis par l'un de ces documents;

ou

2° un tel dépôt est visé par une exemption.

D. 797-2019, a. 5.

13.0.3. Nul ne peut déposer des sols contaminés ou permettre leur dépôt dans des milieux humides ou hydriques.

D. 797-2019, a. 5; D. 993-2023, a. 2.

CHAPITRE IX

SANCTIONS

D. 797-2019, a. 5.

SECTION I

SANCTIONS ADMINISTRATIVES PÉCUNIAIRES

D. 797-2019, a. 5.

13.1. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 250 $ dans le cas d'une personne physique ou de 1 000 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut:

0.1° de conserver, comme le prévoit l'article 2.8, l'étude de caractérisation exigée par l'article 2.12 pendant au moins 5 ans suivant la fin de l'activité exemptée;

1° de conserver un rapport d'analyse produit par un laboratoire accrédité pendant la période prévue par le troisième alinéa de l'article 8;

2° de transmettre au ministre l'attestation de conformité requise en vertu du deuxième alinéa de l'article 9, conformément à cet article.

D. 679-2013, a. 1; D. 797-2019, a. 6.

13.2. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 350 $ dans le cas d'une personne physique ou de 1 500 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut:

1° de communiquer au ministre, comme le prévoit l'article 2.6, toute modification aux renseignements transmis en application de l'article 2.5, dans les plus brefs délais;

1.1° de transmettre au ministre une déclaration de conformité selon les modalités prévues au premier alinéa de l'article 2.5.1;

1.2° de conserver les renseignements et les documents pour la période prévue au deuxième alinéa de l'article 2.5.1 ou de les transmettre au ministre conformément à cet alinéa;

2° de consigner dans un registre les renseignements prévus au deuxième alinéa de l'article 2.10 ou de joindre à celui-ci les rapports d'analyse qui ont servi à produire l'étude de caractérisation des sols conformément au troisième alinéa de cet article;

© Éditeur officiel du Québec

3° de conserver le registre ou de le garder à la disposition du ministre pendant une période d'au moins 5 ans suivant la fin du projet de valorisation, conformément à l'article 2.11;

4° de transmettre au ministre un rapport d'analyse effectué en application de l'article 8, conformément au premier alinéa de l'article 9;

5° *(paragraphe abrogé).*

D. 679-2013, a. 1; D. 797-2019, a. 7; D. 871-2020, a. 9; D. 993-2023, a. 3.

13.3. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 500 $ dans le cas d'une personne physique ou de 2 500 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut:

0.1° de vérifier l'admissibilité des sols préalablement à leur réception, dans les cas et selon les conditions prévus à l'article 2.10;

0.2° de prélever ou de faire analyser les échantillons visés par le quatrième alinéa de l'article 2.10, dans les cas et selon les conditions prévus aux quatrième et cinquième alinéas de cet article ou de consigner, comme l'exige le sixième alinéa de cet article, les résultats de l'analyse de ces échantillons dans le registre visé par le deuxième alinéa de cet article;

1° d'échantillonner l'eau souterraine, aux conditions et selon la fréquence prévues par l'article 7, ou de faire analyser ces échantillons par un laboratoire accrédité par le ministre, conformément au premier alinéa de l'article 8;

2° de transmettre au ministre un programme de contrôle des eaux souterraines et l'avis d'un professionnel, dans le délai et selon les conditions prévus par l'article 11;

3° de réviser et de mettre à jour un programme de contrôle des eaux souterraines conformément au premier alinéa de l'article 13 ou de transmettre ce programme au ministre, conformément au deuxième alinéa de cet article.

D. 679-2013, a. 1; D. 797-2019, a. 8.

13.4. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 750 $ dans le cas d'une personne physique ou de 3 500 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut:

1° d'effectuer le contrôle de la qualité des eaux souterraines conformément à l'article 4;

2° de mettre en place un système de puits de contrôle de la qualité des eaux souterraines conforme aux prescriptions de l'article 6.

D. 679-2013, a. 1.

13.5. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 1 000 $ dans le cas d'une personne physique ou de 5 000 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut:

1° de procéder à une étude de caractérisation conformément au premier alinéa de l'article 2.12 et de respecter l'obligation prévue au deuxième alinéa de cet article;

2° de faire mention, dans le rapport d'analyse visé au deuxième alinéa de l'article 8, d'un dépassement d'une valeur limite ou d'en informer le plus tôt possible le ministre, conformément au deuxième alinéa de cet article;

2.1° de transmettre au ministre un avis contenant les renseignements et les documents exigés par l'article 13.0.1, dans le délai qui y est prévu;

3° de respecter l'interdiction prévue au premier alinéa de l'article 13.0.2 ou celle prévue à l'article 13.0.3;

© Éditeur officiel du Québec

4° de respecter l'obligation prévue au troisième alinéa de l'article 13.0.2.

D. 679-2013, a. 1; D. 797-2019, a. 9; D. 993-2023, a. 4.

SECTION II

SANCTIONS PÉNALES

D. 797-2019, a. 10.

14. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 1 000 $ à 100 000 $ ou, dans les autres cas, d'une amende de 3 000 $ à 600 000 $, quiconque contrevient à l'article 2.8, au troisième alinéa de l'article 8 ou au deuxième alinéa de l'article 9.

D. 216-2003, a. 14; D. 679-2013, a. 2; D. 797-2019, a. 11.

14.1. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 2 000 $ à 100 000 $ ou, dans les autres cas, d'une amende de 6 000 $ à 600 000 $, quiconque contrevient à l'article 2.5.1, 2.6, au deuxième ou au troisième alinéa de l'article 2.10, à l'article 2.11 ou au premier alinéa de l'article 9.

D. 679-2013, a. 2; D. 797-2019, a. 12; D. 871-2020, a. 10; D. 993-2023, a. 5.

14.2. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 2 500 $ à 250 000 $ ou, dans les autres cas, d'une amende de 7 500 $ à 1 500 000 $, quiconque contrevient aux quatrième, cinquième ou sixième alinéas de l'article 2.10, à l'article 7, au premier alinéa de l'article 8 ou à l'article 11 ou 13.

D. 679-2013, a. 2; D. 797-2019, a. 13.

14.3. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 4 000 $ à 250 000 $ ou, dans les autres cas, d'une amende de 12 000 $ à 1 500 000 $, quiconque contrevient à l'article 4 ou 6.

D. 679-2013, a. 2.

14.4. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 5 000 $ à 500 000 $ ou, malgré l'article 231 du Code de procédure pénale (chapitre C-25.1), d'une peine d'emprisonnement maximale de 18 mois, ou des deux à la fois, ou, dans les autres cas, d'une amende de 15 000 $ à 3 000 000 $, quiconque:

1° contrevient au premier alinéa de l'article 2.10, à l'article 2.12, au deuxième alinéa de l'article 8 ou à l'article 13.0.1, 13.0.2 ou 13.0.3;

2° *(paragraphe abrogé).*

D. 679-2013, a. 2; D. 797-2019, a. 14; D. 993-2023, a. 6.

14.5. Quiconque contrevient à toute autre obligation imposée par le présent règlement commet également une infraction et est passible, dans le cas où aucune autre peine n'est prévue par le présent règlement ou par la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2), d'une amende de 1 000 $ à 100 000 $ dans le cas d'une personne physique, ou, dans les autres cas, d'une amende de 3 000 $ à 600 000 $.

D. 679-2013, a. 2.

© Éditeur officiel du Québec

15. Le présent règlement s'applique notamment aux immeubles compris dans une aire retenue pour fins de contrôle et dans une zone agricole établie suivant la Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles (chapitre P-41.1).

D. 216-2003, a. 15.

16. *(Omis).*

D. 216-2003, a. 16.

© Éditeur officiel du Québec

ANNEXE I

(a. 1)

Contaminants	**Valeurs limites mg/kg de sol (matière sèche)**
I- MÉTAUX ET MÉTALLOÏDES	
Argent (Ag)	20
Arsenic (As)	30
Baryum (Ba)	500
Cadmium (Cd)	5
Cobalt (Co)	50
Chrome (Cr)	250
Cuivre (Cu)	100
Étain (Sn)	50
Manganèse (Mn)	1 000
Mercure (Hg)	2
Molybdène (Mo)	10
Nickel (Ni)	100
Plomb (Pb)	500
Sélénium (Se)	3

© Éditeur officiel du Québec

Zinc (Zn)	500
II- AUTRES COMPOSÉS INORGANIQUES	
Bromure disponible (Br^-)	50
Cyanure disponible (CN^-)	10
Cyanure total (CN^-)	50
Fluorure disponible (F^-)	400
III- COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS	
Hydrocarbures aromatiques monocycliques	
Benzène	0,5
Monochlorobenzène	1
Dichloro-1,2 benzène	1
Dichloro-1,3 benzène	1
Dichloro-1,4 benzène	1
Éthylbenzène	5
Styrène	5
Toluène	3
Xylènes	5
Hydrocarbures aliphatiques chlorés	
Chloroforme	5

© Éditeur officiel du Québec

Dichloro-1,1 éthane	5
Dichloro-1,2 éthane	5
Dichloro-1,1 éthylène	5
Dichloro-1,2 éthylène (cis et trans)	5
Dichlorométhane	5
Dichloro-1,2 propane	5
Dichloro-1,3 propylène (cis et trans)	5
Tétrachloro-1,1,2,2 éthane	5
Tétrachloroéthylène	5
Tétrachlorure de carbone	5
Trichloro-1,1,1 éthane	5
Trichloro-1,1,2 éthane	5
Trichloroéthylène	5
IV- COMPOSÉS PHÉNOLIQUES	
Non chlorés	
Crésol (ortho, méta, para)	1
Diméthyl-2,4 phénol	1
Nitro-2 phénol	1
Nitro-4 phénol	1

© Éditeur officiel du Québec

Phénol	1
Chlorés	
Chlorophénol (-2, -3, ou -4)	0,5
Dichloro-2,3 phénol	0,5
Dichloro-2,4 phénol	0,5
Dichloro-2,5 phénol	0,5
Dichloro-2,6 phénol	0,5
Dichloro-3,4 phénol	0,5
Dichloro-3,5 phénol	0,5
Pentachlorophénol (PCP)	0,5
Tétrachloro-2,3,4,5 phénol	0,5
Tétrachloro-2,3,4,6 phénol	0,5
Tétrachloro-2,3,5,6 phénol	0,5
Trichloro-2,3,4 phénol	0,5
Trichloro-2,3,5 phénol	0,5
Trichloro-2,3,6 phénol	0,5
Trichloro-2,4,5 phénol	0,5
Trichloro-2,4,6 phénol	0,5
Trichloro-3,4,5 phénol	0,5

© Éditeur officiel du Québec

V- HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES	
Acénaphtène	10
Acénaphtylène	10
Anthracène	10
Benzo (a) anthracène	1
Benzo (a) pyrène	1
Benzo (b + j + k) fluoranthène (combinaison ou chacun)	1
Benzo (c) phénanthrène	1
Benzo (g,h,i) pérylène	1
Chrysène	1
Dibenzo (a,h) anthracène	1
Dibenzo (a,i) pyrène	1
Dibenzo (a,h) pyrène	1
Dibenzo (a,l) pyrène	1
Diméthyl-7,12 benzo (a) anthracène	1
Fluoranthène	10
Fluorène	10
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	1

© Éditeur officiel du Québec

Méthyl-3 cholanthrène	1
Naphtalène	5
Méthyl-1 naphtalène	1
Méthyl-2 naphtalène	1
Diméthyl-1,3 naphtalène	1
Triméthyl-2,3,5 naphtalène	1
Phénanthrène	5
Pyrène	10
VI- COMPOSÉS BENZÉNIQUES NON CHLORÉS	
Trinitro-2,4,6 toluène (TNT)	0,04
VII- CHLOROBENZÈNES	
Hexachlorobenzène	2
Pentachlorobenzène	2
Tétrachloro-1,2,3,4 benzène	2
Tétrachloro-1,2,3,5 benzène	2
Tétrachloro-1,2,4,5 benzène	2
Trichloro-1,2,3 benzène	2
Trichloro-1,2,4 benzène	2
Trichloro-1,3,5 benzène	2

© Éditeur officiel du Québec

VIII- BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS (BPC)	
Sommation des congénères	1
IX- PESTICIDES	
Tébuthiuron	50
X- AUTRES SUBSTANCES ORGANIQUES	
Acrylonitrile	1
Éthylène glycol	97
Formaldéhyde	100
Phtalate de dibutyle	6
XI- PARAMÈTRES INTÉGRATEURS	
Hydrocarbures pétroliers C_{10} à C_{50}	700
XII- DIOXINES ET FURANES	
Sommation des chlorodibenzo-dioxines et chlorodibenzofuranes exprimés en équivalents toxiques 2,3,7,8-TCDD (échelle de l'OTAN, 1988)	$1{,}5 \times 10^{-5}$

D. 216-2003, Ann. I.

© Éditeur officiel du Québec

ANNEXE II

(a. 1)

Contaminants	**Valeurs limites mg/kg de sol (matière sèche)**
I- MÉTAUX ET MÉTALLOÏDES	
Argent (Ag)	40
Arsenic (As)	50
Baryum (Ba)	2 000
Cadmium (Cd)	20
Cobalt (Co)	300
Chrome (Cr)	800
Cuivre (Cu)	500
Étain (Sn)	300
Manganèse (Mn)	2 200
Mercure (Hg)	10
Molybdène (Mo)	40
Nickel (Ni)	500
Plomb (Pb)	1 000
Sélénium (Se)	10

© Éditeur officiel du Québec

Zinc (Zn)	1 500
II- AUTRES COMPOSÉS INORGANIQUES	
Bromure disponible (Br^-)	300
Cyanure disponible (CN^-)	100
Cyanure total (CN^-)	500
Fluorure disponible (F^-)	2 000
III- COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS	
Hydrocarbures aromatiques monocycliques	
Benzène	5
Chlorobenzène (mono)	10
Dichloro-1,2 benzène	10
Dichloro-1,3 benzène	10
Dichloro-1,4 benzène	10
Éthylbenzène	50
Styrène	50
Toluène	30
Xylènes	50
Hydrocarbures aliphatiques chlorés	
Chloroforme	50

© Éditeur officiel du Québec

Dichloro-1,1 éthane	50
Dichloro-1,2 éthane	50
Dichloro-1,1 éthylène	50
Dichloro-1,2 éthylène (cis et trans)	50
Dichlorométhane	50
Dichloro-1,2 propane	50
Dichloro-1,3 propylène (cis et trans)	50
Tétrachloro-1,1,2,2 éthane	50
Tétrachloroéthylène	50
Tétrachlorure de carbone	50
Trichloro-1,1,1 éthane	50
Trichloro-1,1,2 éthane	50
Trichloroéthylène	50
IV- COMPOSÉS PHÉNOLIQUES	
Non chlorés	
Crésol (ortho, méta, para)	10
Diméthyl-2,4 phénol	10
Nitro-2 phénol	10
Nitro-4 phénol	10

© Éditeur officiel du Québec

Phénol	10
Chlorés	
Chlorophénol (-2, -3, ou -4)	5
Dichloro-2,3 phénol	5
Dichloro-2,4 phénol	5
Dichloro-2,5 phénol	5
Dichloro-2,6 phénol	5
Dichloro-3,4 phénol	5
Dichloro-3,5 phénol	5
Pentachlorophénol (PCP)	5
Tétrachloro-2,3,4,5 phénol	5
Tétrachloro-2,3,4,6 phénol	5
Tétrachloro-2,3,5,6 phénol	5
Trichloro-2,3,4 phénol	5
Trichloro-2,3,5 phénol	5
Trichloro-2,3,6 phénol	5
Trichloro-2,4,5 phénol	5
Trichloro-2,4,6 phénol	5
Trichloro-3,4,5 phénol	5

© Éditeur officiel du Québec

V- HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES	
Acénaphtène	100
Acénaphtylène	100
Anthracène	100
Benzo (a) anthracène	10
Benzo (a) pyrène	10
Benzo (b + j + k) fluoranthène (combinaison ou chacun)	10
Benzo (c) phénanthrène	10
Benzo (g,h,i) pérylène	10
Chrysène	10
Dibenzo (a,h) anthracène	10
Dibenzo (a,i) pyrène	10
Dibenzo (a,h) pyrène	10
Dibenzo (a,l) pyrène	10
Diméthyl-7,12 benzo (a) anthracène	10
Fluoranthène	100
Fluorène	100
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	10

© Éditeur officiel du Québec

Méthyl-3 cholanthrène	10
Naphtalène	50
Méthyl-1 naphtalène	10
Méthyl-2 naphtalène	10
Diméthyl-1,3 naphtalène	10
Triméthyl-2,3,5 naphtalène	10
Phénanthrène	50
Pyrène	100
VI- COMPOSÉS BENZÉNIQUES NON CHLORÉS	
Trinitro-2,4,6 toluène (TNT)	1,7
VII- CHLOROBENZÈNES	
Hexachlorobenzène	10
Pentachlorobenzène	10
Tétrachloro-1,2,3,4 benzène	10
Tétrachloro-1,2,3,5 benzène	10
Tétrachloro-1,2,4,5 benzène	10
Trichloro-1,2,3 benzène	10
Trichloro-1,2,4 benzène	10
Trichloro-1,3,5 benzène	10

© Éditeur officiel du Québec

VIII- BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS (BPC)	
Sommation des congénères	10
IX- PESTICIDES	
Tébuthiuron	3 600
X- AUTRES SUBSTANCES ORGANIQUES	
Acrylonitrile	5
Éthylène glycol	411
Formaldéhyde	125
Phtalate de dibutyle	70 000
XI- PARAMÈTRES INTÉGRATEURS	
Hydrocarbures pétroliers C_{10} à C_{50}	3 500
XII- DIOXINES ET FURANES	
Sommation des chlorodibenzo-dioxines et chlorodibenzofuranes exprimés en équivalents toxiques 2,3,7,8-TCDD (échelle de l'OTAN, 1988)	$7{,}5 \times 10^{-4}$

D. 216-2003, Ann. II.

© Éditeur officiel du Québec

ANNEXE III

(a. 2)

Codes SCIAN*	Catégories d'activités Industrielles et commerciales
21111	Extraction de pétrole et de gaz
21221	Extraction ou traitement de minerais de fer
21222	Extraction ou traitement de minerais d'or et d'argent
21223	Extraction ou traitement de minerais de cuivre, de nickel, de plomb et de zinc
21229	Extraction ou traitement d'autres minerais métalliques
212394	Extraction ou traitement de minerais d'amiante
221112	Production d'électricité (à partir de mazout ou de diesel)
221122	Distribution d'électricité (postes de transformation seulement)
22133	Production de vapeur (à partir de mazout ou de diesel)
31323	Usines de non-tissés
3133	Finissage de textiles et de tissus et revêtement de tissus
31411	Usines de tapis et de carpettes
31611	Tannage et finissage du cuir et des peaux
321111	Scieries, sauf les usines de bardeaux et de bardeaux de fente
321114	Préservation du bois
321211	Usines de placages et de contreplaqués de feuillus

© Éditeur officiel du Québec

321212	Usines de placages et de contreplaqués de résineux
321216	Usines de panneaux de particules et de fibres
321217	Usines de panneaux de copeaux
32211	Usines de pâte à papier
322121	Usines de papier, sauf le papier journal
322122	Usines de papier journal
32213	Usines de carton
32411	Raffineries de pétrole
324122	Fabrication de bardeaux et de matériaux de revêtement en asphalte
32419	Fabrication d'autres produits du pétrole et du charbon (sauf les fabricants de béton bitumineux)
32511	Fabrication de produits pétrochimiques
32512	Fabrication de gaz industriels
32513	Fabrication de teintures et de pigments synthétiques
32518	Fabrication d'autres produits chimiques inorganiques de base
32519	Fabrication d'autres produits chimiques organiques de base
32521	Fabrication de résines et de caoutchouc synthétique
32532	Fabrication de pesticides et d'autres produits chimiques agricoles
32551	Fabrication de peintures et de revêtements

© Éditeur officiel du Québec

32552	Fabrication d'adhésifs
32591	Fabrication d'encre d'imprimerie
32592	Fabrication d'explosifs
325999	Fabrication de tous les autres produits chimiques divers
326111	Fabrication de sacs non renforcés en plastique
326114	Fabrication de pellicules et de feuilles non renforcées en plastique
32612	Fabrication de tuyaux, de raccords de tuyauterie et de profilés non renforcés en plastique
32613	Fabrication de plaques, de feuilles et de formes stratifiées en plastique
32614	Fabrication de produits en mousse de polystyrène
32615	Fabrication de produits en mousse d'uréthane et d'autres mousses plastiques, sauf de polystyrène
32616	Fabrication de bouteilles en plastique
326193	Fabrication de pièces en plastique pour véhicules automobiles
32621	Fabrication des pneus
32622	Fabrication de tuyaux souples et de courroies en caoutchouc et en plastique
32629	Fabrication d'autres produits en caoutchouc
32731	Fabrication de ciment
33111	Sidérurgie
33121	Fabrication de tubes et de tuyaux en fer et en acier à partir d'acier acheté

© Éditeur officiel du Québec

331221	Fabrication de formes en acier laminé à froid
331222	Étirage de fil d'acier
331313	Production primaire d'alumine et d'aluminium
331317	Laminage, étirage, extrusion et alliage de l'aluminium
33141	Fonte et affinage de métaux non ferreux, sauf l'aluminium
33142	Laminage, étirage, extrusion et alliage du cuivre
33149	Laminage, étirage, extrusion et alliage de métaux non ferreux, sauf le cuivre et l'aluminium
331511	Fonderies de fer
331514	Fonderies d'acier
33152	Fonderie de métaux non ferreux
33211	Forgeage et estampage
332314	Fabrication de barres pour béton armé
332319	Fabrication d'autres tôles fortes et éléments de charpentes
332321	Fabrication de portes et de fenêtres en métal
332329	Fabrication d'autres produits métalliques d'ornement et d'architecture
33241	Fabrication de chaudières et d'échangeurs de chaleur
33243	Fabrication de canettes, de boîtes et d'autres contenants en métal
332611	Fabrication de ressorts (en métal épais)

© Éditeur officiel du Québec

332619	Fabrication d'autres produits en fil métallique (tiges de soudure au gaz seulement)
33271	Ateliers d'usinage
33281	Revêtement, traitement thermique et activités analogues
33291	Fabrication de soupapes en métal
332999	Fabrication de tous les autres produits métalliques divers
333611	Fabrication de turbines et de groupes turbogénérateurs
335311	Fabrication de transformateurs de puissance et de distribution et de transformateurs spéciaux
335312	Fabrication de moteurs et de générateurs
335315	Fabrication d'appareillage de connexion, de commutation et de relais et de commandes d'usage industriel
33591	Fabrication de batteries et de piles
33592	Fabrication de fils et de câbles électriques et de communication
33599	Fabrication de tous les autres types de matériel et composantes électriques
3361	Fabrication de véhicules automobiles
33641	Fabrication de produits aérospatiaux et de leurs pièces
33651	Fabrication de matériel ferroviaire roulant
336611	Construction et réparation de navires
41211	Grossistes-distributeurs de produits pétroliers (dépôt ou terminal de produits pétroliers au sens de l'article 8.01 du Code de construction)
41531	Grossistes-distributeurs de pièces et d'accessoires d'occasion pour

© Éditeur officiel du Québec

	véhicules automobiles
41811	Grossistes-distributeurs de métaux recyclables
41839	Grossistes-distributeurs de produits chimiques et autres fournitures agricoles
41841	Grossistes-distributeurs de produits chimiques et de produits analogues, sauf les produits chimiques agricoles
48611	Transport du pétrole brut par oléoduc
48691	Transport par pipeline de produits pétroliers raffinés (sauf gaz naturel)
48699	Tous les autres services de transport par pipeline (sauf gaz naturel)
488119	Autres opérations aéroportuaires (sauf le contrôle de la circulation aérienne)
48819	Autres activités de soutien au transport aérien
48821	Activités de soutien au transport ferroviaire
48831	Opérations portuaires (phares, quais et ports)
48832	Manutention de fret maritime
811199	Autres services de réparation et d'entretien de véhicules automobiles (seulement les parcs d'autobus, de camions et de véhicules lourds ainsi que les concessionnaires de véhicules automobiles)
	Postes de distribution de carburant utilisant des équipements pétroliers à risque élevé, tels que définis par l'article 8.01 du Code de construction
	Centres de traitement fixes de sols contaminés ou de matières dangereuses
	Centres de transfert de sols contaminés ou de matières dangereuses

© Éditeur officiel du Québec

Lieux d'enfouissement de sols contaminés ou de matières dangereuses
Lieux d'élimination de neige (régis par le Règlement sur la gestion de la neige, des sels de voirie et des abrasifs (chapitre Q-2, r. 28.2)

* Les numéros inscrits pour chaque catégorie d'activité industrielle et commerciale mentionnée à la présente annexe correspondent aux codes attribués par le Système de classification des industries de l'Amérique du Nord (SCIAN). La description de ces catégories d'activités contenue dans le document intitulé «Système de classification des industries de l'Amérique du Nord Canada 1997» et publié par Statistique Canada (Catalogue n° 12-501-XPF, 1998, 953 pages, ISBN 0-660-95794-9) s'applique donc aux fins du présent règlement.

D. 216-2003, Ann. III; D. 797-2019, a. 15; D. 871-2020, a. 11.

© Éditeur officiel du Québec

ANNEXE IV

(a. 4 et 10)

Codes SCIAN*	Catégories d'activités Industrielles et commerciales
21111	Extraction de pétrole et de gaz
21221	Extraction de minerais de fer (50 000 tonnes ou plus de minerais par année)
21222	Extraction de minerais d'or et d'argent (50 000 tonnes ou plus de minerais par année)
21223	Extraction de minerais de cuivre, de nickel, de plomb et de zinc (50 000 tonnes ou plus de minerais par année)
21229	Extraction d'autres minerais métalliques (50 000 tonnes ou plus de minerais par année)
212394	Extraction de minerais d'amiante (50 000 tonnes ou plus de minerais par année)
221112	Production d'électricité (à partir de mazout ou de diesel)
22133	Production de vapeur (à partir de mazout ou de diesel)
31611	Tannage et finissage du cuir et des peaux
321114	Préservation du bois
321216	Usines de panneaux de particules et de fibres
321217	Usines de panneaux de copeaux
32211	Usines de pâte à papier
322121	Usines de papier, sauf le papier journal

© Éditeur officiel du Québec

322122	Usines de papier journal
32213	Usines de carton
32411	Raffineries de pétrole
324122	Fabrication de bardeaux et de matériaux de revêtement en asphalte
32419	Fabrication d'autres produits du pétrole et du charbon (sauf les fabricants de béton bitumineux)
32511	Fabrication de produits pétrochimiques
32512	Fabrication de gaz industriels
32513	Fabrication de teintures et de pigments synthétiques
32518	Fabrication d'autres produits chimiques inorganiques de base
32519	Fabrication d'autres produits chimiques organiques de base
32521	Fabrication de résines et de caoutchouc synthétique
32532	Fabrication de pesticides et d'autres produits chimiques agricoles
32551	Fabrication de peintures et de revêtements
32552	Fabrication d'adhésifs
32591	Fabrication d'encre d'imprimerie
32592	Fabrication d'explosifs
325999	Fabrication de tous les autres produits chimiques divers
32621	Fabrication des pneus
33111	Sidérurgie

© Éditeur officiel du Québec

33121	Fabrication de tubes et de tuyaux en fer et en acier à partir d'acier acheté
331221	Fabrication de formes en acier laminé à froid
331313	Production primaire d'alumine et d'aluminium
33141	Fonte et affinage de métaux non ferreux, sauf l'aluminium
331511	Fonderies de fer
331514	Fonderies d'acier
33152	Fonderie de métaux non-ferreux
332619	Fabrication d'autres produits en fil métallique (tiges de soudure au gaz seulement)
33281	Revêtement, traitement thermique et activités analogues
33591	Fabrication de batteries et de piles
41211	Grossistes-distributeurs de produits pétroliers (dépôt ou terminal de produits pétroliers au sens de l'article 8.01 du Code de construction)
488119	Autres opérations aéroportuaires (sauf le contrôle de la circulation aérienne)
	Centres de traitement fixes de sols contaminés ou de matières dangereuses

* Les numéros inscrits pour chaque catégorie d'activité industrielle et commerciale mentionnée à la présente annexe correspondent aux codes attribués par le Système de classification des industries de l'Amérique du Nord (SCIAN). La description de ces catégories d'activités contenue dans le document intitulé «Système de classification des industries de l'Amérique du Nord Canada 1997» et publié par Statistique Canada (Catalogue n° 12-501-XPF, 1998, 953 pages, ISBN 0-660-95794-9) s'applique donc aux fins du présent règlement.

D. 216-2003, Ann. IV.

© Éditeur officiel du Québec

ANNEXE V

(a. 4, 5 et 8)

Substances	**Valeurs limites µg/L**
MÉTAUX ET MÉTALLOÏDES	
Antimoine* (Sb)	6
Arsenic* (As)	25
Argent (Ag)	100
Baryum* (Ba)	1 000
Bore* (B)	5 000
Cadmium* (Cd)	5
Chrome total* (Cr)	50
Cuivre (Cu)	1 000
Manganèse (Mn)	50
Mercure* (Hg)	1
Molybdène (Mo)	70
Nickel (Ni)	20
Plomb* (Pb)	10
Sélénium* (Se)	10
Uranium* (U)	20

© Éditeur officiel du Québec

Zinc (Zn)	5 000
AUTRES COMPOSÉS INORGANIQUES	
Bromates*	10
Chloramines*	3 000
Cyanures*	200
Fluorures*	1 500
Nitrates + nitrites (exprimés en N)*	10 000
Nitrites* (NO_2-)	1 000
Sulfures (H_2S)	50
HYDROCARBURES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES VOLATILS	
Benzène*	5
Dichloro-1,2 benzène*	200
Dichloro-1,4 benzène*	5
Éthylbenzène	2,4
Monochlorobenzène*	80
Styrène	20
Toluène	24
Xylènes	300

© Éditeur officiel du Québec

HYDROCARBURES ALIPHATIQUES CHLORÉS VOLATILS	
Chlorure de vinyle*	2
Dichloro-1,2 éthane*	5
Dichloro-1,1 éthylène*	14
Dichloro-1,2 éthylène (cis et trans)	50
Dichloro-1,2 propane	5
Dichloro-1,3 propylène (cis et trans)	2
Dichlorométhane*	50
Tétrachloroéthylène*	30
Tétrachlorure de carbone*	5
Trichloro-1,1,1 éthane	200
Trichloro-1,1,2 éthane	5
Trichloroéthylène*	50
CHLOROBENZÈNES	
Hexachlorobenzène	0,1
Trichlorobenzènes (totaux)	20
COMPOSÉS PHÉNOLIQUES NON CHLORÉS	
Indice phénol	2
COMPOSÉS PHÉNOLIQUES CHLORÉS	

© Éditeur officiel du Québec

Dichloro-2,4 phénol*	900
Pentachlorophénol* (PCP)	60
Tétrachloro-2,3,4,6 phénol*	100
Trichloro-2,4,6 phénol*	5
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES	
Benzo (a) pyrène*	0,01
BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS (BPC)	
Sommation des congénères	0,5
PESTICIDES	
Aldicarbe et ses métabolites*	9
Aldrine et dieldrine*	0,7
Atrazine et ses métabolites*	5
Azinphos-méthyle*	20
Bendiocarbe*	40
Bromoxynil*	5
Carbaryl*	90
Carbofurane*	90
Chlorpyrifos*	90
Cyanazine*	10

© Éditeur officiel du Québec

Diazinon*	20
Dicamba*	120
Dichloro-2,4 phénoxyacétique, acide (2,4-D)*	100
Diclofop-méthyle*	9
Diméthoate*	20
Dinosèbe*	10
Diquat*	70
Diuron*	150
Glyphosate*	280
Malathion*	190
Méthoxychlore*	900
Métolachlore*	50
Métribuzine*	80
Paraquat (en dichlorures)*	10
Parathion*	50
Phorate*	2
Piclorame*	190
Simazine*	10
Terbufos*	1

© Éditeur officiel du Québec

Trifluraline*	45
AUTRES SUBSTANCES ORGANIQUES	
Acide nitrilotriacétique (NTA)*	400
Formaldéhyde	900
Trihalométhanes totaux* (chloroforme, bromodichlorométhane, chlorodibromométhane et bromoforme)	80

* Ces substances correspondent à celles prises en compte pour les fins du Règlement sur la qualité de l'eau potable (chapitre Q-2, r. 40).

D. 216-2003, Ann. V.

MISES À JOUR
D. 216-2003, 2003 G.O. 2, 1441
D. 1294-2011, 2011 G.O. 2, 5701
D. 679-2013, 2013 G.O. 2, 2748
D. 797-2019, 2019 G.O. 2, 3041
D. 871-2020, 2020 G.O. 2, 3620A
D. 993-2023, 2023 G.O. 2, 2471

© Éditeur officiel du Québec

Annexe C

Québec

© Éditeur officiel du Québec

À jour au 1er septembre 2023
Ce document a valeur officielle.

chapitre Q-2, r. 19

Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles

Loi sur la qualité de l'environnement
(chapitre Q-2, a. 31, 31.69, 57, 64.1, 70, 124.0.1 et 124.1).

Loi sur certaines mesures permettant d'appliquer les lois en matière d'environnement et de sécurité des barrages
(chapitre M-11.6, a. 30 et 45).

Veuillez consulter le chapitre III du Règlement concernant la mise en œuvre provisoire des modifications apportées par le chapitre 7 des lois de 2021 en matière de gestion des risques liés aux inondations (chapitre Q-2, r. 32.2).

D. 451-2005; L.Q. 2022, c. 8, a. 1.

TABLE DES MATIÈRES

CHAPITRE I
DÉFINITIONS, DOMAINE D'APPLICATION ET OBJET..... **1**

CHAPITRE II
LES LIEUX D'ENFOUISSEMENT DE MATIÈRES RÉSIDUELLES

SECTION 1
DISPOSITIONS GÉNÉRALES..... **4**

SECTION 2
LES LIEUX D'ENFOUISSEMENT TECHNIQUE
§ 1. — *Dispositions générales*..... **7**
§ 2. — *Aménagement*.....
CONDITIONS GÉNÉRALES D'AMÉNAGEMENT..... **13**
ÉTANCHÉITÉ..... **20**
CAPTAGE ET TRAITEMENT DES LIXIVIATS ET DES EAUX..... **25**
CAPTAGE ET ÉLIMINATION DES BIOGAZ..... **32**
ASSURANCE ET CONTRÔLE DE LA QUALITÉ..... **34**
§ 3. — *Exploitation*.....
CONDITIONS GÉNÉRALES D'EXPLOITATION..... **37**
LIXIVIATS ET EAUX..... **53**
EAUX SOUTERRAINES..... **57**
BIOGAZ..... **60**
MESURES DE CONTRÔLE ET DE SURVEILLANCE..... **63**
COMITÉ DE VIGILANCE..... **72**
§ 4. — *Fermeture*..... **80**
§ 5. — *Gestion postfermeture*..... **83**

SECTION 3
LES LIEUX D'ENFOUISSEMENT EN TRANCHÉE..... **86**

SECTION 4
LES LIEUX D'ENFOUISSEMENT EN MILIEU NORDIQUE..... **94**

SECTION 5
LES LIEUX D'ENFOUISSEMENT DE DÉBRIS DE CONSTRUCTION OU DE DÉMOLITION..... **101**

SECTION 6
LES LIEUX D'ENFOUISSEMENT EN TERRITOIRE ISOLÉ..... **111**

CHAPITRE III
LES INSTALLATIONS D'INCINÉRATION DE MATIÈRES RÉSIDUELLES

SECTION 1
DISPOSITIONS GÉNÉRALES..... **121**

SECTION 2
AMÉNAGEMENT ET EXPLOITATION..... **124**

SECTION 3 *(Abrogée)*

SECTION 4 *(Abrogée)*

SECTION 5 *(Abrogée)*

CHAPITRE IV
LES CENTRES DE TRANSFERT DE MATIÈRES RÉSIDUELLES

SECTION 1
DISPOSITIONS GÉNÉRALES..... **136**

SECTION 2
LES CENTRES DE TRANSFERT DE FAIBLE CAPACITÉ..... **139.1**

CHAPITRE V
GARANTIE..... **140**

© Éditeur officiel du Québec

CHAPITRE VI
PROPRIÉTÉ DU FONDS DE TERRE..... **145**

CHAPITRE VI.1
SANCTIONS ADMINISTRATIVES PÉCUNIAIRES..... **149.1**

CHAPITRE VII
SANCTIONS PÉNALES..... **150**

CHAPITRE VIII
DISPOSITIONS TRANSITOIRES, MODIFICATIVES ET DIVERSES..... **155**

ANNEXE I *(Abrogée)*

ANNEXE II *(Abrogée)*

© Éditeur officiel du Québec

CHAPITRE I

DÉFINITIONS, DOMAINE D'APPLICATION ET OBJET

1. Pour l'application du présent règlement:

1° «cendres volantes» s'entend des résidus qui sont entraînés par les gaz de combustion d'une installation d'incinération de matières résiduelles et qui sont captés par le système d'épuration des fumées ou le système de récupération énergétique, y compris tout résidu généré par ces systèmes et qui contient de telles cendres;

2° «enfouissement» s'entend du dépôt définitif de matières résiduelles sur ou dans le sol;

3° «exploitant» est assimilé à l'exploitant celui qui a la garde d'une installation d'élimination;

4° «cours ou plan d'eau» comprend les étangs, les marais et les marécages, mais exclut les cours d'eau à débit intermittent, les tourbières et les fossés. Toute distance relative à un cours ou plan d'eau est mesurée à partir de la limite du littoral, telle que définie dans la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables (chapitre Q-2, r. 35) édictée en application de l'article 2.1 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2);

5° «viandes non comestibles» réfère aux viandes non comestibles visées par le Règlement sur les aliments (chapitre P-29, r. 1).

D. 451-2005, a. 1; D. 1463-2022, a. 1.

2. Le présent règlement s'applique aux installations d'élimination de matières résiduelles mentionnées ci-après:

1° les lieux d'enfouissement appartenant à l'une ou l'autre des catégories suivantes, respectivement régies par les sections 2 à 6 du chapitre II:

— les lieux d'enfouissement technique;

— les lieux d'enfouissement en tranchée;

— les lieux d'enfouissement en milieu nordique;

— les lieux d'enfouissement de débris de construction ou de démolition;

— les lieux d'enfouissement en territoire isolé;

2° les installations d'incinération régies par le chapitre III.

Il régit également, par son chapitre IV, les centres de transfert de matières résiduelles.

D. 451-2005, a. 2.

3. Le présent règlement a pour objet d'assurer la protection de l'environnement contre la pollution causée par l'élimination des matières résiduelles. À cette fin, il prescrit notamment quelles matières résiduelles sont admissibles dans les installations mentionnées à l'article 2, les conditions dans lesquelles celles-ci doivent être aménagées et exploitées ainsi que, le cas échéant, les conditions applicables à leur fermeture et à leur gestion postfermeture.

D. 451-2005, a. 3; D. 868-2020, a. 1.

© Éditeur officiel du Québec

3.1. Les viandes non comestibles doivent être éliminées seulement dans les conditions prescrites par la Loi sur les produits alimentaires (chapitre P-29) et les règlements pris en vertu de cette loi.

D. 1463-2022, a. 2.

CHAPITRE II

LES LIEUX D'ENFOUISSEMENT DE MATIÈRES RÉSIDUELLES

SECTION 1

DISPOSITIONS GÉNÉRALES

4. Ne peuvent être éliminés dans un lieu d'enfouissement visé par le présent chapitre:

1° les matières résiduelles générées hors du Québec;

2° les matières dangereuses au sens de l'article 1 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2) ainsi que tout produit résultant du traitement de ces matières par un procédé de stabilisation, de fixation ou de solidification, autres que les matières visées au paragraphe 8 de l'article 4 du Règlement sur les matières dangereuses (chapitre Q-2, r. 32) traitées par un procédé de stabilisation qui fait en sorte qu'elles ne sont plus des matières lixiviables au sens de l'article 3 de ce règlement;

3° les matières résiduelles à l'état liquide à 20 °C, exception faite de celles provenant des ordures ménagères;

4° les matières résiduelles qui, lorsque mises à l'essai par un laboratoire accrédité par le ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs en vertu de l'article 118.6 de la Loi sur la qualité de l'environnement, contiennent un liquide libre, sauf dans un lieu d'enfouissement en territoire isolé visé à la section 6;

5° les déjections animales au sens du Règlement sur les exploitations agricoles (chapitre Q-2, r. 26);

6° les pesticides au sens de la Loi sur les pesticides (chapitre P-9.3);

7° les déchets biomédicaux auxquels s'applique le Règlement sur les déchets biomédicaux (chapitre Q-2, r. 12) et qui ne sont pas traités par désinfection;

8° les boues d'une siccité inférieure à 15%, sauf dans un lieu d'enfouissement en territoire isolé visé à la section 6;

9° les sols qui, à la suite d'une activité humaine, contiennent 1 ou plusieurs contaminants en concentration supérieure aux valeurs limites fixées à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37) ainsi que tout produit résultant du traitement de ces sols par un procédé de stabilisation, de fixation ou de solidification;

10° les carcasses de véhicules automobiles;

11° les matières résiduelles de fabrique au sens de l'article 1 du Règlement sur les fabriques de pâtes et papiers (chapitre Q-2, r. 27) dont la siccité est inférieure à 25%, à l'exception:

— des boues provenant du traitement biologique des eaux de procédé, qui peuvent être éliminées par enfouissement dès lors que leur siccité est égale ou supérieure à 15%;

— des boues de caustification et des résidus provenant de l'extinction de la chaux, qui ne peuvent être éliminés par enfouissement que si leur siccité est égale ou supérieure à 55%;

© Éditeur officiel du Québec

12° les pneus hors d'usage au sens du Règlement sur l'entreposage des pneus hors d'usage (chapitre Q-2, r. 20), sauf dans un lieu d'enfouissement en milieu nordique et dans un lieu d'enfouissement en territoire isolé respectivement visés aux sections 4 et 6.

D. 451-2005, a. 4; D. 808-2007, a. 145; D. 451-2011, a. 1; D. 868-2020, a. 2.

5. *(Abrogé).*

D. 451-2005, a. 5; D. 1463-2022, a. 3.

6. Hormis les autres lieux d'enfouissement qu'autorise le présent règlement ou tout autre règlement, les lieux d'enfouissement technique régis par la section 2 constituent les seuls lieux où peuvent être enfouies des matières résiduelles auxquelles s'applique la section VII du chapitre IV du titre I de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2), à l'exception des suivantes:

1° les lots de branches, souches ou arbustes inférieurs à 60 m^3;

2° les sols extraits de terrains qui n'ont pas été contaminés par une activité humaine;

3° les espèces floristiques dont le transport est susceptible d'entraîner la propagation d'espèces exotiques envahissantes;

4° les débris ligneux retirés des abords de barrages.

Malgré les dispositions du premier alinéa, peuvent être éliminés dans un lieu d'enfouissement autorisé à cette fin par le ministre en vertu de l'article 22 de la Loi sur la qualité de l'environnement:

1° les résidus fibreux qui proviennent de scieries;

2° les résidus fibreux de même nature que ceux issus de scieries, qui proviennent d'usines de fabrication de panneaux de lamelles orientées;

3° les cendres, sols ou boues qui proviennent des établissements mentionnés aux paragraphes 1 et 2 et qui contiennent de tels résidus.

Malgré les dispositions du premier alinéa, les cadavres d'animaux qui ne sont pas considérés comme des viandes non comestibles ainsi que leurs cendres peuvent être éliminés dans un cimetière d'animaux qui peut légalement les recevoir en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement.

D. 451-2005, a. 6; D. 451-2011, a. 2; D. 868-2020, a. 3; D. 1463-2022, a. 4.

SECTION 2

LES LIEUX D'ENFOUISSEMENT TECHNIQUE

§ 1. — *Dispositions générales*

7. Aux fins du présent règlement, «lieu d'enfouissement technique» s'entend de tout lieu aménagé et exploité conformément aux dispositions de la présente section.

D. 451-2005, a. 7.

8. Les matières résiduelles énumérées ci-dessous ne peuvent être enfouies que dans des lieux d'enfouissement technique:

1° les résidus provenant du déchiquetage des carcasses de véhicules automobiles;

© Éditeur officiel du Québec

2° les résidus provenant de toute installation d'incinération de matières résiduelles, y compris des incinérateurs de déchets biomédicaux, notamment les cendres de grilles ainsi que les cendres volantes. Cette disposition n'est toutefois pas applicable aux cendres de grilles générées par une installation d'incinération qui incinère les matières résiduelles produites dans un territoire mentionné à l'article 87, lesquelles peuvent également être enfouies dans un lieu d'enfouissement en tranchée ou dans un lieu d'enfouissement en milieu nordique respectivement visés aux sections 3 et 4;

3° réserve faite des dispositions du chapitre VI du Règlement sur les fabriques de pâtes et papiers (chapitre Q-2, r. 27), les matières résiduelles de fabrique au sens de l'article 1 de ce dernier règlement;

3.1° réserve faite du deuxième alinéa de l'article 6 du présent règlement, les résidus fibreux qui proviennent de scieries et ceux de même nature qui proviennent d'usines de fabrication de panneaux de lamelles orientées, ainsi que les cendres, sols ou boues qui proviennent de ces établissements et qui contiennent de tels résidus;

4° les boues de raffineries de pétrole;

5° les viandes non comestibles qui, par application de la Loi sur les produits alimentaires (chapitre P-29) et des règlements pris en vertu de cette loi, peuvent être éliminées dans un lieu d'enfouissement et qui sont constituées de cadavres ou de parties d'animaux ayant fait l'objet d'un ordre d'élimination rendu en vertu des articles 3.4, 11.1 ou 11.2 de la Loi sur la protection sanitaire des animaux (chapitre P-42) ou de l'article 114 du Règlement sur la santé des animaux (C.R.C., c. 296).

D. 451-2005, a. 8; D. 808-2007, a. 145; D. 451-2011, a. 3.

9. L'enfouissement de cendres volantes et de résidus d'incinération qui en contiennent doit se faire dans des zones de dépôt distinctes réservées exclusivement pour ce type de matières résiduelles et aménagées conformément à l'une ou l'autre des dispositions des articles 20 à 24.

Ces prescriptions ne sont toutefois pas applicables à ces cendres ou résidus qui ont fait l'objet d'une décontamination au moyen d'un procédé d'extraction des contaminants et qui ne présentent pour l'environnement aucun risque supérieur à celui des autres matières résiduelles admissibles dans le lieu d'enfouissement.

D. 451-2005, a. 9.

10. L'exploitant d'un lieu d'enfouissement technique est tenu d'y recevoir les matières résiduelles admissibles qui sont générées:

1° sur le territoire de la municipalité régionale de comté dans lequel se trouve ce lieu d'enfouissement;

2° sur le territoire de la ville dans lequel se trouve ce lieu d'enfouissement, dans le cas d'une ville constituée depuis le 1er janvier 2002 et dont le territoire n'est pas inclus dans celui d'une municipalité régionale de comté;

3° sur le territoire de toute municipalité locale de moins de 2 000 habitants lorsqu'aucun autre lieu d'enfouissement technique n'est situé plus près de cette municipalité par voie routière carrossable à l'année. Aux fins du présent paragraphe, la population d'une municipalité est celle inscrite au dernier dénombrement indiqué dans le décret pris en vertu de l'article 29 de la Loi sur l'organisation territoriale municipale (chapitre O-9);

3.1° sur tout territoire lorsque ces matières sont des rejets d'un centre de tri de matériaux de construction et de démolition et qu'aucun autre lieu d'enfouissement technique n'est situé plus près de ce centre par voie routière carrossable à l'année;

4° sur tout territoire non organisé en municipalité locale.

© Éditeur officiel du Québec

Le paragraphe 3.1 du premier alinéa s'applique à l'exploitant d'un lieu d'enfouissement technique malgré le premier alinéa de l'article 12 ainsi que toute disposition contraire prévue dans une autorisation délivrée en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2) avant le 1er septembre 2022.

D. 451-2005, a. 10; D. 1463-2022, a. 5.

11. L'exploitant d'un lieu d'enfouissement technique est également tenu d'y recevoir les viandes non comestibles visées au paragraphe 5 de l'article 8 qui proviennent de la région administrative où est situé le lieu d'enfouissement. «Région administrative» s'entend de toute région établie par le Décret concernant la révision des limites des régions administratives du Québec (chapitre D-11, r. 1).

D. 451-2005, a. 11.

12. L'exploitant d'un lieu d'enfouissement technique n'est cependant tenu d'admettre des matières résiduelles ainsi que le prescrivent les articles 10 et 11 que si les prix exigibles sont acquittés et si les autres conditions, s'il en est de fixées par l'autorisation, sont respectées.

En outre, cette obligation de recevoir les matières résiduelles ne s'applique pas au lieu d'enfouissement dont l'usage est réservé exclusivement à un établissement industriel, commercial ou autre. Elle ne s'applique pas non plus lorsqu'il s'agit de l'une ou l'autre des matières résiduelles suivantes:

1° les matières résiduelles de fabrique au sens de l'article 1 du Règlement sur les fabriques de pâtes et papiers (chapitre Q-2, r. 27);

2° les résidus fibreux qui proviennent de scieries dont la capacité de production annuelle est de 10 000 m^3 ou plus ainsi que les cendres et les sols ou boues qui proviennent de ces scieries et qui contiennent de ces résidus;

3° les boues qui ne proviennent ni d'ouvrages municipaux de traitement ou d'accumulation des eaux ou de boues, ni d'autres ouvrages d'accumulation ou de traitement d'eaux usées sanitaires ou de traitement de boues issues de ces ouvrages, ni du curage des égouts;

4° les résidus provenant de toute installation d'incinération de matières résiduelles, inclusion faite des incinérateurs de déchets biomédicaux, notamment les cendres de grilles et les cendres volantes;

5° les matières résiduelles issues d'un procédé industriel, exclusion faite de celles mentionnées au paragraphe 2 qui proviennent de scieries dont la capacité de production annuelle est inférieure à 10 000 m^3.

D. 451-2005, a. 12; D. 808-2007, a. 145; D. 868-2020, a. 4.

§ 2. — *Aménagement*

Conditions générales d'aménagement

13. Les zones de dépôt de matières résiduelles de tout lieu d'enfouissement technique de même que le système de traitement des lixiviats ou des eaux qui en proviennent, exception faite des bassins de sédimentation des eaux superficielles, doivent être aménagés à une distance minimale d'un kilomètre de toute installation de captage d'eau de surface ou de toute installation de captage d'eau souterraine, dans le cas où ces installations servent soit à la production d'eau de source ou d'eau minérale au sens du Règlement sur les eaux embouteillées (chapitre P-29, r. 2), soit à l'alimentation d'un aqueduc autorisé en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2).

Ces prescriptions ne sont toutefois pas applicables lorsque les zones de dépôt ou le système de traitement ne sont aucunement susceptibles d'altérer la qualité de ces eaux.

D. 451-2005, a. 13.

© Éditeur officiel du Québec

14. Il est interdit d'aménager un lieu d'enfouissement technique dans la zone inondable d'un cours ou plan d'eau, qui est comprise à l'intérieur de la zone inondable de faible courant.

On entend par «zone inondable de faible courant» la ligne qui correspond à la limite de la crue des eaux susceptible de se produire une fois tous les 100 ans.

D. 451-2005, a. 14.

15. Il est interdit d'aménager un lieu d'enfouissement technique dans les zones à risques de mouvement de terrain.

D. 451-2005, a. 15.

16. L'aménagement d'un lieu d'enfouissement technique est également interdit sur un terrain en dessous duquel se trouve une nappe libre ayant un potentiel aquifère élevé.

Aux fins du présent article, il existe «un potentiel aquifère élevé» lorsqu'il peut être soutiré en permanence, à partir d'un même puits de captage, au moins 25 m^3 d'eau par heure.

D. 451-2005, a. 16.

17. Les lieux d'enfouissement technique doivent s'intégrer au paysage environnant. À cette fin, il est tenu compte notamment des éléments suivants:

1° les caractéristiques physiques du paysage dans un rayon d'un kilomètre, entre autres sa topographie ainsi que la forme, l'étendue et la hauteur de ses reliefs;

2° les caractéristiques visuelles du paysage également dans un rayon d'un kilomètre, notamment son accessibilité visuelle et son intérêt récréo-touristique (les champs visuels, l'organisation et la structure du paysage, sa valeur esthétique, son intégrité, etc.);

3° la capacité du paysage d'intégrer ou d'absorber ce type d'installation;

4° l'efficacité des mesures d'atténuation des impacts visuels (écran, zone tampon, reverdissement, reboisement, etc.).

D. 451-2005, a. 17.

18. Dans le but d'atténuer les nuisances que peut générer un lieu d'enfouissement technique et de permettre la mise en oeuvre de mesures correctives si besoin est, une zone tampon d'au moins 50 m de large doit être aménagée sur le pourtour soit du lieu d'enfouissement, soit des zones de dépôt des matières résiduelles et des endroits où sont situés le système de traitement des lixiviats ou des eaux, exception faite des bassins de sédimentation des eaux superficielles, ainsi que, le cas échéant, la plate-forme de stockage de sols contaminés ou d'autres matières résiduelles destinés à servir de matériau de recouvrement, le dispositif mécanique d'aspiration et l'installation d'élimination des biogaz. Cette zone tampon doit faire partie intégrante du lieu d'enfouissement.

Une zone tampon ne doit comporter aucun cours ou plan d'eau. Les limites intérieures et extérieures d'une zone tampon doivent de plus être aménagées d'une façon telle qu'elles puissent être à tout moment repérables.

Dans une zone tampon, seules sont permises les activités que nécessitent l'accès et le contrôle des installations de même que celles compatibles avec les buts mentionnés au premier alinéa. Cette restriction n'a pas pour effet d'empêcher l'établissement de tout ou partie d'une zone tampon sur un lieu d'enfouissement de matières résiduelles déjà existant pour autant que cela ne compromette en rien l'atteinte de ces buts.

D. 451-2005, a. 18; D. 868-2020, a. 5.

© Éditeur officiel du Québec

19. Pour l'aménagement d'un lieu d'enfouissement technique, il doit être tenu compte des contraintes géotechniques inhérentes aux matériaux naturels en présence et aux matériaux synthétiques utilisés ainsi que des conditions hydrogéologiques qui prévalent et qui peuvent faire l'objet de modifications à la suite des aménagements proposés.

D. 451-2005, a. 19.

Étanchéité

20. Afin d'empêcher la contamination du sol et des eaux souterraines par les lixiviats, les lieux d'enfouissement technique ne peuvent être aménagés que sur des terrains où les dépôts meubles sur lesquels seront déposées les matières résiduelles se composent d'une couche naturelle homogène ayant en permanence une conductivité hydraulique égale ou inférieure à 1×10^{-6} cm/s sur une épaisseur minimale de 6 m, cette conductivité hydraulique devant être établie *in situ*.

La surface de cette couche naturelle doit être aménagée de manière à présenter une inclinaison minimale de 2% pour permettre l'écoulement, par gravité, des lixiviats vers les drains.

D. 451-2005, a. 20.

21. Malgré l'article 20, un lieu d'enfouissement technique peut être aménagé sur des terrains où la couche de dépôts meubles satisfaisant aux exigences de cet article ne se retrouve qu'en profondeur, pourvu que les zones où seront déposées les matières résiduelles comportent:

1° soit un écran périphérique d'étanchéité:

— composé de matériaux ayant en permanence une conductivité hydraulique égale ou inférieure à 1×10^{-6} cm/s;

— d'une largeur minimale d'un mètre;

— dont le sommet atteint la surface du sol;

— dont la base pénètre dans les dépôts meubles satisfaisant aux exigences de l'article 20, sur une profondeur minimale d'un mètre;

2° soit tout autre écran périphérique d'étanchéité assurant une efficacité au moins équivalente à celle de l'écran prévu au paragraphe 1.

Toute excavation effectuée dans une zone de dépôt de matières résiduelles comportant un écran périphérique d'étanchéité ne doit en aucun cas compromettre le respect des exigences du premier alinéa de l'article 20.

D. 451-2005, a. 21.

22. Un lieu d'enfouissement technique peut également être aménagé sur des terrains où les dépôts meubles ne satisfont pas aux conditions d'imperméabilité mentionnées à l'article 20, pourvu que les zones où seront déposées les matières résiduelles comportent, sur leur fond et leurs parois, un système d'imperméabilisation à double niveau de protection constitué comme suit:

1° un niveau inférieur de protection formé:

a) d'une couche de matériaux argileux d'une épaisseur minimale de 60 cm après compactage:

— constituée d'au moins 50% en poids de particules d'un diamètre égal ou inférieur à 0,08 mm et d'au moins 25% en poids de particules d'un diamètre égal ou inférieur à 0,005 mm;

© Éditeur officiel du Québec

— ayant en permanence, sur toute son épaisseur, une conductivité hydraulique égale ou inférieure à 1×10^{-7} cm/s;

b) d'une géomembrane ayant une épaisseur minimale de 1,5 mm, installée sur cette couche de matériaux argileux;

2° un niveau supérieur de protection formé d'une seconde géomembrane ayant une épaisseur minimale de 1,5 mm.

Les géomembranes mentionnées ci-dessus doivent être de type polyéthylène haute densité ou comporter des propriétés équivalentes; elles doivent être installées de façon à présenter une inclinaison minimale de 2% pour permettre l'écoulement, par gravité, des lixiviats vers les drains.

Tout autre système d'imperméabilisation à double niveau de protection peut aussi être aménagé dans le cas mentionné au premier alinéa s'il assure une efficacité au moins équivalente à celle du système prescrit par cet alinéa.

D. 451-2005, a. 22; D. 451-2011, a. 4.

23. La base du niveau inférieur de protection d'un système d'imperméabilisation à double niveau de protection d'un lieu d'enfouissement technique aménagé ainsi qu'il est prescrit à l'article 22, doit être située au-dessus du niveau des eaux souterraines. L'abaissement du niveau de ces eaux par pompage, drainage ou autrement n'est permis que sur des terrains où les dépôts meubles se composent d'une couche naturelle homogène ayant en permanence une conductivité hydraulique inférieure ou égale à 5×10^{-5} cm/s sur une épaisseur minimale de 3 m, cette conductivité hydraulique devant être établie *in situ*.

Dans le cas où la couche de dépôts meubles satisfaisant aux exigences du premier alinéa ne se retrouve qu'en profondeur, les zones de dépôt des matières résiduelles doivent également être munies d'un écran périphérique d'étanchéité conforme aux prescriptions du premier alinéa de l'article 21; toute excavation faite dans ces zones ne doit pas compromettre le respect des exigences du premier alinéa relatives aux dépôts meubles.

D. 451-2005, a. 23.

24. Un lieu d'enfouissement technique peut aussi être aménagé dans une carrière au sens du Règlement sur les carrières et sablières (chapitre Q-2, r. 7.1) ou une mine pour autant que soient satisfaites les conditions suivantes:

1° cette carrière ou mine doit être à ciel ouvert;

2° le plancher de la carrière ou mine doit être situé en dessous du niveau des eaux souterraines;

3° le débit moyen quotidien des infiltrations d'eau souterraine, calculé sur une base annuelle, doit être égal ou inférieur à 5×10^{-4} m^3 d'eau par mètre carré que comprend la surface des parois de la carrière ou de la mine située sous le niveau de ces eaux.

D. 451-2005, a. 24; D. 868-2020, a. 6.

24.1. Une plate-forme de stockage de sols contaminés ou d'autres matières résiduelles destinés à servir de matériau de recouvrement doit être constituée d'un des matériaux suivants:

1° une couche de sol naturel homogène ayant en permanence une conductivité hydraulique égale ou inférieure à 1×10^{-6} cm/s sur une épaisseur minimale de 3 m, cette conductivité devant être établie *in situ*;

2° une couche de matériaux argileux ayant en permanence une conductivité hydraulique égale ou inférieure à 1×10^{-7} cm/s, sur une épaisseur minimale de 1 m;

© Éditeur officiel du Québec

3° une géomembrane ayant une épaisseur minimale de 1,5 mm;

4° un géocomposite bentonitique;

5° une couche de béton bitumineux par-dessus une membrane bitumineuse, ou une couche de béton de ciment; dans les 2 cas, l'exploitant doit vérifier ou faire vérifier la plate-forme, au moins une fois par année, afin de repérer les fractures ou les fissures qui pourraient se former et les réparer, le cas échéant;

6° tout autre système d'imperméabilisation constitué de matériaux assurant une efficacité au moins équivalente à l'un ou l'autre des systèmes précédents.

La plate-forme doit être pourvue d'un système de captage des liquides.

D. 868-2020, a. 7.

Captage et traitement des lixiviats et des eaux

25. Les lieux d'enfouissement technique doivent être pourvus d'un système permettant de capter tous les lixiviats et de les évacuer vers leur lieu de traitement ou de rejet. Ce système de captage doit comporter les éléments suivants:

1° une couche de drainage disposée sur le fond et les parois des zones de dépôt, par-dessus la couche de sol imperméable ou la géomembrane selon le cas, et qui, sur une épaisseur minimale de 50 cm:

— se compose de matériaux ayant moins de 5% en poids de particules d'un diamètre égal ou inférieur à 0,08 mm;

— possède en permanence une conductivité hydraulique minimale de 1×10^{-2} cm/s.

Cette couche ne doit pas affecter l'intégrité de la géomembrane sous-jacente, le cas échéant;

2° un réseau de conduites composé de drains placés à l'intérieur de la couche de drainage couvrant le fond des zones de dépôt, et de collecteurs. Ces conduites doivent:

— avoir une paroi intérieure lisse et un diamètre minimal de 150 mm;

— être dépourvues de gaine-filtre synthétique;

— avoir une inclinaison minimale de 0,5%;

— être munies d'accès pour permettre leur nettoyage.

Cependant, dans le cas où, en application de l'article 21, un lieu d'enfouissement technique a été pourvu d'un écran périphérique d'étanchéité, les lixiviats peuvent être captés et évacués au moyen de tout autre système assurant le respect des exigences de l'article 27.

Lorsqu'une portion du système de captage servant à l'évacuation des lixiviats vers leur lieu de traitement est située à l'extérieur des zones de dépôt du lieu d'enfouissement, les conduites dont est composée cette portion doivent être étanches.

D. 451-2005, a. 25.

26. Tout lieu d'enfouissement technique qui, aux termes du présent règlement, doit être imperméabilisé au moyen d'un système à double niveau de protection doit également être muni, en plus du système de captage des lixiviats à installer sur le dessus de la géomembrane supérieure en application de l'article 25, d'un second système de captage des lixiviats placé entre les 2 géomembranes et constitué comme suit:

© Éditeur officiel du Québec

1° soit un système comportant les éléments prescrits par les paragraphes 1 et 2 du premier alinéa de l'article 25, réserve faite des particularités suivantes:

— l'épaisseur minimale de la couche de drainage est de 30 cm;

— le diamètre minimal des conduites est de 100 mm;

2° soit tout autre système assurant une efficacité au moins équivalente à celle du système mentionné au paragraphe 1.

L'aménagement de ce second système de captage doit permettre d'en faire une surveillance distincte de celle des autres systèmes de captage dont est pourvu le lieu.

D. 451-2005, a. 26.

27. Les systèmes de captage des lixiviats prescrits par le présent règlement doivent être conçus et installés de manière que la hauteur du liquide susceptible de s'accumuler à la base des zones de dépôt des matières résiduelles ne puisse atteindre le niveau de ces matières.

En outre, dans le cas de lieux d'enfouissement aménagés ainsi qu'il est prescrit à l'article 22, la hauteur du liquide susceptible de s'accumuler sur le niveau supérieur de protection ne doit pas excéder 30 cm, excepté à l'emplacement du système de pompage.

D. 451-2005, a. 27.

28. Exception faite des bassins de sédimentation des eaux superficielles, toutes les composantes d'un système de traitement des lixiviats ou des eaux provenant d'un lieu d'enfouissement technique doivent être étanches.

Ainsi, tout étang ou bassin destiné à recevoir ces lixiviats ou ces eaux doit, s'il est aménagé sur un terrain où les dépôts meubles ne respectent pas les exigences du premier alinéa de l'article 20, comporter sur son fond et ses parois un système d'imperméabilisation constitué en la manière décrite aux sous-paragraphes *a* et *b* du paragraphe 1 du premier alinéa de l'article 22, ou tout autre système d'imperméabilisation assurant une efficacité au moins équivalente.

Tout système d'imperméabilisation mis en place à compter du 17 septembre 2020 doit être protégé adéquatement des dommages d'origine naturelle ou anthropique pouvant affecter son efficacité.

D. 451-2005, a. 28; D. 868-2020, a. 8.

29. Afin d'en limiter l'accès, le système de traitement des lixiviats ou des eaux doit être situé à l'intérieur d'un bâtiment ou être entouré d'une clôture. Ce système doit être accessible à tout moment, par voie routière carrossable. Les dispositions du présent article ne sont cependant pas applicables aux bassins de sédimentation des eaux superficielles.

D. 451-2005, a. 29.

30. Les lieux d'enfouissement technique doivent être aménagés de manière que les eaux superficielles ne puissent pénétrer dans les zones de dépôt où se trouvent des matières résiduelles, entre autres par l'aménagement de fossés périphériques ou de tout autre système de captage.

D. 451-2005, a. 30.

31. Les zones de dépôt des matières résiduelles et les composantes du système de traitement des lixiviats ou des eaux qui comportent un système d'imperméabilisation sous le niveau des eaux souterraines doivent, dans les cas où la pression exercée par les eaux souterraines risque d'affecter l'intégrité de ce système d'imperméabilisation, être munies d'un système permettant de capter et d'évacuer les eaux souterraines de manière à réduire cette pression.

© Éditeur officiel du Québec

Ce système de captage des eaux souterraines doit satisfaire aux conditions suivantes:

1° soit qu'il comporte tous les éléments que prescrivent les dispositions de l'article 25, réserve faite des particularités suivantes:

— l'épaisseur minimale de la couche de drainage est de 30 cm;

— le diamètre minimal des conduites est de 100 mm;

2° soit qu'il comporte d'autres éléments assurant une efficacité au moins équivalente à celle des éléments mentionnés au paragraphe 1.

L'aménagement de ce système doit permettre d'en faire une surveillance distincte de celle des autres systèmes de captage dont est pourvu le lieu.

Le fonctionnement du système de captage des eaux souterraines peut être interrompu lorsque la pression hydraulique exercée par ces eaux est compensée par le poids soit des matières résiduelles enfouies, soit des liquides accumulés dans les zones de dépôt et dans les étangs ou bassins dont est pourvu le système de traitement des lixiviats ou des eaux.

D. 451-2005, a. 31.

Captage et élimination des biogaz

32. Les lieux d'enfouissement technique doivent être pourvus d'un système permettant de capter tous les biogaz produits dans les zones de dépôt des matières résiduelles et de les rejeter dans l'environnement ou de les diriger vers une installation de valorisation ou d'élimination, de manière notamment à garantir le respect des valeurs limites prescrites par l'article 60.

Dans le cas de lieux d'enfouissement ayant une capacité maximale supérieure à 1 500 000 m^3 ou aménagés conformément à l'article 24, ou dès qu'un lieu d'enfouissement reçoit 50 000 tonnes de matières résiduelles ou plus par année, le système de captage des biogaz doit comporter un dispositif mécanique d'aspiration, sauf si un tel dispositif n'est pas justifié en raison de la nature des matières résiduelles reçues et de la faible quantité de biogaz pouvant en résulter.

De plus, s'ils ne sont pas valorisés, les biogaz captés dans les lieux d'enfouissement visés au deuxième alinéa doivent être éliminés au moyen d'équipements qui assurent une destruction thermique d'au moins 98% des composés organiques autres que le méthane ou qui permettent de réduire la concentration de ces composés à moins de 20 ppm équivalent hexane, en volume, mesurée sur une base sèche à 3% d'oxygène. Ces équipements doivent également permettre un temps de rétention minimum de 0,3 seconde à une température minimale de 760 °C. Ces prescriptions concernant l'élimination des biogaz valent aussi longtemps que la concentration de méthane généré par les matières résiduelles excède 25% par volume.

L'élimination des biogaz que prescrit le troisième alinéa peut aussi être effectuée au moyen de tout autre équipement de destruction assurant une efficacité au moins équivalente à celle de l'équipement mentionné à cet alinéa, et pour autant qu'il permette une vérification en continu de son fonctionnement ainsi qu'une vérification annuelle de l'efficacité de destruction des composés organiques autres que le méthane.

D. 451-2005, a. 32; D. 451-2011, a. 5; D. 868-2020, a. 9.

33. Afin d'en limiter l'accès, le dispositif mécanique d'aspiration et l'installation d'élimination des biogaz, s'il en est, doivent être situés à l'intérieur d'un bâtiment ou être entourés d'une clôture. Ils doivent être accessibles à tout moment, par voie routière carrossable.

D. 451-2005, a. 33.

© Éditeur officiel du Québec

Assurance et contrôle de la qualité

34. Le dimensionnement, le choix et la disposition des matériaux doivent garantir que les systèmes dont sont pourvus les lieux d'enfouissement technique en application du présent règlement, à savoir le système d'imperméabilisation, les systèmes de captage et de traitement des lixiviats ou des eaux, le système de captage et d'évacuation ou d'élimination des biogaz ainsi que les systèmes de puits d'observation des eaux souterraines visés à l'article 65, fonctionneront correctement, même à long terme, compte tenu des processus physiques, chimiques et biologiques qui pourront intervenir dans ces lieux pendant la période d'aménagement, d'exploitation ou de gestion postfermeture.

Ces systèmes doivent de plus être aménagés de manière à permettre leur contrôle, leur entretien et leur nettoyage pendant toute cette période.

D. 451-2005, a. 34.

35. Tous les matériaux et équipements destinés à être utilisés dans l'aménagement des lieux d'enfouissement technique, que ce soit pour leur imperméabilisation ou pour l'installation de l'un ou l'autre des systèmes mentionnés à l'article 34, doivent être vérifiés par des tiers experts, avant et pendant les travaux d'aménagement ainsi que par des essais en laboratoire ou *in situ*, aux fins de s'assurer que ces matériaux ou équipements sont conformes aux normes applicables.

D. 451-2005, a. 35.

36. Les travaux d'aménagement des lieux d'enfouissement doivent être effectués sous la surveillance de tiers experts, lesquels s'assurent notamment de la qualification des travailleurs chargés d'effectuer ces travaux de même que la qualité des techniques utilisées et des systèmes mis en place.

Au fur et à mesure que les travaux d'aménagement sont complétés, l'exploitant du lieu d'enfouissement doit transmettre au ministre les rapports des tiers experts chargés des travaux de vérification et de surveillance prescrits par l'article 35 et par le présent article qui attestent, le cas échéant, la conformité de l'installation avec les normes applicables ou qui indiquent les cas de non-respect de ces normes et les mesures correctives à prendre.

D. 451-2005, a. 36; D. 666-2013, a. 1.

§ 3. — *Exploitation*

Conditions générales d'exploitation

37. L'exploitant d'un lieu d'enfouissement technique est tenu de vérifier si les matières résiduelles qu'il reçoit sont admissibles, notamment par un contrôle visuel.

D. 451-2005, a. 37.

38. Les matières résiduelles admises à l'élimination dans un lieu d'enfouissement technique doivent, dès leur réception, être pesées et faire l'objet d'un contrôle radiologique au moyen d'appareils permettant de déceler la présence de matières radioactives.

Les appareils pour la pesée et le contrôle radiologique des matières résiduelles doivent être installés à l'entrée du lieu et doivent être utilisés et entretenus de manière à fournir des données fiables, et faire l'objet d'un calibrage au moins une fois par année.

Les dispositions du présent article sur la pesée des matières résiduelles ne sont pas applicables au lieu d'enfouissement dont l'usage est réservé exclusivement à un établissement industriel, commercial ou autre, si les données relatives à la quantité de matières résiduelles (en poids) qui y sont enfouies peuvent être obtenues autrement et dans les mêmes conditions d'accessibilité et de conservation que celles prescrites par l'article 39.

© Éditeur officiel du Québec

De même, les dispositions du présent article sur le contrôle radiologique des matières résiduelles ne sont pas applicables au lieu visé au troisième alinéa si, en raison de la nature des activités de l'établissement utilisant le lieu et de la composition des matières résiduelles admises, celles-ci ne peuvent contenir aucune matière radioactive.

D. 451-2005, a. 38.

39. Pour tout apport de matières résiduelles au lieu d'enfouissement technique, que celles-ci soient destinées à l'enfouissement ou au recouvrement des matières résiduelles admises dans les zones de dépôt, l'exploitant doit consigner dans un registre d'exploitation:

1° le nom du transporteur;

2° la nature des matières résiduelles ainsi que, dans le cas de boues ou de cendres volantes ayant fait l'objet d'une décontamination ou encore de sols ayant fait l'objet d'un traitement de décontamination ou provenant de travaux de réhabilitation d'un terrain, d'un lieu de stockage de sols contaminés ou d'un lieu de traitement de sols contaminés, les résultats des analyses ou mesures établissant leur admissibilité;

3° la municipalité d'où proviennent les matières résiduelles et, si elles sont issues d'un procédé industriel, le nom du producteur;

4° la quantité de matières résiduelles, exprimée en poids et répartie selon leur provenance;

5° la date de leur admission.

Les registres d'exploitation et leurs annexes doivent être conservés sur le site même du lieu d'enfouissement pendant son exploitation, et tenus à la disposition du ministre; après la fermeture du lieu, ils doivent encore être conservés par l'exploitant jusqu'à ce qu'il soit relevé de ses obligations en vertu de l'article 85.

D. 451-2005, a. 39; D. 451-2011, a. 6; D. 868-2020, a. 10.

40. *(Abrogé).*

D. 451-2005, a. 40; D. 451-2011, a. 7; D. 868-2020, a. 11.

40.1. L'exploitant est tenu, lors de la réception de sols visés au paragraphe 2 du premier alinéa de l'article 39, d'en confirmer l'admissibilité. À cette fin, il doit, pour chaque lot de sols de 200 tonnes ou moins, faire prélever un échantillon pour permettre l'analyse de tous les contaminants susceptibles d'y être présents parmi ceux visés au deuxième alinéa de l'article 42 et au troisième alinéa de l'article 50, s'il s'agit de sols servant au recouvrement des matières résiduelles, ou à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37) s'il s'agit de sols destinés à l'enfouissement.

Pour tout lot de sols supérieur à 200 tonnes, outre le prélèvement prévu au premier alinéa, l'exploitant doit faire prélever et analyser un échantillon supplémentaire pour chaque fraction additionnelle de sols de 400 tonnes ou moins.

Lorsque les sols visés au premier et au deuxième alinéas proviennent d'un lieu de stockage de sols contaminés ou d'un lieu de traitement de sols contaminés autorisé en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2), l'exploitant peut faire prélever, par un tiers expert, les échantillons visés au présent article au lieu de stockage ou au lieu de traitement. Ces échantillons doivent être distincts de tout autre échantillon devant être prélevé en application du Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés (chapitre Q-2, r. 46).

Les résultats des analyses doivent être consignés dans le registre d'exploitation.

D. 451-2011, a. 8; D. 868-2020, a. 12.

© Éditeur officiel du Québec

40.2. Les sols visés au paragraphe 2 du premier alinéa de l'article 39 ne peuvent pas, ailleurs qu'au lieu d'enfouissement technique, être mélangés à d'autres matières résiduelles afin d'être utilisés comme matériau de recouvrement.

D. 868-2020, a. 13.

41. Les matières résiduelles doivent, dès leur déchargement dans une zone de dépôt, être étendues et compactées; ces prescriptions ne sont toutefois pas applicables aux boues, aux sols visés au paragraphe 2 du premier alinéa de l'article 39, aux matières résiduelles admises en ballots ni aux cadavres ou parties d'animaux.

Dans le but de limiter le dégagement d'odeurs, la propagation des incendies, la prolifération d'animaux ou d'insectes et l'envol d'éléments légers, les matières résiduelles doivent, à la fin de chaque journée d'exploitation, être recouvertes d'une couche de sol ou d'autres matériaux mentionnés à l'article 42, ou encore faire l'objet d'un recouvrement au moyen d'un autre dispositif assurant l'atteinte des buts susmentionnés.

L'obligation de recouvrement journalier n'est toutefois pas applicable au lieu d'enfouissement dont l'usage est réservé exclusivement à un établissement industriel, commercial ou autre si les matières résiduelles reçues ne sont pas susceptibles de générer les effets nuisibles mentionnés ci-dessus.

Les matières résiduelles contenant de l'amiante ou susceptibles de dégager des poussières dans l'atmosphère et les cadavres ou parties d'animaux doivent être recouverts d'autres matières dès leur déchargement dans la zone de dépôt, le cas échéant avant même d'être compactés. Pour les fins du présent alinéa, les mots «contenant de l'amiante» ont le sens qui leur est donné à l'article 1.1 du Code de sécurité pour les travaux de construction (chapitre S-2.1, r. 4).

Les matières résiduelles dont la température peut engendrer des incendies, notamment les cendres de grilles, les cendres volantes et tout autre résidu d'incinération, ne peuvent être enfouies que si elles sont suffisamment refroidies pour éviter tout risque d'incendie.

D. 451-2005, a. 41; D. 451-2011, a. 9.

42. Le sol utilisé pour le recouvrement journalier des matières résiduelles doit avoir en permanence une conductivité hydraulique minimale de 1×10^{-4} cm/s et moins de 20% en poids de particules d'un diamètre égal ou inférieur à 0,08 mm.

Il peut aussi contenir des contaminants en concentration égale ou inférieure aux valeurs limites fixées à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37) pour les composés organiques volatils et à l'annexe II de ce règlement pour les autres; ces valeurs limites ne sont toutefois pas applicables aux contaminants qui ne proviennent pas d'une activité humaine. L'épaisseur de la couche de recouvrement composée de sol ainsi contaminé ne peut toutefois excéder 60 cm.

Tout autre matériau peut aussi être utilisé pour le recouvrement des matières résiduelles s'il respecte les exigences du premier alinéa, s'il est dépourvu de toute matière non admissible dans un lieu d'enfouissement et, enfin, s'il permet d'atteindre les buts mentionnés au deuxième alinéa de l'article 41.

L'exploitant est tenu de prélever ou faire prélever, pour chaque lot de 4 000 tonnes ou moins d'un même matériau utilisé à des fins de recouvrement des matières résiduelles, ou une fois par année lorsque la quantité de ce matériau utilisée annuellement est inférieure à 4 000 tonnes, et à chaque fois qu'un matériau d'une autre nature est utilisé, un échantillon de ce matériau pour permettre son analyse et ses mesures afin de s'assurer du respect des prescriptions du premier alinéa. Si plusieurs matériaux de différentes natures sont mélangés pour être utilisés à de telles fins, ceux-ci doivent l'être uniformément et le produit de ce mélange doit respecter les prescriptions du premier alinéa. Les résultats des mesures et analyses sont consignés dans le registre d'exploitation mentionné à l'article 39.

© Éditeur officiel du Québec

Malgré les dispositions qui précèdent, le recouvrement des matières résiduelles peut s'effectuer temporairement au moyen de matériaux autres que des sols non conformes aux prescriptions du premier alinéa; en ce cas, il ne pourra être déposé aucune matière résiduelle sur ce recouvrement tant que celui-ci n'aura pas été enlevé ou mis en conformité avec les prescriptions de cet alinéa.

Le stockage, dans un lieu d'enfouissement technique, de sols contaminés ou d'autres matières résiduelles destinés à servir comme matériau de recouvrement ne peut être effectué que sur des aires qui respectent les exigences d'étanchéité fixées par le présent règlement et qui n'ont pas fait l'objet d'un recouvrement final prescrit par l'article 50, ou sur une plate-forme de stockage conforme aux prescriptions de l'article 24.1.

D. 451-2005, a. 42; D. 451-2011, a. 10; D. 868-2020, a. 14.

42.1. Tout matériau utilisé pour la construction de chemins d'accès dans les zones de dépôts de matières résiduelles doit respecter les mêmes exigences que celles applicables aux matériaux utilisés pour le recouvrement des matières résiduelles.

D. 868-2020, a. 15.

43. Les matières résiduelles doivent être enfouies dans des zones de dépôt de surface limitée qui, comblées successivement, permettent le réaménagement progressif du lieu d'enfouissement en conformité avec les dispositions des articles 50 et 51.

D. 451-2005, a. 43.

44. Les systèmes de captage et de traitement des lixiviats ou des eaux, les systèmes de captage et d'évacuation ou d'élimination des biogaz ainsi que les systèmes de puits d'observation des eaux souterraines visés à l'article 65 doivent à tout moment être maintenus en bon état de fonctionnement; à cette fin, ils doivent périodiquement faire l'objet de contrôles et de travaux d'entretien ou de nettoyage. De plus, les systèmes de captage des lixiviats doivent fonctionner de manière à garantir le respect des exigences de l'article 27.

D. 451-2005, a. 44; D. 868-2020, a. 16.

45. Tout lieu d'enfouissement technique doit être pourvu, à l'entrée:

1° d'une affiche qui, placée bien à la vue du public, indique le type de lieu dont il s'agit, les nom, adresse et numéro de téléphone de l'exploitant et de toute autre responsable du lieu, ainsi que les heures d'ouverture;

2° d'une barrière ou de tout autre dispositif qui empêche l'accès au lieu en dehors des heures d'ouverture ou en l'absence du personnel chargé du contrôle des matières résiduelles ou de leur compactage et recouvrement.

D. 451-2005, a. 45.

46. Les opérations d'enfouissement de matières résiduelles dans un lieu d'enfouissement technique ne doivent être visibles ni d'un lieu public ni du rez-de-chaussée d'une habitation situés dans un rayon d'un kilomètre; cette distance se mesure à partir des zones de dépôt.

D. 451-2005, a. 46.

47. Nul ne peut brûler des matières résiduelles dans un lieu d'enfouissement technique; l'exploitant ne peut non plus y tolérer le brûlage de telles matières.

D. 451-2005, a. 47; D. 451-2011, a. 11.

48. L'exploitant d'un lieu d'enfouissement technique doit prendre les mesures nécessaires pour limiter l'émission d'odeurs qui causent des nuisances olfactives au-delà des limites du lieu ainsi que l'envol ou

© Éditeur officiel du Québec

l'éparpillement des matières résiduelles et l'émission de poussières visibles dans l'atmosphère à plus de 2 m de la source d'émission.

Il procède au besoin au nettoyage des voies de circulation intérieures, des accès, des dispositifs mis en place pour contenir les matières résiduelles dans les zones de dépôt ainsi que des abords du lieu, de manière à laisser ces endroits libres de matières résiduelles.

D. 451-2005, a. 48.

48.1. Dans le cas où l'émission d'odeurs cause des nuisances olfactives au-delà des limites du lieu d'enfouissement technique, l'exploitant est tenu, dans les plus brefs délais, de réaliser une caractérisation du lieu ayant pour but d'identifier et d'analyser l'ensemble des sources d'odeur.

Sitôt complétée, l'exploitant communique au ministre les résultats de cette caractérisation, de même qu'un rapport exposant les mesures régulatrices qu'il a prises ou qu'il entend prendre pour remédier à ces nuisances et l'échéancier de leur réalisation.

D. 868-2020, a. 17.

49. L'exploitant d'un lieu d'enfouissement technique est tenu de prendre les mesures nécessaires pour prévenir ou supprimer toute invasion d'animaux nuisibles, sur le lieu et aux abords.

D. 451-2005, a. 49.

50. Les matières résiduelles enfouies dans les zones de dépôt d'un lieu d'enfouissement technique doivent, lorsqu'elles atteignent la hauteur maximale autorisée ou qu'il est mis fin aux opérations d'enfouissement, faire l'objet d'un recouvrement final dès que les conditions climatiques le permettent.

Ce recouvrement final doit comprendre, de bas en haut:

1° une couche de drainage composée de sol ayant en permanence, sur une épaisseur minimale de 30 cm, une conductivité hydraulique minimale de 1×10^{-3} cm/s, destinée à capter les gaz tout en permettant la circulation des liquides;

2° une couche imperméable constituée soit de sol ayant en permanence une conductivité hydraulique maximale de 1×10^{-5} cm/s sur une épaisseur minimale de 45 cm après compactage, soit d'une géomembrane ayant une épaisseur minimale de 1 mm;

3° une couche de sol ayant une épaisseur minimale de 45 cm et dont les caractéristiques permettent de protéger la couche imperméable;

4° une couche de sol apte à la végétation, d'une épaisseur minimale de 15 cm.

Le sol mentionné au paragraphe 1 du deuxième alinéa peut contenir des contaminants en concentration égale ou inférieure aux valeurs limites fixées à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37) pour les composés organiques volatils et à l'annexe II de ce règlement pour les autres. Les sols mentionnés aux paragraphes 2 à 4 du même alinéa peuvent aussi contenir de tels contaminants en concentration égale ou inférieure aux valeurs limites fixées à l'annexe I de ce règlement. Les valeurs limites prescrites par le présent alinéa ne sont toutefois pas applicables aux contaminants qui ne proviennent pas d'une activité humaine.

Les couches mentionnées aux paragraphes 1 à 4 du deuxième alinéa peuvent être constituées de tout autre matériau s'il assure une efficacité au moins équivalente à celle des matériaux qui y sont prescrits et si l'épaisseur minimale des couches demeure celle prescrite par ces paragraphes. De plus, le matériau utilisé doit, pour les couches mentionnées aux paragraphes 2 à 4 du deuxième alinéa, respecter les exigences du troisième alinéa.

© Éditeur officiel du Québec

Le recouvrement final doit avoir une pente d'au moins 2% et d'au plus 30% afin de favoriser le ruissellement des eaux vers l'extérieur des zones de dépôt tout en limitant l'érosion du sol. En outre, dans le cas de zones de dépôt munies d'un écran périphérique d'étanchéité en application de l'article 21, l'infiltration des eaux superficielles à l'intérieur de ces zones doit être réduite soit en prolongeant les couches mentionnées aux paragraphes 2, 3 et 4 du deuxième alinéa jusqu'à l'extérieur de l'écran, soit par tout autre aménagement ayant pour effet de réduire l'infiltration de ces eaux à l'intérieur de ces zones.

Les dispositions des articles 34 à 36 relatives à l'assurance et au contrôle de la qualité s'appliquent, compte tenu des adaptations nécessaires, au recouvrement final des zones de dépôt prescrit par le présent article.

D. 451-2005, a. 50; D. 451-2011, a. 12; D. 868-2020, a. 18.

51. Au plus tard 1 an après sa mise en place, la couche de matériaux terminant le recouvrement final doit être végétalisée avec des espèces non susceptibles d'endommager la couche imperméable de ce recouvrement.

Par ailleurs, devront être réparés sans délai les bris, tels les trous, failles ou affaissements, qui pourront se former dans le recouvrement final de manière à éviter que l'eau ne s'y accumule ou ne s'infiltre dans les zones de dépôt, et ce, jusqu'à complète stabilisation de ces zones.

D. 451-2005, a. 51.

52. L'exploitant d'un lieu d'enfouissement technique prépare, pour chaque année, un rapport contenant:

1° une compilation des données recueillies en application de l'article 39 relativement à la nature, à la provenance et à la quantité des matières résiduelles enfouies ainsi que des matériaux reçus pour fins de recouvrement;

2° un plan et les données faisant état de la progression, sur le lieu, des opérations d'enfouissement des matières résiduelles, notamment les zones de dépôt comblées, celles en exploitation et la capacité d'enfouissement encore disponible;

3° les résultats des vérifications ou mesures faites en application des articles 38, 63, 64, 66 et 68, à l'exception de ceux transmis au ministre en application de l'article 71, ainsi qu'un sommaire des résultats des vérifications, des analyses ou des mesures faites en application des articles 38, 39, 40.1, 42, 63, 66, 67 et 68, accompagnés de leur interprétation;

4° une attestation suivant laquelle les mesures et les prélèvements d'échantillons prescrits par le présent règlement ont été faits en conformité avec, selon le cas, les règles de l'art et les dispositions de ce règlement;

5° tout renseignement ou document permettant de connaître les endroits où ces mesures ou prélèvements ont été faits, notamment le nombre et la localisation des points de contrôle, les méthodes et appareils utilisés ainsi que le nom des laboratoires ou personnes qui les ont effectués;

6° un sommaire des travaux réalisés en application du présent règlement;

7° les prix exigibles pour ses services, affichés à l'entrée du lieu d'enfouissement conformément à l'article 64.11 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2);

8° le cas échéant, le tarif modifié ainsi que la date prévue de son entrée en vigueur, accompagnés d'un résumé des actions prises par l'exploitant conformément à l'article 64.3 de la Loi sur la qualité de l'environnement.

Ce rapport doit être signé par l'exploitant, attester de l'exactitude des renseignements qu'il contient et être transmis au ministre, sur support informatique et au moyen des documents technologiques que prescrit ce dernier, le cas échéant, dans les 90 jours qui suivent la fin de chaque année. Le rapport est accompagné, le cas échéant, des autres renseignements que le ministre peut exiger en vertu de l'article 68.1 de la Loi sur la qualité de l'environnement.

© Éditeur officiel du Québec

Les renseignements contenus dans le rapport ont un caractère public.

D. 451-2005, a. 52; D. 451-2011, a. 13; D. 868-2020, a. 19.

Lixiviats et eaux

53. Les lixiviats et les eaux recueillies par tout système de captage dont est pourvu un lieu d'enfouissement technique ne peuvent être rejetés dans l'environnement que s'ils respectent les valeurs limites suivantes:

Paramètres - Substances	**Valeurs limites**	**Valeurs limites moyennes mensuelles***
Azote ammoniacal (exprimé en N)	25 mg/l	10 mg/l
Coliformes fécaux		1 000 U.F.C./100 ml
Composés phénoliques	0,085 mg/l	0,030 mg/l
Demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO_5)	150 mg/l	65 mg/l
Matières en suspension	90 mg/l	35 mg/l
Zinc (Zn)	0,17 mg/l	0,07 mg/l
pH	supérieur à 6,0 mais inférieur à 9,5	

* Ces valeurs limites moyennes mensuelles ne s'appliquent qu'aux eaux ou lixiviats rejetés après traitement. Elles sont établies sur la base d'une moyenne arithmétique, exception faite de celle relative aux coliformes fécaux qui s'établit sur la base d'une moyenne géométrique.

En outre, le ministre peut déterminer des paramètres à mesurer ou des substances à analyser en fonction de la composition des matières admises à l'élimination, et fixer les valeurs limites à respecter pour ces paramètres ou substances. Ces valeurs limites peuvent s'ajouter ou se substituer à celles fixées précédemment.

Tout rejet en cuvée est interdit.

Pour l'application du présent règlement, est assimilé à un rejet dans l'environnement tout rejet effectué dans un système d'égout dont les eaux usées ne sont pas acheminées vers une installation de traitement établie et

© Éditeur officiel du Québec

exploitée conformément à une autorisation délivrée en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2).

D. 451-2005, a. 53; D. 451-2011, a. 14.

54. Les valeurs limites prescrites à l'article 53 ne sont toutefois pas applicables aux eaux superficielles captées à l'intérieur des limites de toute zone tampon établie en application de l'article 18 lorsque l'analyse de ces eaux révèle qu'avant même d'y pénétrer, ces eaux ne respectent pas ces valeurs.

Dans ce cas, la qualité des eaux superficielles ne doit, pour ce qui concerne les paramètres ou substances mentionnés à l'article 53, faire l'objet d'aucune détérioration lorsqu'elles parviennent à la limite extérieure de toute zone tampon établie en application de l'article 18.

D. 451-2005, a. 54.

55. Les lixiviats et les eaux recueillis par un système de captage et qui ne respectent pas les valeurs limites prescrites par l'article 53 ne doivent faire l'objet d'aucune dilution avant leur rejet à l'environnement, exception faite de celle causée par les précipitations.

D. 451-2005, a. 55.

56. L'infiltration artificielle de lixiviats ou d'eaux dans des zones de dépôt de matières résiduelles n'est permise que dans les lieux d'enfouissement technique et que dans le but d'accélérer la dégradation de ces matières. Elle est en outre subordonnée aux conditions suivantes:

1° avoir été autorisée en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2);

2° l'infiltration doit se faire dans les zones où sont déposées des matières résiduelles sur une épaisseur minimale de 4 m;

3° l'infiltration, lorsque effectuée au moyen de techniques d'épandage ou d'aspersion en surface, doit avoir lieu dans des zones de dépôt n'ayant pas fait l'objet d'un recouvrement final; de plus, ces techniques ne doivent provoquer aucune accumulation de liquide en surface, ni aucune formation d'aérosols.

D. 451-2005, a. 56.

Eaux souterraines

57. Réserve faite des dispositions de l'article 59, les eaux souterraines qui migrent dans le sol où sont aménagés des zones de dépôt de matières résiduelles ou un système de traitement des lixiviats ou des eaux,

© Éditeur officiel du Québec

doivent, lorsqu'elles parviennent aux puits d'observation installés en application de l'article 65, respecter les valeurs limites suivantes:

Paramètres - Substances	Valeurs limites*
Azote ammoniacal (exprimé en N)	1,5 mg/l
Benzène	0,005 mg/l
Bore (B)	5 mg/l
Cadmium (Cd)	0,005 mg/l
Chlorures (exprimé en Cl^-)	250 mg/l
Chrome (Cr)	0,05 mg/l
Coliformes fécaux	0 U.F.C./100 ml
Cyanures totaux (exprimé en CN^-)	0,2 mg/l
Éthylbenzène	0,0024 mg/l
Fer (Fe)	0,3 mg/l
Manganèse (Mn)	0,05 mg/l
Mercure (Hg)	0,001 mg/l
Nickel (Ni)	0,02 mg/l
Nitrates + nitrites (exprimé en N)	10 mg/l
Plomb (Pb)	0,01 mg/l

© Éditeur officiel du Québec

Sodium (Na)	200 mg/l
Sulfates totaux (SO_4^{-2})	500 mg/l
Sulfures totaux (exprimé en S^{-2})	0,05 mg/l
Toluène	0,024 mg/l
Xylène (o, m, p)	0,3 mg/l
Zinc (Zn)	5 mg/l

* Ces valeurs limites correspondent à celles applicables à l'eau destinée à la consommation humaine.

De plus, le ministre peut déterminer les paramètres à mesurer ou les substances à analyser en fonction de la composition des matières résiduelles admises à l'élimination, et fixer les valeurs limites à respecter pour ces paramètres ou substances. Ces valeurs limites peuvent s'ajouter ou se substituer à celles fixées au premier alinéa.

D. 451-2005, a. 57.

58. Les valeurs limites prescrites par l'article 57 ne sont toutefois pas applicables lorsque l'analyse des eaux souterraines révèle qu'avant même leur migration dans le sol où sont situés les zones de dépôt de matières résiduelles ou le système de traitement des lixiviats ou des eaux, les eaux souterraines ne respectent pas ces valeurs.

Dans ce cas, la qualité des eaux souterraines ne doit, pour les paramètres ou substances visés à l'article 57, faire l'objet d'aucune détérioration du fait de leur migration dans le sol susmentionné.

D. 451-2005, a. 58.

59. Les eaux souterraines qui font résurgence à l'intérieur du périmètre de contrôle établi en vertu de l'article 65 sont soumises aux dispositions de l'article 53, exception faite des matières en suspension.

Il en va de même pour toute eau souterraine qui, après avoir été captée dans ce périmètre, est évacuée en surface.

D. 451-2005, a. 59.

Biogaz

60. La concentration de méthane dans les biogaz produits par les matières résiduelles enfouies dans un lieu d'enfouissement technique ne doit pas dépasser 25% de sa limite inférieure d'explosivité, soit 1,25% par volume, lorsqu'ils sont émis ou parviennent à migrer et à s'accumuler dans le sol et les bâtiments ou installations (autres que les systèmes de captage ou de traitement des lixiviats, des eaux ou des biogaz) qui sont situés à une distance maximale de 150 m des zones de dépôt sans excéder toutefois la limite extérieure de toute zone tampon établie en vertu de l'article 18.

© Éditeur officiel du Québec

Pour l'application du présent article, «limite inférieure d'explosivité» s'entend de la plus faible concentration, par volume, d'un gaz dans un mélange gazeux au-dessus de laquelle il peut y avoir, à une température de 25 °C et une pression de 101,325 kPa, propagation d'une flamme dans l'air.

D. 451-2005, a. 60.

61. Le fonctionnement du système de captage des biogaz dont est muni un lieu d'enfouissement technique doit débuter au plus tard 1 an après le recouvrement final d'une zone de dépôt des matières résiduelles.

Cependant, dans le cas de lieux d'enfouissement visés au deuxième alinéa de l'article 32, le système de captage des biogaz et les équipements requis pour leur élimination doivent être mis en fonctionnement de manière que le captage et l'élimination des biogaz éventuellement produits par des matières résiduelles enfouies dans une zone de dépôt puissent être amorcés, quoique cette zone n'ait pas encore fait l'objet d'un recouvrement final, au plus tard 5 ans après l'enfouissement de ces matières s'il s'agit de lieux recevant 100 000 tonnes ou moins de matières résiduelles par année ou, s'il s'agit de lieux recevant plus de 100 000 tonnes par année, au plus tard 1 an après cet enfouissement.

Il ne doit résulter du fonctionnement d'un système de captage des biogaz aucune augmentation de température susceptible de causer un incendie dans une zone de dépôt.

D. 451-2005, a. 61.

62. Pendant la période de fonctionnement d'un système de captage des biogaz muni, en application du deuxième alinéa de l'article 32, d'un dispositif mécanique d'aspiration, la concentration d'azote ou d'oxygène doit être respectivement inférieure à 20% et à 5% par volume dans chacun des drains et des puits de captage du système qui sont situés dans toute section de zones de dépôt ayant fait l'objet d'un recouvrement final.

En outre, la concentration de méthane à la surface des zones de dépôt soumises à l'action de ce système doit, pendant cette même période, être inférieure à 500 ppm, en volume, que ces zones aient ou non fait l'objet d'un recouvrement final.

Le fonctionnement du dispositif mécanique d'aspiration des biogaz produits dans tout ou partie d'une zone de dépôt peut être interrompu si, pendant une période de 5 années, toutes les mesures de concentration du méthane généré par les matières résiduelles qui y sont enfouies sont inférieures à 25% par volume.

D. 451-2005, a. 62.

Mesures de contrôle et de surveillance

63. L'exploitant d'un lieu d'enfouissement technique est tenu, selon la fréquence indiquée ci-dessous, de prélever ou faire prélever un échantillon des lixiviats ou des eaux recueillis par chacun des systèmes de captage dont est pourvu le lieu ainsi que des eaux qui font résurgence à l'intérieur du périmètre de contrôle des eaux souterraines établi en vertu de l'article 65, et de faire analyser ces échantillons:

1° au moins 1 fois par année, aux fins de mesurer les paramètres ou substances mentionnés aux articles 53, 57 et 66;

2° au moins 3 fois par année, soit au printemps, à l'été et à l'automne, s'ils ne sont pas dirigés vers un système de traitement, aux fins de mesurer les paramètres ou substances mentionnés à l'article 53, à l'exception des coliformes fécaux;

3° au moins une fois par mois, s'ils sont dirigés vers une installation de traitement établie et exploitée conformément à une autorisation délivrée en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2), aux fins de mesurer les paramètres ou substances mentionnés à l'article 53, à l'exception des coliformes fécaux.

© Éditeur officiel du Québec

Les lixiviats et les eaux à échantillonner en application du premier alinéa doivent l'être avant leur rejet dans l'environnement ou, s'il en est, avant leur traitement ou leur rejet vers une installation de traitement; aux fins du présent article, il y a rejet dans l'environnement d'eaux superficielles lorsque celles-ci sortent d'une zone tampon établie en vertu de l'article 18.

Dans le cas où des eaux superficielles ne sont pas conformes aux valeurs limites fixées à l'article 53 avant même qu'elles ne pénètrent dans les limites de la zone tampon établie en vertu de l'article 18, ces eaux devront également être échantillonnées et analysées ainsi que le prescrit le paragraphe 2 du premier alinéa avant d'y pénétrer.

L'exploitant est également tenu de prélever ou faire prélever à chaque semaine un échantillon des rejets dans l'environnement de tout système de traitement des eaux ou lixiviats dont est pourvu le lieu d'enfouissement, exception faite des bassins de sédimentation des eaux superficielles, et de faire analyser ces échantillons pour mesurer les paramètres ou substances mentionnés à l'article 53.

Chacun des échantillons doit être constitué au moyen d'un seul et même prélèvement (échantillon instantané). Dans le cas des eaux résurgentes, l'échantillonnage doit s'effectuer au point de résurgence.

Le débit des lixiviats recueillis par les systèmes de captage prescrits aux articles 25 et 26 ainsi que le débit des rejets provenant du système de traitement dont est pourvu le lieu d'enfouissement doivent être mesurés distinctement et en continu, avec enregistrement des résultats.

D. 451-2005, a. 63; D. 451-2011, a. 15; D. 868-2020, a. 20.

64. Au moins 1 fois par année, l'exploitant d'un lieu d'enfouissement technique doit vérifier ou faire vérifier l'étanchéité des conduites du système de captage des lixiviats situées à l'extérieur des zones de dépôt de matières résiduelles.

Avant leur mise en service et à tous les 3 ans par la suite, chaque composante du système de traitement des lixiviats ou des eaux susceptible d'en laisser échapper doit faire l'objet d'une vérification de son étanchéité.

D. 451-2005, a. 64.

65. Afin de contrôler la qualité des eaux souterraines qui migrent dans le sol où sont aménagés des zones de dépôt de matières résiduelles, un système de traitement des lixiviats ou des eaux ou une plate-forme de stockage de sols contaminés ou d'autres matières résiduelles destinés à servir de matériau de recouvrement, l'exploitant doit mettre en place 1 ou plusieurs systèmes de puits d'observation conformément aux dispositions qui suivent.

Lorsque le système de traitement des lixiviats ou des eaux est situé en tout ou en partie à 150 m ou moins des zones de dépôt de matières résiduelles, un seul système de puits d'observation est requis. Dans le cas contraire, tant les zones de dépôt que l'emplacement du système de traitement et de la plate-forme de stockage, le cas échéant, devront chacun être pourvus de leur propre système de puits d'observation.

Le nombre de puits que doit comprendre un système de puits d'observation est fonction de la superficie de terrain qu'occupent les zones de dépôt, le système de traitement et la plate-forme de stockage, le cas échéant; la localisation de ces puits et le nombre de points d'échantillonnage qu'ils doivent comporter dépend des conditions hydrogéologiques des lieux, sous réserve de ce qui suit:

1° aucun puits d'observation ne doit se trouver au delà de la limite extérieure de toute zone tampon établie en application de l'article 18;

2° les puits d'observation doivent être répartis à l'aval hydraulique des zones de dépôt ou de l'emplacement du système de traitement ou de la plate-forme de stockage, le cas échéant, à une distance maximale de 150 m, de manière à pouvoir contrôler la qualité des eaux souterraines qui parviennent à cette distance. Dans le cas où tout ou partie d'une zone tampon a été établie sur un lieu d'enfouissement déjà

© Éditeur officiel du Québec

existant, ce périmètre de contrôle peut être étendu pour inclure ce lieu, mais sans dépasser la distance de 150 m des zones de dépôt, du système de traitement ou de la plate-forme de stockage afférents à ce lieu;

3° un système de puits d'observation doit comprendre au moins 3 puits pour les 8 premiers hectares de terrain et un puits pour chaque tranche supplémentaire de terrain de 8 ha ou, dans le cas d'une tranche résiduelle, de moins de 8 ha;

4° au moins 1 puits d'observation supplémentaire, destiné à contrôler la qualité des eaux souterraines avant leur migration dans le sol où ont été aménagés les zones de dépôt, le système de traitement ou la plate-forme de stockage, le cas échéant, doit être installé soit à l'amont hydraulique soit, dans le cas où ce dernier ne peut être déterminé en raison des conditions hydrogéologiques, à tout autre endroit permettant de connaître la qualité des eaux souterraines représentatives de celles qui migrent à l'intérieur du périmètre de contrôle établi en vertu du présent article.

Pour l'application du présent article, est considéré comme faisant partie intégrante du système de traitement des eaux tout étang, bassin ou réservoir, à l'exception des bassins de sédimentation des eaux superficielles, dans lequel sont accumulées des eaux non conformes aux valeurs limites fixées à l'article 53.

D. 451-2005, a. 65; D. 451-2011, a. 16; D. 868-2020, a. 21.

66. Au moins 3 fois par année, soit au printemps, à l'été et à l'automne, l'exploitant d'un lieu d'enfouissement technique est tenu de prélever ou faire prélever un échantillon d'eau souterraine à chaque point d'échantillonnage que comportent les puits d'observation établis en application de l'article 65, et de faire analyser ces échantillons pour contrôler les paramètres ou substances énumérés à l'article 57 et le respect des dispositions de l'article 58 de même que pour mesurer les paramètres ou substances indicateurs suivants:

1° conductivité électrique;

2° composés phénoliques;

3° demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO5);

4° demande chimique en oxygène (DCO);

5° fer.

Lors de cet échantillonnage, le niveau piézométrique des eaux souterraines doit aussi être mesuré.

Après une période de suivi minimale de 2 années, l'analyse des échantillons prélevés peut exclure les paramètres ou substances dont la concentration mesurée dans les lixiviats avant traitement, s'il y a lieu, a toujours été inférieure aux valeurs limites mentionnées à l'article 57, exception faite des paramètres ou substances indicateurs; cette réduction du nombre de paramètres ou de substances à analyser vaut aussi longtemps que les analyses annuelles des lixiviats, avant traitement, montrent que cette condition est satisfaite. De plus, pour 2 des 3 campagnes d'échantillonnage annuelles exigées, l'analyse peut ne porter que sur les paramètres ou substances indicateurs énumérés au premier alinéa.

Le ministre peut établir une liste différente de paramètres ou substances indicateurs en fonction de la composition des matières résiduelles admises à l'élimination, auquel cas ces paramètres ou substances peuvent s'ajouter ou se substituer à ceux énumérés ci-dessus.

Cependant, dès lors que l'analyse d'un échantillon montre une fluctuation significative pour un paramètre ou une substance ou un dépassement d'une valeur limite, tous les échantillons prélevés par la suite au point d'échantillonnage en cause doivent faire l'objet d'une analyse complète des paramètres ou substances mentionnés à l'article 57 et ce, jusqu'à ce que la situation soit corrigée.

D. 451-2005, a. 66.

© Éditeur officiel du Québec

67. Au moins 4 fois par année, à des intervalles répartis uniformément dans l'année, l'exploitant d'un lieu d'enfouissement technique doit mesurer ou faire mesurer la concentration de méthane dans le sol ainsi qu'à l'intérieur des bâtiments et installations de manière à s'assurer du respect des exigences de l'article 60. L'exploitant est cependant exempté de cette obligation de suivi si les matières résiduelles admises dans le lieu d'enfouissement ne sont pas susceptibles de générer du méthane.

Le nombre et la localisation sur le terrain des points de contrôle du méthane sont déterminés en fonction des conditions géologiques et hydrogéologiques ainsi que des aménagements prévus, sous réserve de ce qui suit:

1° les mesures dans le sol doivent être effectuées à au moins 4 points de contrôle répartis uniformément autour des zones de dépôt des matières résiduelles;

2° si la dimension des zones de dépôt excède 8 ha, il doit être ajouté un point de contrôle par tranche supplémentaire de terrain de 8 ha ou, dans le cas d'une tranche résiduelle, de moins de 8 ha.

La date, l'heure, la température et la pression barométrique doivent être notées lors de chaque mesure effectuée en application du deuxième alinéa.

D. 451-2005, a. 67.

68. Pendant la période de fonctionnement d'un système de captage des biogaz muni, en application du deuxième alinéa de l'article 32, d'un dispositif mécanique d'aspiration, le débit de ces biogaz doit être mesuré en continu, avec enregistrement des résultats. L'exploitant doit en outre mesurer ou faire mesurer, aux fins de s'assurer du respect des exigences de l'article 62, selon le cas:

1° à tous les 3 mois au moins:

— la concentration de méthane généré par les matières résiduelles;

— la concentration d'azote ou d'oxygène et la température dans chacun des drains et des puits de captage;

2° 1 fois par année au moins, la concentration de méthane à la surface des zones de dépôt de tout lieu d'enfouissement technique qui reçoit 100 000 tonnes ou moins de matières résiduelles par année;

3° 3 fois par année au moins, soit au printemps, à l'été et à l'automne, la concentration de méthane à la surface des zones de dépôt de tout lieu d'enfouissement technique qui reçoit plus de 100 000 tonnes de matières résiduelles par année. Cette fréquence peut cependant être réduite à 1 fois par année pour tout ou partie d'une zone de dépôt ayant fait l'objet d'un recouvrement final si, après une période de suivi de 2 ans au moins de cette zone ou partie de zone, aucune des mesures n'a révélé un dépassement de la valeur limite fixée au deuxième alinéa de l'article 62. Cette réduction vaut aussi longtemps que le suivi annuel montre le respect de cette valeur limite; dans le cas contraire, la fréquence des mesures doit être ramenée à 3 par année, et ce, jusqu'à ce que la situation soit corrigée pour cette zone ou partie de zone.

Lorsque des équipements de destruction thermique des biogaz sont requis en application du deuxième alinéa de l'article 32, il doit aussi être procédé à une mesure en continu, avec enregistrement des résultats, de la température de destruction et du débit des biogaz ainsi qu'à une vérification, au moins 1 fois par année, de l'efficacité de destruction des composés organiques autres que le méthane.

D. 451-2005, a. 68.

69. Les échantillons de lixiviats ou d'eaux prélevés en application du présent règlement ne doivent faire l'objet d'aucune filtration, ni lors de leur prélèvement, ni préalablement à leur analyse.

© Éditeur officiel du Québec

Les échantillons d'eau souterraine prélevés pour l'analyse des métaux et métalloïdes peuvent toutefois être filtrés lors du prélèvement pour autant que la filtration soit effectuée à tous les points d'échantillonnage.

D. 451-2005, a. 69.

70. Les échantillons prélevés en application du présent règlement doivent être transmis, pour fins d'analyse, à des laboratoires accrédités par le ministre en vertu de l'article 118.6 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2).

Lorsqu'il n'y a pas de laboratoire accrédité pour l'analyse d'une substance visée dans le présent règlement, les échantillons prélevés en application du présent règlement doivent, pour les fins d'analyse de la substance visée et malgré les dispositions du premier alinéa, être transmis à un laboratoire qui satisfait à la norme ISO/CEI 17025, intitulée «Exigences générales concernant la compétence des laboratoires d'étalonnages et d'essais» et diffusée conjointement par l'Organisation internationale de normalisation et la Commission électrotechnique internationale.

Les rapports d'analyses produits par les laboratoires doivent être conservés par l'exploitant pendant au moins 5 ans à compter de la date de leur production.

D. 451-2005, a. 70; D. 868-2020, a. 22.

71. L'exploitant transmet au ministre, sur support informatique et au moyen de documents technologiques que prescrit ce dernier, le cas échéant, les résultats des analyses des échantillons prélevés en application du présent règlement, dans les 30 jours qui suivent le dernier jour du mois du prélèvement.

Toutefois, en cas de non-respect des valeurs limites prescrites par ce règlement, il doit, dans les 15 jours qui suivent celui où il en est informé, communiquer au ministre les mesures qu'il a prises ou entend prendre pour remédier à la situation.

L'exploitant doit en outre transmettre au ministre, dans les 30 jours qui suivent le dernier jour du mois où il en est informé, les résultats des mesures effectuées en application de l'article 67 ainsi que les résultats des mesures de la concentration de méthane à la surface des zones de dépôt et de la vérification de l'efficacité de destruction des composés organiques effectuées en application de l'article 68.

D. 451-2005, a. 71; D. 451-2011, a. 17; D. 868-2020, a. 23.

Comité de vigilance

72. L'exploitant d'un lieu d'enfouissement technique doit, dans les 6 mois suivant le début de l'exploitation du lieu, former un comité de vigilance pour exercer la fonction prévue à l'article 57 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2).

À cette fin, il invite par écrit les organismes et groupes suivants à désigner chacun un représentant sur ce comité:

1° la municipalité locale où est situé le lieu;

2° la communauté métropolitaine et la municipalité régionale de comté où est situé le lieu;

3° les citoyens qui habitent dans le voisinage du lieu;

4° un groupe ou organisme local ou régional voué à la protection de l'environnement;

5° un groupe ou organisme local ou régional susceptible d'être affecté par le lieu d'enfouissement.

Fait aussi partie du comité de vigilance la personne que désigne l'exploitant pour le représenter.

© Éditeur officiel du Québec

Toute vacance au sein du comité est comblée suivant les mêmes modalités que celles énoncées ci-dessus.

Le défaut d'un ou plusieurs organismes ou groupes de désigner leur représentant n'empêche pas le fonctionnement du comité, lequel est tenu d'exercer ses fonctions même avec un nombre restreint de membres.

D. 451-2005, a. 72.

73. Avec l'accord de la majorité des membres, le comité peut inviter d'autres organismes ou groupes à en faire partie et à désigner leur représentant.

D. 451-2005, a. 73.

74. Les membres du comité désignent parmi eux un président et un secrétaire; cependant, avec l'accord de la majorité des membres, une personne qui n'est pas membre du comité peut être désignée comme secrétaire.

D. 451-2005, a. 74.

75. Les membres du comité doivent se réunir au moins 1 fois par année.

Sauf décision contraire de la majorité des membres, les réunions du comité se tiennent sur le territoire de la municipalité locale où est situé le lieu d'enfouissement.

D. 451-2005, a. 75.

76. Le secrétaire doit afficher, aux endroits qu'indiquent les organismes municipaux mentionnés au deuxième alinéa de l'article 72, l'ordre du jour de toute réunion du comité, au moins 10 jours avant sa tenue.

Dans les 30 jours qui suivent la réunion, il affiche également, aux mêmes endroits, le compte rendu de cette réunion et en envoie copie au ministre.

Les comptes rendus des réunions du comité sont accessibles à quiconque en fait la demande au secrétaire.

D. 451-2005, a. 76.

77. L'exploitant doit informer le comité de toute demande d'autorisation se rapportant au lieu d'enfouissement et faite en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2) ainsi que de toute modification concernant la responsabilité de gestion du lieu d'enfouissement.

Il doit également, dans des délais utiles, fournir ou rendre disponibles au comité tous les documents ou renseignements nécessaires à l'exercice de ses fonctions, notamment les autorisations relatives au lieu d'enfouissement, les registres d'exploitation après retrait cependant des noms des transporteurs et producteurs des matières résiduelles, les rapports annuels, les résultats des analyses, vérifications ou mesures faites en application du présent règlement, l'état de fermeture visé à l'article 81 ainsi que l'évaluation mentionnée à l'article 84.

D. 451-2005, a. 77; D. 451-2011, a. 18; D. 868-2020, a. 24.

78. L'exploitant doit assumer les coûts de fonctionnement du comité, notamment ceux relatifs au local de réunion et aux ressources matérielles nécessaires à l'exercice de ses fonctions.

Il n'est toutefois tenu d'assumer les coûts afférents aux réunions du comité que pour au plus 4 réunions par année.

D. 451-2005, a. 78.

© Éditeur officiel du Québec

79. L'exploitant doit, pendant les heures d'ouverture du lieu d'enfouissement, donner aux membres du comité libre accès au lieu et à tout équipement ou installation qui s'y trouve.

D. 451-2005, a. 79.

§ 4. — *Fermeture*

80. L'exploitant doit entamer la fermeture du lieu d'enfouissement technique le jour où il cesse définitivement de recevoir des matières résiduelles pour élimination, que ce soit en raison du fait que la capacité maximale du lieu est atteinte ou qu'il est autrement mis fin aux opérations d'enfouissement. L'exploitant doit sans délai aviser par écrit le ministre de cette date.

L'exploitant doit, à l'intérieur d'un délai maximal de 18 mois à compter de cette date, procéder à la fermeture définitive du lieu par la mise en place du recouvrement final et de tout autre aménagement ou équipement requis en vertu du présent règlement ou de l'autorisation obtenue en vertu de l'article 22 ou 31.5 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2).

D. 451-2005, a. 80; D. 868-2020, a. 25.

81. Dans les 6 mois suivant la date mentionnée au premier alinéa de l'article 80, l'exploitant doit faire préparer par des tiers experts, et transmettre au ministre, un état de fermeture attestant:

1° l'état de fonctionnement, l'efficacité et la fiabilité des systèmes dont est pourvu le lieu en vertu du présent règlement, à savoir le système d'imperméabilisation, les systèmes de captage et de traitement des lixiviats ou des eaux, le système de captage ou d'évacuation ou d'élimination des biogaz ainsi que les systèmes de puits d'observation des eaux souterraines;

2° le respect des valeurs limites applicables aux rejets des lixiviats ou des eaux et aux émissions de biogaz ainsi qu'aux eaux souterraines;

3° la conformité du lieu aux prescriptions du présent règlement ou de l'autorisation relativement au recouvrement final ainsi qu'à l'intégration du lieu au paysage.

L'état de fermeture précise, s'il en est, les cas de non-respect des dispositions du présent règlement ou de l'autorisation et indique les mesures correctives à prendre. Il précise également, le cas échéant, les travaux qui restent à réaliser pour fermer définitivement le lieu, à l'égard desquels l'exploitant doit également joindre un échéancier de leur réalisation.

L'exploitant avise le ministre par écrit de la date à compter de laquelle le lieu est définitivement fermé.

D. 451-2005, a. 81; D. 868-2020, a. 25.

82. Tout lieu d'enfouissement technique définitivement fermé doit être pourvu à l'entrée d'une affiche qui, placée bien à la vue du public, indique que le lieu est fermé et que le dépôt de matières résiduelles y est dorénavant interdit.

D. 451-2005, a. 82.

§ 5. — *Gestion postfermeture*

83. Les obligations prescrites par les dispositions de la présente section continuent d'être applicables, compte tenu des adaptations nécessaires, à tout lieu d'enfouissement technique définitivement fermé et ce, aussi longtemps qu'il est susceptible de constituer une source de contamination.

À partir de la fermeture, l'exploitant est ainsi chargé, notamment:

© Éditeur officiel du Québec

1° du maintien de l'intégrité du recouvrement final des matières résiduelles enfouies;

2° du contrôle et de l'entretien des systèmes de captage et de traitement des lixiviats ou des eaux, du système de captage et d'évacuation ou d'élimination des biogaz ainsi que des systèmes de puits d'observation des eaux souterraines;

3° de l'exécution des campagnes d'échantillonnages, d'analyses et de mesures des lixiviats, des eaux et des biogaz;

4° de la vérification de l'étanchéité des conduites des systèmes de captage des lixiviats situées à l'extérieur des zones de dépôt du lieu ainsi que de toute composante du système de traitement des lixiviats ou des eaux.

D. 451-2005, a. 83.

84. L'exploitant d'un lieu d'enfouissement technique peut demander au ministre d'être libéré de toute obligation de suivi environnemental ou d'entretien prescrite par le présent règlement lorsque, pendant une période de suivi d'au moins 5 ans effectuée après la fermeture définitive du lieu, les conditions suivantes sont respectées:

1° aucun des paramètres ou substances analysés dans les échantillons de lixiviat ou d'eau prélevés avant traitement n'a excédé les valeurs limites fixées par l'article 53;

2° aucun des paramètres ou substances analysés dans les échantillons d'eaux souterraines n'a contrevenu aux dispositions des articles 57 à 59;

3° la concentration du méthane a été mesurée dans les composantes du système de captage des biogaz, à une fréquence d'au moins 4 fois par année et à des intervalles répartis uniformément dans l'année, et toutes les mesures ont indiqué une concentration de méthane inférieure à 1,25% par volume.

À cette fin, l'exploitant doit faire préparer par des tiers experts, et transmettre au ministre, une évaluation de l'état du lieu et, le cas échéant, de ses impacts sur l'environnement.

D. 451-2005, a. 84.

85. S'il est établi, à la lumière notamment de l'évaluation prescrite par l'article 84, que les conditions mentionnées au premier alinéa de cet article sont respectées, que le lieu d'enfouissement est en tout point conforme aux normes applicables et qu'il n'est plus susceptible de constituer une source de contamination, le ministre relève l'exploitant qui en a fait la demande des obligations de suivi environnemental et d'entretien prescrites par le présent règlement.

D. 451-2005, a. 85.

SECTION 3

LES LIEUX D'ENFOUISSEMENT EN TRANCHÉE

86. Dans les territoires mentionnés à l'article 87, il peut être établi des lieux d'enfouissement en tranchée où seules sont admissibles les matières résiduelles qui y sont générées, inclusion faite des boues qui, bien que non générées dans ces territoires, y sont par ailleurs traitées.

Ces lieux d'enfouissement en tranchée doivent être aménagés et exploités conformément aux dispositions de la présente section, laquelle prescrit également les conditions applicables à leur fermeture et à leur gestion postfermeture.

D. 451-2005, a. 86.

87. Les lieux d'enfouissement en tranchée ne sont permis que dans les territoires suivants:

© Éditeur officiel du Québec

1° en milieu nordique, tel que défini à l'article 94;

2° dans toute partie d'un territoire non organisé en municipalité locale, qui est située à plus de 100 km, par voie routière carrossable à l'année, d'un lieu d'enfouissement technique non réservé exclusivement à un établissement industriel, commercial ou autre;

3° le territoire de la région de la Baie James tel que décrit en annexe à la Loi sur le développement et l'organisation municipale de la région de la Baie James (chapitre D-8.2), à l'exclusion des villes de Chibougamau et de Chapais;

4° tout territoire inaccessible par voie routière carrossable à l'année. Est assimilé à un tel territoire toute île qui n'est pas reliée au continent par un pont ni par un service maritime opérationnel à l'année;

5° les municipalités régionales de comté de Minganie et de Caniapiscau;

6° la partie du territoire de la Ville de La Tuque située à l'ouest du 73e méridien.

D. 451-2005, a. 87; D. 451-2011, a. 19.

88. Réserve faite des conditions prévues au deuxième alinéa, les dispositions des articles 13 à 16, 18, 19, 28 à 30 et 34 à 36 s'appliquent, compte tenu des adaptations nécessaires, à l'aménagement d'un lieu d'enfouissement en tranchée.

Cet aménagement est aussi subordonné aux conditions suivantes:

1° la distance minimale entre la zone des tranchées et tout cours ou plan d'eau est de 150 m;

2° la distance minimale entre la zone des tranchées et toute installation de captage d'eau superficielle ou souterraine destinée à la consommation humaine est de 500 m. Cette prescription n'est toutefois pas applicable lorsque le lieu d'enfouissement n'est aucunement susceptible d'altérer la qualité de ces eaux;

3° le fond des tranchées doit être à une distance minimale d'un mètre au-dessus du roc et du niveau des eaux souterraines. Est interdit tout abaissement du niveau de ces eaux par pompage, drainage ou autrement.

D. 451-2005, a. 88.

89. Les dispositions des articles 37, 39, 40.1, 40.2, 43 à 49, 52 à 55, 57 à 59, 63 à 66 et 69 à 71 s'appliquent à l'exploitation de tout lieu d'enfouissement en tranchée, compte tenu des adaptations nécessaires et notamment de ce qui suit: la quantité de matières résiduelles mentionnée au paragraphe 4 du premier alinéa de l'article 39 peut être exprimée en volume, et la distance maximale qu'autorise le paragraphe 2 du troisième alinéa de l'article 65, pour l'installation de puits servant au contrôle de la qualité des eaux souterraines, est portée à 300 m de la zone des tranchées.

Les dispositions des articles 63, 65 et 66 ne sont toutefois pas applicables à un lieu d'enfouissement en tranchée entièrement aménagé sur une halde de résidus miniers si les mesures de contrôle et de surveillance prescrites par ces dispositions ne peuvent être mises en place en raison des contraintes physiques inhérentes à cette halde. En ce cas, l'exploitant doit voir à la mise en place de mesures de substitution qui, tout en étant davantage adaptées à ces contraintes, permettent un contrôle et une surveillance des eaux s'approchant le plus possible de ceux prescrits par les dispositions susmentionnées.

D. 451-2005, a. 89; D. 451-2011, a. 20; D. 868-2020, a. 26.

90. L'exploitation d'un lieu d'enfouissement en tranchée est également subordonnée aux conditions suivantes:

1° dans le but de limiter le dégagement d'odeurs, la propagation des incendies, la prolifération d'animaux ou d'insectes et l'envol d'éléments légers, les matières résiduelles déposées dans les tranchées doivent, au

© Éditeur officiel du Québec

moins une fois par semaine pendant les mois de mai à octobre, être recouvertes d'une couche de sol ou d'autres matériaux mentionnés au paragraphe 4, ou encore faire l'objet d'un recouvrement au moyen d'un autre dispositif assurant l'atteinte des buts susmentionnés. L'obligation de recouvrement hebdomadaire n'est toutefois pas applicable au lieu d'enfouissement dont l'usage est réservé exclusivement à un établissement industriel, commercial ou autre lorsque les matières résiduelles reçues ne sont pas susceptibles de générer les effets nuisibles mentionnés ci-dessus;

2° les matières résiduelles contenant de l'amiante, les boues et les cadavres ou parties d'animaux doivent, dès leur déchargement, être recouverts d'autres matières; l'obligation de recouvrir ces matières résiduelles dès leur déchargement n'est toutefois pas applicable si les matières résiduelles déposées dans un lieu d'enfouissement en tranchée font l'objet d'un recouvrement au moyen d'un dispositif mentionné au paragraphe 1. Les mots «contenant de l'amiante» ont le même sens qu'à l'article 41, quatrième alinéa;

3° le sol utilisé pour le recouvrement des matières résiduelles déposées dans une tranchée peut contenir des contaminants, en concentration égale ou inférieure aux valeurs limites fixées à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37) pour les composés organiques volatils et à l'annexe II de ce règlement pour les autres; ces valeurs limites ne sont toutefois pas applicables aux contaminants qui ne proviennent pas d'une activité humaine. L'épaisseur de la couche de recouvrement composée de sol ainsi contaminé ne peut toutefois excéder 60 cm;

4° tout autre matériau peut aussi être utilisé pour le recouvrement des matières résiduelles déposées dans une tranchée s'il est dépourvu de toute matière non admissible dans un tel lieu d'enfouissement et s'il permet d'atteindre les buts mentionnés au paragraphe 1.

D. 451-2005, a. 90.

91. Lorsque la hauteur des matières résiduelles déposées dans une tranchée atteint la surface du sol aux limites de la zone des tranchées, celle-ci doit être recouverte de sol sur une épaisseur minimale de 60 cm comprenant, dans sa partie supérieure, une couche d'au moins 15 cm de sol apte à la végétation. Cette dernière couche peut aussi, sur une épaisseur maximale de 30 cm, être constituée de tout autre matériau apte à la végétation.

Le recouvrement de la tranchée peut aussi être constitué de sols contenant des contaminants, en concentration égale ou inférieure aux valeurs limites fixées à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37); ces valeurs limites ne sont toutefois pas applicables aux contaminants qui ne proviennent pas d'une activité humaine.

Afin de permettre le ruissellement des eaux vers l'extérieur de la zone des tranchées tout en limitant l'érosion du sol, le recouvrement final doit en outre être régalé de manière à présenter une pente minimale de 2% sans excéder:

1° soit 5% dans le cas où la pente du sol aux limites de la zone des tranchées n'excède pas ce pourcentage;

2° soit le pourcentage que présente la pente du sol aux limites de la zone des tranchées dans le cas où celle-ci est supérieure à 5%.

Au plus tard 1 an après sa mise en place, la couche de matériau terminant le recouvrement final doit être végétalisée; par ailleurs, devront être réparés sans délai les bris, tels les trous, failles ou affaissements, qui pourront se former dans ce recouvrement de manière à éviter que l'eau ne s'y accumule, et ce, jusqu'à complète stabilisation de la zone des tranchées.

Les dispositions des articles 34 à 36 relatives à l'assurance et au contrôle de la qualité s'appliquent, compte tenu des adaptations nécessaires, au recouvrement final des tranchées prescrit par le présent article.

D. 451-2005, a. 91; D. 451-2011, a. 21; D. 868-2020, a. 27.

© Éditeur officiel du Québec

92. En cas de fermeture temporaire de tout ou partie d'un lieu d'enfouissement en tranchée pour une période de 3 mois ou plus et réserve faite des dispositions du second alinéa, les matières résiduelles déposées dans une tranchée doivent, au plus tard à l'expiration du troisième mois, être recouvertes d'au moins 30 cm de sol.

Toute tranchée inutilisée pendant une période de 6 mois doit être remblayée au plus tard à l'expiration de cette période; les dispositions de l'article 91 s'appliquent.

D. 451-2005, a. 92.

93. Les dispositions des articles 80 à 85 sont applicables, compte tenu des adaptations nécessaires, à la fermeture d'un lieu d'enfouissement en tranchée et à sa gestion postfermeture.

D. 451-2005, a. 93.

SECTION 4

LES LIEUX D'ENFOUISSEMENT EN MILIEU NORDIQUE

94. En milieu nordique, il peut être établi des lieux d'enfouissement où seules sont admissibles les matières résiduelles qui y sont générées, inclusion faite des boues qui, bien que non générées dans ce milieu, y sont par ailleurs traitées.

Ces lieux d'enfouissement en milieu nordique doivent être aménagés et exploités conformément aux dispositions de la présente section.

Pour l'application de la présente section, «milieu nordique» s'entend des territoires mentionnés ci-dessous:

1° le territoire situé au nord du 55e parallèle;

2° Municipalité de Côte-Nord-du-Golfe-du-Saint-Laurent, les municipalités de Blanc-Sablon, de Bonne-Espérance, de Gros-Mécatina et de Saint-Augustin, la Ville de Schefferville et le territoire compris dans un rayon de 10 km des limites de cette ville, le Village naskapi de Kawawachikamach de même que toute autre municipalité constituée en vertu de la Loi sur la réorganisation municipale du territoire de la Municipalité de Côte-Nord-du-Golfe-du-Saint-Laurent (1988, chapitre 55; 1996, chapitre 2).

D. 451-2005, a. 94; D. 451-2011, a. 22.

95. Les lieux d'enfouissement en milieu nordique doivent être aménagés à une distance minimale de:

1° 150 m de tout cours ou plan d'eau;

2° 500 m de toute installation de captage d'eau superficielle ou souterraine destinée à la consommation humaine.

Les prescriptions du premier alinéa ne sont toutefois pas applicables lorsque le lieu d'enfouissement n'est aucunement susceptible d'altérer la qualité des eaux mentionnées à cet alinéa.

D. 451-2005, a. 95.

96. Les lieux d'enfouissement en milieu nordique doivent être entourés d'une clôture ou de tout autre dispositif permettant:

1° d'éviter l'éparpillement des matières résiduelles et de les contenir dans les zones de dépôt;

2° d'empêcher les animaux d'y pénétrer;

© Éditeur officiel du Québec

3° d'empêcher l'accès au lieu en dehors des heures d'ouverture.

Ils doivent également être ceinturés d'une zone pare-feu d'une largeur minimale de 15 m et libre de toute végétation.

Ils doivent en outre être pourvus d'une affiche qui, placée bien à la vue du public, indique le type de lieu dont il s'agit, les nom et adresse de l'exploitant et de tout autre responsable du lieu ainsi que les heures d'ouverture.

D. 451-2005, a. 96.

97. Le fond des zones de dépôt d'un lieu d'enfouissement en milieu nordique doit être au-dessus du pergélisol et à une distance minimale de 30 cm au-dessus du niveau des eaux souterraines. Est interdit tout abaissement du niveau de ces eaux par pompage, drainage ou autrement.

Les matériaux enlevés sont disposés sur le pourtour du lieu afin de servir au recouvrement des matières résiduelles.

Les boues doivent être déposées sur une aire distincte de celle des autres matières résiduelles afin de faciliter le brûlage de ces dernières.

D. 451-2005, a. 97.

98. Les lieux d'enfouissement en milieu nordique doivent être pourvus d'un système de captage des eaux superficielles afin d'empêcher qu'elles ne soient contaminées par les matières résiduelles ou qu'elles ne pénètrent dans les zones de dépôts. Une fois captées, ces eaux sont évacuées hors du lieu.

D. 451-2005, a. 98.

99. Les matières résiduelles combustibles déposées dans les lieux d'enfouissement en milieu nordique doivent être brûlées au moins 1 fois par semaine, lorsque les conditions climatiques le permettent.

Les matières résiduelles contenant de l'amiante ainsi que les cadavres ou parties d'animaux doivent, dès leur déchargement, être recouverts de sols ou d'autres matières résiduelles. Les mots «contenant de l'amiante» ont ici le même sens qu'à l'article 41, quatrième alinéa.

Le sol utilisé pour le recouvrement des matières résiduelles peut contenir des contaminants, en concentration égale ou inférieure aux valeurs limites fixées à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37) pour les composés organiques volatils et à l'annexe II de ce règlement pour les autres; ces valeurs limites ne sont toutefois pas applicables aux contaminants qui ne proviennent pas d'une activité humaine.

D. 451-2005, a. 99; D. 451-2011, a. 23.

100. En cas de fermeture ou de non-utilisation de tout ou partie d'un lieu d'enfouissement en milieu nordique pour une période de 6 mois ou plus, les matières résiduelles qui y sont déposées doivent, au plus tard à l'expiration du sixième mois et après avoir été brûlées, être recouvertes d'une couche de sol d'une épaisseur minimale de 30 cm.

Le sol mentionné au premier alinéa peut contenir des contaminants, en concentration égale ou inférieure aux valeurs limites fixées à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37); ces valeurs limites ne sont toutefois pas applicables aux contaminants qui ne proviennent pas d'une activité humaine.

D. 451-2005, a. 100; D. 451-2011, a. 24.

© Éditeur officiel du Québec

SECTION 5

LES LIEUX D'ENFOUISSEMENT DE DÉBRIS DE CONSTRUCTION OU DE DÉMOLITION

101. Pour l'application de la présente section, «débris de construction ou de démolition» s'entend des matières qui proviennent de travaux de construction, de réfection ou de démolition d'immeubles, de ponts, de routes ou d'autres structures, notamment la pierre, les gravats ou plâtras, les pièces de béton, de maçonnerie ou de pavage, les matériaux de revêtement, le bois, le métal, le verre, les textiles et les plastiques, à l'exclusion:

1° des matières rendues méconnaissables par brûlage, broyage, déchiquetage ou autrement, des contenants de peinture, de solvant, de scellant, de colle ou d'autres matériaux semblables, du bois traité pour prévenir la présence de moisissures ou pour augmenter la résistance à la pourriture, des débris végétaux tels le gazon, les feuilles et les copeaux ainsi que des matières, autres que des enrobés bitumineux, contenant de l'amiante. Les mots «contenant de l'amiante» ont ici le même sens qu'à l'article 41, quatrième alinéa;

2° de toute matière à laquelle sont mélangées des ordures ménagères, des matières issues d'un procédé industriel ou l'une ou l'autre des matières mentionnées au paragraphe 1.

Sont cependant assimilés à des débris de construction ou de démolition visés par la présente section les arbres, branches ou souches qui sont enlevés pour permettre la réalisation de travaux de construction, les sols extraits de terrain y compris ceux contenant 1 ou plusieurs contaminants en concentration inférieure ou égale aux valeurs limites fixées à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37) ainsi que les matières résiduelles provenant soit d'une installation de récupération ou de valorisation de débris de construction ou de démolition, soit d'une autre installation de récupération ou de valorisation autorisée en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2) pour autant qu'il s'agisse dans tous les cas de matières qui, bien qu'étant de composition analogue à celle des débris de construction ou de démolition, n'ont pu être ni récupérées ni valorisées. Les valeurs limites prescrites au présent alinéa pour les contaminants présents dans des sols ne sont toutefois pas applicables aux contaminants qui ne proviennent pas d'une activité humaine.

D. 451-2005, a. 101.

102. Est interdit tout établissement ou agrandissement de lieux d'enfouissement de débris de construction ou de démolition. Le terme «agrandissement» comprend toute modification ayant pour effet d'augmenter la capacité d'enfouissement d'un lieu.

D. 451-2005, a. 102; D. 868-2020, a. 28.

103. Seuls des débris de construction ou de démolition au sens de l'article 101 du présent règlement peuvent être éliminés par enfouissement dans un lieu d'enfouissement de débris de construction ou de démolition.

D. 451-2005, a. 103; D. 868-2020, a. 29.

104. Réserve faite des conditions prévues au deuxième alinéa, les dispositions des articles 13 à 16, 19, 28 à 30 et 34 à 36 s'appliquent, compte tenu des adaptations nécessaires, à l'aménagement des lieux d'enfouissement de débris de construction ou de démolition.

Cet aménagement est aussi subordonné aux conditions suivantes:

1° la distance minimale entre les zones de dépôt et tout cours ou plan d'eau est de 150 m;

2° le fond des zones de dépôt doit être à une distance minimale d'un mètre au-dessus du niveau des eaux souterraines. Est interdit tout abaissement du niveau de ces eaux par pompage, drainage ou autrement; cette interdiction n'est toutefois pas applicable aux lieux d'enfouissement en exploitation le 19 janvier 2006 et dont l'aménagement respecte les dispositions de ce règlement sur l'étanchéité et le captage des lixiviats applicables

© Éditeur officiel du Québec

aux lieux d'enfouissement technique. Dans ce cas, le système de captage des lixiviats doit être conçu et installé de manière que la hauteur du liquide susceptible de s'accumuler à la base des zones de dépôt ne puisse atteindre le niveau des matières résiduelles qui y sont déposées.

Les distances minimales prescrites par le deuxième alinéa sont mesurées à partir des zones de dépôt de matières résiduelles dans la carrière ou sablière.

D. 451-2005, a. 104.

105. Les dispositions des articles 37 à 40.2, 43 à 49, 52 à 55, 57 à 60, 63 à 67 et 69 à 79 sont applicables à l'exploitation des lieux d'enfouissement de débris de construction ou de démolition, compte tenu des adaptations nécessaires et notamment de ce qui suit: la distance maximale qu'autorise le paragraphe 2 du troisième alinéa de l'article 65 pour l'installation de puits servant au contrôle de la qualité des eaux souterraines ne doit pas dépasser les limites de ces lieux.

L'exploitation de ces lieux est également subordonnée aux conditions suivantes:

1° réserve faite des dispositions du paragraphe 2, les débris de construction ou de démolition qui y sont déposées doivent, au moins 1 fois par mois pendant la période d'exploitation, être régalés et recouverts d'une couche de sol ou d'un matériau qui:

— se compose de moins de 20% en poids de particules d'un diamètre égal ou inférieur à 0,08 mm;

— possède en permanence une conductivité hydraulique minimale de 1×10^{-4} cm/s;

— est dépourvu de toute matière non admissible dans un tel lieu d'enfouissement;

— permet d'atteindre les buts mentionnés au deuxième alinéa de l'article 41;

2° les enrobés bitumineux contenant de l'amiante doivent être recouverts d'autres matières dès leur déchargement dans la zone de dépôt. Les mots «contenant de l'amiante» ont ici le même sens qu'à l'article 41, quatrième alinéa;

3° *(paragraphe abrogé).*

Le sol utilisé pour le recouvrement des débris de construction ou de démolition peut aussi contenir des contaminants en concentration égale ou inférieure aux valeurs limites fixées à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37); ces valeurs limites ne sont toutefois pas applicables aux contaminants qui ne proviennent pas d'une activité humaine.

L'exploitant est tenu de prélever ou faire prélever, pour chaque lot de 4 000 tonnes ou moins d'un même matériau utilisé à des fins de recouvrement des matières résiduelles, ou une fois par année lorsque la quantité de ce matériau utilisée annuellement est inférieure à 4 000 tonnes, et à chaque fois qu'un matériau d'une autre nature est utilisé, un échantillon de ce matériau pour permettre son analyse et ses mesures afin de s'assurer du respect des prescriptions du paragraphe 1 du deuxième alinéa. Si plusieurs matériaux de différentes natures sont mélangés pour être utilisés à de telles fins, ceux-ci doivent l'être uniformément et le produit de ce mélange doit respecter les prescriptions du paragraphe 1 du deuxième alinéa. Les résultats des mesures et analyses sont consignés dans le rapport annuel mentionné à l'article 52.

D. 451-2005, a. 105; D. 451-2011, a. 25; D. 868-2020, a. 30.

106. Lorsque la hauteur des débris de construction ou de démolition enfouis atteint un niveau qui se situe à 90 cm plus bas que la surface du sol aux limites d'une zone de dépôt, celle-ci doit faire l'objet d'un recouvrement final comprenant, de bas en haut:

1° une couche imperméable constituée soit de sol ayant en permanence une conductivité hydraulique maximale de 1×10^{-5} cm/s, sur une épaisseur minimale de 45 cm après compactage, soit d'une géomembrane

© Éditeur officiel du Québec

d'au moins 1 mm d'épaisseur placée sur une couche de sol ayant une épaisseur d'au moins 30 cm et dont les caractéristiques permettent de préserver l'intégrité de la géomembrane;

2° une couche de sol d'une épaisseur minimale de 45 cm lorsque la couche imperméable mentionnée ci-dessus est constituée de sol, et de 60 cm dans le cas où cette couche imperméable est constituée d'une géomembrane. La couche prescrite par le présent paragraphe doit aussi, dans sa partie supérieure et sur une épaisseur comprise entre 15 et 30 cm, être constituée de sols ou de matériaux aptes à la végétation. Enfin, les caractéristiques du sol ou des autres matériaux utilisés doivent permettre de protéger la couche imperméable.

De plus, est interdit tout rehaussement de la surface du sol aux limites d'une zone de dépôt.

Les couches mentionnées aux paragraphes 1 et 2 du premier alinéa peuvent aussi être constituées de sols contenant des contaminants en concentration égale ou inférieure aux valeurs limites fixées à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37); ces valeurs limites ne sont toutefois pas applicables aux contaminants qui ne proviennent pas d'une activité humaine. Ces couches peuvent également être constituées de tout autre matériau s'il assure une efficacité au moins équivalente à celle des matériaux prescrits par ces paragraphes, s'il respecte le cas échéant les exigences du présent alinéa et si l'épaisseur minimale des couches demeure celle prescrite par ces paragraphes.

Afin de permettre le ruissellement des eaux vers l'extérieur de la zone de dépôt tout en limitant l'érosion du sol, le recouvrement final doit en outre être régalé de manière à présenter une pente:

1° soit de 2% dans le cas où la pente du sol aux limites de cette zone n'excède pas ce pourcentage;

2° soit du pourcentage que présente la pente du sol aux limites de cette zone dans le cas où celle-ci est supérieure à 2%.

Au plus tard 1 an après sa mise en place, la couche de matériau terminant le recouvrement final doit être végétalisée; par ailleurs, devront être réparés sans délai les bris, tels les trous, failles ou affaissements, qui pourront se former dans ce recouvrement de manière à éviter que l'eau ne s'y accumule ou ne s'infiltre dans la zone de dépôt, et ce, jusqu'à complète stabilisation de cette zone.

Les dispositions des articles 34 à 36 relatives à l'assurance et au contrôle de la qualité s'appliquent, compte tenu des adaptations nécessaires, au recouvrement final des zones de dépôt prescrit par le présent article.

D. 451-2005, a. 106; D. 451-2011, a. 26; D. 868-2020, a. 31.

107. Tout lieu d'enfouissement de débris de construction ou de démolition doit être pourvu d'un système permettant de capter et d'évacuer les biogaz qui y sont produits.

Ce système doit fonctionner au plus tard 1 an après le recouvrement final d'une zone de dépôt.

D. 451-2005, a. 107.

108. Le profil final des lieux d'enfouissement de débris de construction ou de démolition dont le remplissage est terminé ne doit pas excéder, inclusion faite du recouvrement final, la surface du sol aux limites des zones de dépôt, sauf dans la mesure où une surélévation de la surface de ces zones, par rapport à celle du sol, s'avère nécessaire pour satisfaire aux exigences du quatrième alinéa de l'article 106, auquel cas la hauteur des matières résiduelles enfouies peut excéder la limite prescrite par cet article.

D. 451-2005, a. 108.

109. Les matières résiduelles déposées dans un lieu d'enfouissement de débris de construction ou de démolition qui est inutilisé pendant une période de 12 mois ou plus doivent, au plus tard à l'expiration du

© Éditeur officiel du Québec

douzième mois, être recouvertes ainsi que le prescrivent les articles 106 et 108, lesquels s'appliquent compte tenu des adaptations nécessaires.

D. 451-2005, a. 109.

110. Les dispositions des articles 80 à 85 sont applicables, compte tenu des adaptations nécessaires, à la fermeture des lieux d'enfouissement de débris de construction ou de démolition et à leur gestion postfermeture.

D. 451-2005, a. 110.

SECTION 6

LES LIEUX D'ENFOUISSEMENT EN TERRITOIRE ISOLÉ

111. Dans les territoires mentionnés à l'article 112, il peut être établi des lieux d'enfouissement où seules sont admissibles les matières résiduelles qui y sont générées.

Ces lieux d'enfouissement, appelés «lieux d'enfouissement en territoire isolé», doivent être aménagés et exploités conformément aux dispositions de la présente section, laquelle prescrit également les conditions applicables à leur fermeture.

D. 451-2005, a. 111.

112. Les lieux d'enfouissement en territoire isolé ne sont permis que dans les territoires suivants:

1° les territoires non organisés en municipalité locale;

2° les territoires inaccessibles par voie routière ainsi que toute île qui n'est pas reliée au continent par un pont ou un service maritime;

3° le territoire de la région de la Baie James tel que décrit en annexe à la Loi sur le développement et l'organisation municipale de la région de la Baie James (chapitre D-8.2);

4° les territoires visés au troisième alinéa de l'article 94;

5° la partie du territoire de la Ville de La Tuque située à l'ouest du 73e méridien.

À l'exception des territoires visés au paragraphe 4 du premier alinéa, ces lieux d'enfouissement ne peuvent desservir, sur une base annuelle, plus de 100 personnes en moyenne.

En outre, dans les territoires mentionnés aux paragraphes 1, 3 et 5 du premier alinéa, seules les personnes ou municipalités suivantes peuvent aménager et exploiter un tel lieu d'enfouissement:

1° le ministre des Ressources naturelles et de la Faune ou toute autre autorité qui, en vertu de la Loi, est responsable de la gestion des terres du domaine de l'État;

2° une municipalité régionale de comté;

3° le gestionnaire d'une pourvoirie ou d'un territoire structuré au sens de la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (chapitre C-61.1);

4° le responsable d'un campement industriel régi par le Règlement sur les conditions sanitaires des campements industriels ou autres (chapitre S-2.1, r. 5.1);

5° Municipalité de Baie-James;

© Éditeur officiel du Québec

6° la personne nommée en vertu de l'article 166 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2) pour exercer les fonctions, devoirs et pouvoirs du ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs sur une terre de la catégorie I dans le territoire visé à l'article 133 de cette Loi;

7° la Ville de La Tuque.

D. 451-2005, a. 112; D. 451-2011, a. 27.

113. Un lieu d'enfouissement en territoire isolé ne peut recevoir les matières résiduelles provenant:

1° d'une habitation ou d'un établissement qui est desservi par un service de collecte des matières résiduelles ou qui est situé à 100 km ou moins, par voie routière, d'un lieu d'enfouissement technique non réservé exclusivement à un établissement industriel, commercial ou autre, ou d'une installation d'incinération visée à l'article 121, et ce, tant et aussi longtemps que ces installations d'élimination demeurent accessibles par voie routière;

2° d'un établissement où logent plus de 100 personnes à longueur d'année, ou l'équivalent.

D. 451-2005, a. 113; D. 451-2011, a. 28.

114. Les lieux d'enfouissement en territoire isolé doivent être aménagés à une distance minimale de:

1° 150 m de tout cours ou plan d'eau;

2° 500 m de toute installation de captage d'eau superficielle ou souterraine destinée à la consommation humaine. Cette prescription n'est toutefois pas applicable si le lieu d'enfouissement n'est aucunement susceptible d'altérer la qualité de ces eaux.

D. 451-2005, a. 114.

115. Nul ne peut brûler des matières résiduelles dans un lieu d'enfouissement en territoire isolé; l'exploitant ne peut non plus y tolérer le brûlage de telles matières.

L'interdiction prévue au premier alinéa n'est toutefois pas applicable si ce lieu est situé en milieu nordique, tel que défini à l'article 94, et s'il est muni, autour de la zone de brûlage, d'une zone pare-feu d'au moins 15 m de large et libre de toute végétation à partir de la zone de brûlage.

D. 451-2005, a. 115; D. 451-2011, a. 29.

116. Le fond des zones de dépôt de tout lieu d'enfouissement en territoire isolé doit être à une distance minimale de 30 cm au-dessus du roc et du niveau des eaux souterraines. Est interdit tout abaissement du niveau de ces eaux par pompage, drainage ou autrement.

D. 451-2005, a. 116.

117. Pendant les mois de mai à octobre, les matières résiduelles déposées dans un lieu d'enfouissement en territoire isolé doivent, à la fin de chaque jour d'utilisation ou au moins une fois par semaine dans le cas où il y a brûlage de ces matières conformément au deuxième alinéa de l'article 115, être recouvertes d'une couche de sol ou d'une couche de chaux, ou encore faire l'objet d'un recouvrement au moyen d'un dispositif permettant de limiter le dégagement d'odeurs, la propagation des incendies, la prolifération d'animaux ou d'insectes et l'envol d'éléments légers.

Les matières résiduelles contenant de l'amiante ainsi que les cadavres ou parties d'animaux doivent, dès leur déchargement, être recouverts par d'autres matières; l'obligation de recouvrir ces matières dès leur déchargement n'est toutefois pas applicable si les matières résiduelles déposées dans un lieu d'enfouissement en territoire isolé font l'objet d'un recouvrement au moyen d'un dispositif mentionné au premier alinéa. Les mots «contenant de l'amiante» ont ici le même sens qu'à l'article 41, quatrième alinéa.

© Éditeur officiel du Québec

Le sol mentionné au premier alinéa peut contenir des contaminants, en concentration égale ou inférieure aux valeurs limites fixées à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37) pour les composés organiques volatils et à l'annexe II de ce même règlement pour les autres; ces valeurs limites ne sont toutefois pas applicables aux contaminants qui ne proviennent pas d'une activité humaine.

D. 451-2005, a. 117; D. 451-2011, a. 30; D. 868-2020, a. 32.

118. L'élimination de boues ayant une siccité inférieure à 15% dans un lieu d'enfouissement en territoire isolé doit s'effectuer dans une fosse distincte réservée exclusivement pour ce type de matières résiduelles.

D. 451-2005, a. 118.

119. Lorsque la hauteur des matières résiduelles déposées dans un lieu d'enfouissement en territoire isolé atteint la surface du sol aux limites du lieu, celui-ci doit être recouvert d'une couche de matériaux d'une épaisseur minimale de 30 cm constituée soit de sol dont au moins 15 cm est apte à la végétation soit, sur une épaisseur d'au plus 30 cm, de tout autre matériau apte à la végétation. Est interdit tout rehaussement de la surface du sol aux limites du lieu.

Le sol utilisé pour le recouvrement des matières résiduelles peut aussi contenir des contaminants en concentration égale ou inférieure aux valeurs limites fixées à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37); ces valeurs limites ne sont toutefois pas applicables aux contaminants qui ne proviennent pas d'une activité humaine.

Afin de permettre le ruissellement des eaux vers l'extérieur du lieu d'enfouissement tout en limitant l'érosion du sol, le recouvrement final doit en outre être régalé de manière à présenter une pente minimale de 2% sans excéder:

1° soit 5% dans le cas où la pente du sol aux limites du lieu n'excède pas ce pourcentage;

2° soit le pourcentage que présente la pente du sol aux limites du lieu dans le cas où celle-ci est supérieure à 5%.

D. 451-2005, a. 119; D. 868-2020, a. 33.

120. En cas de fermeture temporaire d'un lieu d'enfouissement en territoire isolé pour une période de 3 mois ou plus et réserve faite des dispositions du second alinéa, les matières résiduelles qui y sont déposées doivent, au plus tard à l'expiration du troisième mois, être recouvertes d'au moins 30 cm de sol.

Tout lieu d'enfouissement en territoire isolé qui est inutilisé pendant une période de 12 mois doit être remblayé au plus tard à l'expiration de cette période; les dispositions de l'article 119 s'appliquent, compte tenu des adaptations nécessaires.

D. 451-2005, a. 120.

CHAPITRE III

LES INSTALLATIONS D'INCINÉRATION DE MATIÈRES RÉSIDUELLES

SECTION 1

DISPOSITIONS GÉNÉRALES

121. Le présent chapitre s'applique aux installations d'incinération qui incinèrent au moins l'une des matières résiduelles suivantes:

© Éditeur officiel du Québec

1° des ordures ménagères, qu'elles aient ou non subi un traitement physique tel que le tri, le séchage, le compactage ou la pressurisation, un traitement chimique tel que l'ajout d'acide ou de produit chaulant, ou un traitement biologique;

2° des boues, qu'elles aient ou non subi un traitement biologique, provenant soit d'ouvrages municipaux de traitement ou d'accumulation des eaux ou de boues, soit d'autres ouvrages d'accumulation ou de traitement des eaux usées sanitaires ou de traitement de boues issues de ces ouvrages, soit du curage des égouts.

Pour les fins du présent article, l'expression «installation d'incinération» a le sens que l'article 101 du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (chapitre Q-2, r. 4.1) donne au terme «incinérateur».

D. 451-2005, a. 121; D. 868-2020, a. 34.

122. Les dispositions du Règlement sur les déchets biomédicaux (chapitre Q-2, r. 12) et du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (chapitre Q-2, r. 4.1) qui s'appliquent aux installations d'incinération de déchets biomédicaux sont également applicables aux installations d'incinération de matières résiduelles régies par le présent chapitre qui reçoivent des déchets biomédicaux visés à l'article 1 du Règlement sur les déchets biomédicaux.

En cas de conflit entre les dispositions du présent règlement et celles des règlements précités, doivent prévaloir les dispositions qui assurent une protection accrue de l'environnement.

D. 451-2005, a. 122; D. 666-2013, a. 2.

123. Les matières résiduelles qui, aux termes des paragraphes 1 à 6, 8 à 10 et 12 de l'article 4, ne peuvent être éliminées dans un lieu d'enfouissement technique ne peuvent non plus être éliminées dans une installation d'incinération régie par le présent chapitre.

D. 451-2005, a. 123; D. 1463-2022, a. 6.

SECTION 2

AMÉNAGEMENT ET EXPLOITATION

124. Les installations d'incinération régies par le présent chapitre doivent être pourvues, pour la réception des matières résiduelles, d'une aire de manutention ou d'une fosse située à l'intérieur d'un bâtiment.

L'aire de manutention et la fosse doivent être étanches.

L'aire de manutention doit être nettoyée à la fin de chaque journée d'exploitation.

Aucune matière résiduelle non incinérée ni aucune cendre d'incinération ne peuvent être entreposées à l'extérieur des bâtiments de l'installation d'incinération; aucun camion contenant des matières résiduelles, y compris des cendres, ne peut être stationné plus d'une heure sur le terrain de cette installation.

D. 451-2005, a. 124; D. 451-2011, a. 31.

125. Toute installation d'incinération régie par le présent chapitre qui reçoit des déchets biomédicaux visés aux paragraphes 1 à 3 de l'article 1 du Règlement sur les déchets biomédicaux (chapitre Q-2, r. 12), ou des cadavres ou parties d'animaux, doit être aménagée de façon que ces matières résiduelles soient d'une part déchargées sur une aire distincte de celle où sont déposés les autres types de matières résiduelles, et soient acheminées d'autre part vers la ou les chambres de combustion à l'aide d'un système d'alimentation indépendant.

© Éditeur officiel du Québec

Les obligations prescrites au premier alinéa ne sont pas applicables s'il s'agit de cadavres ou de parties d'animaux de compagnie ne provenant pas d'établissements qui font l'élevage ou la vente de ces animaux ou qui en assument la garde, les soins ou la protection.

D. 451-2005, a. 125.

126. *(Abrogé).*

D. 451-2005, a. 126; D. 868-2020, a. 35.

127. *(Abrogé).*

D. 451-2005, a. 127; D. 868-2020, a. 35.

128. Les dispositions des articles 37 à 39, du paragraphe 1 de l'article 45, des articles 48, 52 et 72 à 79 sont applicables, compte tenu des adaptations nécessaires, à l'exploitation de toute installation d'incinération régie par le présent chapitre.

Les dispositions des articles 38 et 72 à 79 ne sont toutefois pas applicables à une installation d'incinération qui élimine les matières résiduelles générées dans l'un ou l'autre des territoires mentionnés à l'article 87 ou 94.

D. 451-2005, a. 128; D. 868-2020, a. 36.

SECTION 3

(Abrogée)

D. 451-2005, sec. 3; D. 868-2020, a. 37.

129. *(Abrogé).*

D. 451-2005, a. 129; D. 868-2020, a. 37.

130. *(Abrogé).*

D. 451-2005, a. 130; Erratum, 2006 G.O. 2, 1433; D. 868-2020, a. 37.

SECTION 4

(Abrogée)

D. 451-2005, sec. 4; D. 868-2020, a. 37.

131. *(Abrogé).*

D. 451-2005, a. 131; D. 868-2020, a. 37.

132. *(Abrogé).*

D. 451-2005, a. 132; D. 868-2020, a. 37.

133. *(Abrogé).*

D. 451-2005, a. 133; D. 868-2020, a. 37.

© Éditeur officiel du Québec

134. *(Abrogé).*

D. 451-2005, a. 134; D. 868-2020, a. 37.

SECTION 5

(Abrogée)

D. 451-2005, sec. 5; D. 868-2020, a. 37.

135. *(Abrogé).*

D. 451-2005, a. 135; D. 868-2020, a. 37.

CHAPITRE IV

LES CENTRES DE TRANSFERT DE MATIÈRES RÉSIDUELLES

SECTION 1

DISPOSITIONS GÉNÉRALES

D. 451-2011, a. 33.

136. Le présent chapitre s'applique aux centres de transfert de matières résiduelles.

On entend par «centre de transfert» toute installation où les matières résiduelles sont déchargées en vue d'être ultérieurement transportées dans un endroit différent pour être éliminées.

D. 451-2005, a. 136; D. 868-2020, a. 38.

137. Les seules matières résiduelles qui peuvent être admises dans un centre de transfert sont celles dont le présent règlement autorise l'élimination dans un lieu d'enfouissement technique, un lieu d'enfouissement de débris de construction ou de démolition ou une installation d'incinération respectivement visés aux chapitres II et III.

Ne sont toutefois pas admissibles dans un tel centre les boues dont la siccité est inférieure à 25%.

D. 451-2005, a. 137; D. 451-2011, a. 32; D. 868-2020, a. 39.

138. Dans un centre de transfert, les opérations liées au déchargement et au rechargement des matières résiduelles doivent s'effectuer à l'intérieur d'un bâtiment. Aucune matière résiduelle ne doit être stockée à l'extérieur de ce bâtiment. Aucun camion contenant des matières résiduelles ne doit être stationné plus d'une heure sur le terrain du centre.

Lors de la cessation des activités de transbordement des matières résiduelles pour une période supérieure à 12 heures, toutes les matières résiduelles reçues doivent être acheminées vers leur destination de manière qu'aucune matière résiduelle ne soit laissée sur les lieux, autant à l'intérieur du bâtiment que sur le terrain du centre de transfert. Cette exigence n'est toutefois pas applicable si le bâtiment visé au premier alinéa est muni d'un système de captage et de traitement de l'air qui empêche toute nuisance due aux odeurs générées par les matières résiduelles qui y séjournent plus de 12 heures.

D. 451-2005, a. 138.

139. Réserve faite des dispositions de l'article 139.2, les dispositions des articles 37 à 39, du paragraphe 1 de l'article 45, des articles 48 et 49, du paragraphe 1 du premier alinéa et du deuxième alinéa de l'article 52 et

© Éditeur officiel du Québec

des deuxième et troisième alinéas de l'article 124 sont applicables, compte tenu des adaptations nécessaires, aux centres de transfert de matières résiduelles.

Les registres d'exploitation des centres de transfert doivent en outre indiquer la destination des matières résiduelles transbordées et ces données doivent être compilées dans les rapports annuels de ces centres. La conservation des registres n'est pas requise après la fermeture des centres de transfert si les renseignements qui y sont consignés ont été transposés dans les registres d'exploitation des installations d'élimination qui ont reçues les matières résiduelles.

D. 451-2005, a. 139; D. 451-2011, a. 34; D. 868-2020, a. 40.

SECTION 2

LES CENTRES DE TRANSFERT DE FAIBLE CAPACITÉ

D. 451-2011, a. 35.

139.1. Un centre de transfert de faible capacité établi conformément à la présente section ne peut être exploité que par une municipalité ou pour le compte de celle-ci, sauf s'il est établi pour le transbordement de 30 tonnes métriques ou moins de matières résiduelles par semaine et qu'il ne sert pas en tout ou en partie au transbordement d'ordures ménagères.

On entend par «centre de transfert de faible capacité» celui qui est établi pour le transbordement de 200 tonnes métriques ou moins de matières résiduelles chaque semaine.

D. 451-2011, a. 35; D. 868-2020, a. 41.

139.2. Malgré les dispositions de l'article 139, les dispositions de l'article 38 ne sont pas applicables à un centre de transfert de faible capacité. Par ailleurs, la quantité de matières résiduelles consignée dans le registre d'exploitation d'un tel centre en application du paragraphe 4 du premier alinéa de l'article 39 peut être exprimée en volume.

De plus, les dispositions des articles 37 et 39, du paragraphe 1 du premier alinéa et du deuxième alinéa de l'article 52 et des deuxième et troisième alinéas de l'article 124 ne sont pas applicables à un centre de transfert de faible capacité lorsqu'il est établi pour le transbordement de 30 tonnes métriques ou moins de matières résiduelles par semaine.

En outre, les dispositions de l'article 138 ne sont pas applicables à un centre de transfert de faible capacité lorsque les matières résiduelles sont déposées dans un contenant fermé et étanche et qu'elles sont acheminées vers une installation d'élimination au moins une fois par semaine pendant les mois de mai à octobre.

Une municipalité locale ne peut compter sur son territoire qu'un seul centre de transfert de faible capacité établi pour le transbordement de plus de 30 tonnes métriques de matières résiduelles chaque semaine. Il en est de même pour un centre de transfert établi pour le transbordement de 30 tonnes métriques ou moins de matières résiduelles chaque semaine et servant en tout ou en partie au transbordement d'ordures ménagères.

D. 451-2011, a. 35; D. 868-2020, a. 42.

139.3. Le volume maximal de matières résiduelles pouvant être stocké dans un centre de transfert de faible capacité ne doit en aucun temps excéder 300 m^3. Dans le cas d'un centre établi pour le transbordement de 30 tonnes métriques ou moins de matières résiduelles chaque semaine, ce volume ne peut toutefois excéder 100 m^3.

D. 451-2011, a. 35.

© Éditeur officiel du Québec

139.4. Malgré les dispositions de l'article 139.1, lorsqu'un centre de transfert de faible capacité est situé dans un territoire inaccessible par voie routière carrossable à l'année au sens du paragraphe 4 de l'article 87, il peut y être transbordé, durant les mois de novembre à avril, une quantité de matières résiduelles supérieure à 200 tonnes métriques chaque semaine. En outre, durant cette même période, les dispositions de l'article 139.3 ne sont pas applicables à un tel centre.

D. 451-2011, a. 35.

CHAPITRE V

GARANTIE

140. L'exploitation des installations visées aux sections 2, 3 et 5 du chapitre II ainsi qu'aux chapitres III et IV, à l'exclusion d'un centre de transfert visé au deuxième alinéa de l'article 139.2, est subordonnée à la constitution, par l'exploitant ou par un tiers pour le compte de celui-ci, d'une garantie destinée à assurer, pendant cette exploitation et lors de la fermeture, l'exécution des obligations auxquelles est tenu l'exploitant par application de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2), des règlements, d'une ordonnance ou d'une autorisation.

Le montant de cette garantie s'établit comme suit:

Catégorie d'installation	**Garantie**
Lieu d'enfouissement technique et lieu d'enfouissement de débris de construction ou de démolition:	
- recevant moins de 20 000 tonnes par an	100 000 $
- recevant de 20 000 à 100 000 tonnes par an	300 000 $
- recevant plus de 100 000 tonnes par an sans excéder 300 000	500 000 $
- recevant plus de 300 000 tonnes par an	1 000 000 $
Lieu d'enfouissement en tranchée	50 000 $ par lieu, maximum 250 000 $ pour l'exploitant de plusieurs lieux
Installation d'incinération	1% du coût d'immobilisation, minimum 100 000 $ maximum 2 000 000 $
Centre de transfert	100 000 $

D. 451-2005, a. 140; D. 451-2011, a. 36.

© Éditeur officiel du Québec

141. La garantie doit être fournie sous l'une ou l'autre des formes suivantes:

1° une traite ou un chèque certifié à l'ordre du ministre des Finances;

2° un titre d'emprunt en dollars canadiens, émis ou garanti par le gouvernement du Québec ou par un autre gouvernement au Canada, dont la valeur marchande excède d'au moins 10% le montant de la garantie établi conformément à l'article 140 et dont la durée est supérieure de 12 mois à la durée prévue de la garantie;

3° un cautionnement avec renonciation aux bénéfices de discussion et de division, souscrit auprès d'une personne morale autorisée à se porter caution en vertu de la Loi sur les banques (L.C. 1991, c. 46), la Loi sur les assureurs (chapitre A-32.1) ou la Loi sur les coopératives de services financiers (chapitre C-67.3);

4° une lettre de crédit irrévocable émise par une personne morale visée au paragraphe 3.

D. 451-2005, a. 141; D. 488-2017, a. 19; D. 868-2020, a. 43.

142. Les traites, chèques ou titres fournis en garantie sont déposés au Bureau général de dépôts pour le Québec pour la période d'exploitation de l'installation et jusqu'à l'expiration de la période de 12 mois qui suit soit sa fermeture, soit la révocation ou la cession de l'autorisation, selon la première éventualité.

D. 451-2005, a. 142; D. 488-2017, a. 20; D. 868-2020, a. 44.

143. La garantie fournie sous forme de cautionnement ou de lettre de crédit doit être d'une durée minimale de 12 mois. Soixante jours au moins avant l'expiration de la garantie, son titulaire doit transmettre au ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs son renouvellement, ou toute autre garantie satisfaisant aux exigences prescrites par les articles 140 et 141.

La garantie doit également comporter une clause fixant à au moins 12 mois après son expiration ou, selon le cas, après sa révocation, sa résiliation ou son annulation, le délai pour présenter une réclamation fondée sur le défaut de l'exploitant d'exécuter ses obligations.

Toute clause de révocation, de résiliation ou d'annulation d'une garantie ne peut prendre effet que moyennant un préavis de 60 jours au moins envoyé au ministre par poste recommandée.

Sous réserve du droit applicable au Québec, la garantie fournie sous la forme d'une lettre de crédit irrévocable doit être conforme aux règles de la Chambre de commerce internationale relatives aux lettres de crédit stand-by telles que ces règles se lisent le jour où la garantie est émise.

D. 451-2005, a. 143; N.I. 2016-01-01 (NCPC); D. 868-2020, a. 45.

144. En cas d'inexécution d'une obligation à laquelle est tenu l'exploitant, et après avoir donné un avis d'y remédier, le ministre utilise, si le défaut persiste, la garantie mentionnée à l'article 140 pour le paiement ou le remboursement des dépenses nécessaires à l'exécution de l'obligation. Le versement des sommes en exécution de toute garantie fournie en application du présent chapitre devient alors exigible.

D. 451-2005, a. 144; D. 868-2020, a. 46.

CHAPITRE VI

PROPRIÉTÉ DU FONDS DE TERRE

D. 451-2005, c. VI; D. 868-2020, a. 47.

145. Nul ne peut établir ni agrandir un lieu d'enfouissement technique ou un lieu d'enfouissement de débris de construction ou de démolition visé au second alinéa de l'article 102 sans être propriétaire du fonds de terre où ce lieu doit être établi ou agrandi, y compris du fonds de terre où doit être situé tout système

© Éditeur officiel du Québec

nécessaire à son exploitation si ce fonds n'est pas le même que celui où doivent se trouver les zones de dépôt et les autres équipements ou installations du lieu d'enfouissement.

Après son établissement ou agrandissement, le lieu d'enfouissement et le fonds de terre où se trouve ce lieu ou tout système nécessaire à son exploitation doivent continuer d'appartenir à la même personne ou municipalité, notamment en cas de cession de cette installation d'élimination.

D. 451-2005, a. 145.

146. *(Abrogé)*.

D. 451-2005, a. 146; D. 451-2011, a. 37; D. 868-2020, a. 48.

147. *(Abrogé)*.

D. 451-2005, a. 147; D. 451-2011, a. 38; D. 868-2020, a. 48.

148. *(Abrogé)*.

D. 451-2005, a. 148; D. 868-2020, a. 48.

149. *(Abrogé)*.

D. 451-2005, a. 149; D. 441-2008, a. 10.

CHAPITRE VI.1

SANCTIONS ADMINISTRATIVES PÉCUNIAIRES

D. 666-2013, a. 3.

149.1. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 250 $ dans le cas d'une personne physique ou de 1 000 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut:

1° de pourvoir l'entrée d'un lieu d'enfouissement d'une affiche conforme aux prescriptions du paragraphe 1 de l'article 45;

1.1° de communiquer au ministre les résultats de la caractérisation prévue à l'article 48.1 ainsi que le rapport visé à cet article;

2° de former un comité de vigilance, dans les délais et selon la façon prévue au premier et au deuxième alinéa de l'article 72 ou de s'assurer du fonctionnement de ce comité, dans le cas prévu au cinquième alinéa de cet article;

3° de combler toute vacance au sein du comité de vigilance suivant les modalités visées au quatrième alinéa de l'article 72;

4° d'informer le comité de vigilance de toute situation visée au premier alinéa de l'article 77 ou de fournir ou de rendre disponible au comité, dans des délais utiles, tous les documents ou renseignements prescrits par le deuxième alinéa de cet article;

5° d'assumer les coûts de fonctionnement du comité de vigilance, conformément à l'article 78;

6° de pourvoir l'entrée d'un lieu d'enfouissement définitivement fermé d'une affiche conforme aux prescriptions de l'article 82 ou du troisième alinéa de l'article 96, selon le cas.

D. 666-2013, a. 3; D. 868-2020, a. 49.

© Éditeur officiel du Québec

149.2. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 350 $ dans le cas d'une personne physique ou de 1 500 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut:

1° de respecter les conditions d'accessibilité prescrites par l'article 29 ou 33;

2° d'obtenir les rapports visés par le deuxième alinéa de l'article 36 ou de transmettre ceux-ci au ministre, conformément à cet alinéa;

3° de consigner dans un registre d'exploitation les renseignements prescrits par le premier alinéa de l'article 39, par le quatrième alinéa de l'article 40.1 ou par le deuxième alinéa de l'article 139;

4° de conserver le registre visé par l'article 39 et ses annexes ou de les tenir à la disposition du ministre, durant les délais et selon les conditions prévus par le deuxième alinéa de l'article 39;

5° de consigner les résultats visés par le quatrième alinéa de l'article 42 ou 105 dans le rapport annuel prévu à l'article 52;

6° de pourvoir l'entrée d'un lieu d'enfouissement d'une barrière ou de tout autre dispositif conforme aux prescriptions du paragraphe 2 de l'article 45;

7° de préparer un rapport annuel qui contient les données, les documents ou les renseignements prévus aux paragraphes 1 à 8 du premier alinéa de l'article 52 ou de respecter les délais et conditions de transmission de ce rapport, prévus au deuxième alinéa de cet l'article;

8° de conserver les rapports d'analyse visés par le troisième alinéa de l'article 70 durant le délai qui y est prévu;

9° de transmettre au ministre les résultats visés par le premier ou le troisième alinéa de l'article 71, conformément aux délais et conditions de transmission qui y sont prévus;

10° d'aviser sans délai le ministre de la date à laquelle il entame la fermeture d'un lieu d'enfouissement, conformément à l'article 80;

11° de faire préparer ou de transmettre au ministre, dans le délai prévu par l'article 81, l'état de fermeture qui y est visé et qui contient les éléments prescrits par les paragraphes 1 à 3 du premier alinéa ou par le deuxième alinéa de cet article;

12° d'aviser le ministre par écrit de la date à compter de laquelle le lieu d'enfouissement est définitivement fermé, conformément au troisième alinéa de l'article 81;

13° *(paragraphe remplacé);*

14° *(paragraphe remplacé);*

15° *(paragraphe remplacé).*

D. 666-2013, a. 3; D. 868-2020, a. 50.

149.3. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 500 $ dans le cas d'une personne physique ou de 2 500 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut:

1° de recevoir, dans un lieu d'enfouissement technique, les matières résiduelles admissibles générées sur les territoires visés par les paragraphes 1 à 4 de l'article 10 ou les viandes non comestibles visées par l'article 11;

2° de respecter les conditions prévues à l'article 17 relativement à l'intégration d'un lieu d'enfouissement technique au paysage environnant;

© Éditeur officiel du Québec

3° d'aménager une zone tampon conforme aux prescriptions du premier ou du deuxième alinéa de l'article 18 ou de respecter les restrictions d'activités dans une telle zone, conformément au troisième alinéa de cet article;

4° de respecter les conditions prévues à l'article 19 ou 30 relativement à l'aménagement d'un lieu d'enfouissement;

5° de munir d'un système de captage des eaux souterraines les zones ou les composantes visées au premier alinéa de l'article 31, dans les cas qui y sont prévus;

6° de s'assurer qu'un système de captage des eaux souterraines visé au premier alinéa de l'article 31 satisfait aux conditions prévues par le deuxième ou le troisième alinéa de cet article, ou qu'il ne soit interrompu que dans le cas prévu au quatrième alinéa de cet article;

7° de vérifier l'admissibilité des matières résiduelles dans un lieu d'élimination, conformément à l'article 37;

8° de peser les matières résiduelles admises dans un lieu d'élimination ou d'effectuer un contrôle radiologique, dès la réception de ces matières et de la façon prescrite au premier alinéa de l'article 38;

9° de respecter les conditions d'installation, d'utilisation ou d'entretien des appareils visés au deuxième alinéa de l'article 38, prévues à cet alinéa;

10° *(paragraphe abrogé);*

11° de vérifier l'admissibilité des sols visés à l'article 40.1 en faisant prélever et analyser les échantillons visés au premier ou au deuxième alinéa de cet article, selon les conditions prévues à cet article;

12° de respecter les conditions relatives à la mise en place ou au recouvrement des matières résiduelles prévues au premier ou au deuxième alinéa de l'article 41;

13° de respecter les conditions prévues par le premier, le deuxième, le troisième ou le cinquième alinéa de l'article 42 relativement aux sols ou aux autres matériaux pouvant être utilisés pour le recouvrement des matières résiduelles;

14° de faire les vérifications périodiques prescrites par le quatrième alinéa de l'article 42, selon la fréquence et les conditions qui y sont prévues;

14.1° de respecter les conditions prévues à l'article 42.1 relativement aux matériaux utilisés pour la construction de chemins d'accès dans les zones de dépôts de matières résiduelles;

15° d'enfouir les matières résiduelles dans les zones prescrites par l'article 43;

16° de respecter les conditions de visibilité prévues par l'article 46 quant aux opérations d'enfouissement de matières résiduelles;

17° de prendre les mesures prescrites par le premier alinéa de l'article 48 afin de limiter l'envol ou l'éparpillement des matières résiduelles qui y sont visées;

18° de procéder au nettoyage prescrit par le deuxième alinéa de l'article 48, dans le cas et selon les conditions qui y sont prévus;

19° de prendre les mesures nécessaires pour prévenir ou supprimer toute invasion d'animaux nuisibles, conformément à l'article 49;

© Éditeur officiel du Québec

20° de procéder au recouvrement final des matières résiduelles enfouies dans les cas prévus au premier alinéa de l'article 50 et conformément aux prescriptions des alinéas deuxième, troisième, quatrième, cinquième et sixième de cet article;

21° de respecter les conditions prévues par le premier ou le deuxième alinéa de l'article 51 relativement à la végétalisation ou à la réparation du recouvrement final d'un lieu d'enfouissement technique;

22° de respecter les conditions prévues par l'article 56 permettant l'infiltration de lixiviats ou d'eaux dans des zones de dépôts de matières résiduelles;

23° de mesurer le niveau piézométrique des eaux souterraines dans le cas prévu par le deuxième alinéa de l'article 66;

24° de mesurer en continu le débit des biogaz pendant la période de fonctionnement d'un système de captage des biogaz visé à l'article 68 ou d'enregistrer les résultats, conformément au premier alinéa de cet article;

25° de mesurer ou de faire mesurer, à tous les 3 mois, les concentrations prescrites par le paragraphe 1 du premier alinéa de l'article 68;

26° de respecter les conditions prévues par le premier ou le deuxième alinéa de l'article 69 relativement aux échantillons qui y sont visés;

27° de transmettre à un laboratoire accrédité par le ministre ou satisfaisant à la norme mentionnée au deuxième alinéa de l'article 70, pour fins d'analyse, les échantillons prélevés en application du présent règlement, conformément à cet article;

28° de donner libre accès aux membres du comité de vigilance au lieu d'enfouissement ou à tout équipement ou installation qui s'y trouve, conformément à l'article 79;

29° de respecter les conditions prévues aux paragraphes 1, 3 ou 4 de l'article 90 relativement à un lieu d'enfouissement en tranchée;

30° de respecter les conditions prévues au premier, au deuxième, au troisième ou au quatrième alinéa de l'article 91 relativement au recouvrement final d'un lieu d'enfouissement en tranchée;

31° de respecter les conditions prévues au premier ou au deuxième alinéa de l'article 92 en cas de fermeture temporaire de tout ou partie d'un lieu d'enfouissement en tranchée pour une période de 3 mois ou plus;

32° d'entourer un lieu d'enfouissement en milieu nordique d'une clôture ou de tout autre dispositif conforme aux prescriptions des paragraphes 1 à 3 du premier alinéa ou d'une zone pare-feu conforme aux prescriptions du deuxième alinéa de l'article 96;

33° de respecter les conditions prévues par le deuxième ou le troisième alinéa de l'article 97 relativement aux matériaux enlevés ou aux boues d'un lieu d'enfouissement en milieu nordique;

34° de pourvoir un lieu d'enfouissement en milieu nordique d'un système de captage des eaux superficielles ou d'évacuer les eaux captées hors du lieu, conformément à l'article 98;

35° de brûler les matières résiduelles combustibles visées par le premier alinéa de l'article 99, selon la fréquence et les conditions qui y sont prévues;

36° de respecter les concentrations de contaminants prescrites par le troisième alinéa de l'article 99 ou le deuxième alinéa de l'article 100 relativement au sol utilisé pour le recouvrement final des matières résiduelles;

© Éditeur officiel du Québec

37° de respecter les conditions prévues au premier alinéa de l'article 100 en cas de fermeture ou de non-utilisation d'un lieu d'enfouissement en milieu nordique pour une période de 6 mois ou plus;

38° de respecter les conditions prévues au paragraphe 1 du deuxième alinéa de l'article 105 relativement à un lieu d'enfouissement de débris de construction ou de démolition;

39° de respecter les concentrations de contaminants prescrites par le troisième alinéa de l'article 105 ou 106 relativement au sol utilisé pour le recouvrement final des débris de construction ou de démolition;

40° de faire les vérifications périodiques prescrites par le quatrième alinéa de l'article 105, selon la fréquence et les conditions qui y sont prévues;

41° de respecter les conditions prévues au premier, au troisième, au quatrième ou au cinquième alinéa de l'article 106 relativement au recouvrement final d'un lieu d'enfouissement de débris de construction ou de démolition;

42° de respecter l'interdiction de rehaussement de la surface du sol prévue au deuxième alinéa de l'article 106;

43° de respecter les conditions prévues par le premier alinéa de l'article 117 relativement au recouvrement des matières résiduelles déposées dans un lieu d'enfouissement en territoire isolé;

44° de respecter les conditions d'élimination prévues à l'article 118 relativement aux boues qui y sont visées;

45° de respecter, selon le cas applicable, les conditions prévues au premier ou au deuxième alinéa de l'article 120 en cas de fermeture ou de non-utilisation d'un lieu d'enfouissement en territoire isolé;

46° de pourvoir une installation d'incinération visée par le premier alinéa de l'article 124 d'une aire de manutention ou d'une fosse conformes aux prescriptions du premier ou du deuxième alinéa de cet article ou de nettoyer l'aire de manutention conformément au troisième alinéa de cet article;

47° de respecter les conditions prévues au quatrième alinéa de l'article 124 relativement à l'entreposage ou au stationnement à l'extérieur d'une installation d'incinération;

48° *(paragraphe abrogé);*

49° *(paragraphe abrogé);*

50° *(paragraphe abrogé);*

51° *(paragraphe abrogé);*

52° de respecter les conditions prévues par le premier alinéa de l'article 138 relativement au déchargement ou au rechargement des matières résiduelles dans un centre de transfert, au stockage ou au stationnement à l'extérieur d'un tel centre;

53° de respecter les conditions prévues par le deuxième alinéa de l'article 138 en cas de cessation, pour une période supérieure à 12 heures, des activités de transbordement de matières résiduelles;

54° de respecter les volumes maximaux de matières résiduelles pouvant être stockés dans un centre de transfert, dans les cas et selon les conditions qui sont prévus à l'article 139.3;

55° de constituer une garantie dont le montant est établi par l'article 140, dans les cas et selon les conditions qui y sont prévus;

© Éditeur officiel du Québec

56° de soumettre au ministre un renouvellement d'une garantie ou une autre garantie dans les cas visés par l'article 143, selon le délai et les conditions qui sont prévus à cet article;

57° de respecter les conditions prévues par le deuxième alinéa de l'article 159 relativement à la surélévation des couches de matières résiduelles;

58° de respecter les conditions prévues aux premier et deuxième alinéas de l'article 164.1 relativement aux matières résiduelles qui se trouvent dans un lieu visé à cet article.

D. 666-2013, a. 3; D. 868-2020, a. 51.

149.4. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 750 $ dans le cas d'une personne physique ou de 3 500 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut:

1° de respecter les conditions prévues au premier alinéa de l'article 9 relativement à l'enfouissement de cendres volantes ou de résidus qui en contiennent;

2° d'aménager un lieu d'enfouissement technique sur un terrain qui respecte les conditions, notamment les conditions d'aménagement, prescrites par l'article 20, par le premier alinéa de l'article 21 ou par l'article 22;

3° de s'assurer qu'une excavation effectuée dans une zone visée par le deuxième alinéa de l'article 21 respecte les conditions qui y sont prévues;

4° de respecter les conditions prévues à l'article 23 relativement au système d'imperméabilisation qui y est visé ou au niveau des eaux souterraines;

5° de respecter les conditions prévues à l'article 24 quant à l'aménagement d'un lieu d'enfouissement technique dans une carrière ou dans une mine;

5.1° de respecter les conditions prévues à l'article 24.1 relativement à l'aménagement d'une plate-forme de stockage de sols contaminés ou d'autres matières résiduelles destinés à servir de matériau de recouvrement;

6° de pourvoir un lieu d'enfouissement technique d'un système de captage conforme aux prescriptions du premier ou du troisième alinéa de l'article 25 ou d'un autre système, dans le cas et aux conditions prévus par le deuxième alinéa de cet article;

7° de munir un lieu d'enfouissement technique visé à l'article 26 d'un second système de captage conforme aux prescriptions de cet article;

8° de respecter les conditions de conception ou d'installation des systèmes de captage des lixiviats prévues à l'article 27;

9° de s'assurer de l'étanchéité de toutes les composantes d'un système visé au premier alinéa de l'article 28 et de sa protection adéquate, conformément à cet article;

10° de pourvoir un lieu d'enfouissement technique visé au premier ou au deuxième alinéa de l'article 32 d'un système de captage des biogaz conforme aux prescriptions de cet article;

11° d'éliminer les biogaz captés dans les lieux d'enfouissement visés au deuxième alinéa de l'article 32 au moyen d'équipements conformes aux prescriptions du troisième ou du quatrième alinéa de cet article;

12° de respecter les conditions prévues au premier ou au deuxième alinéa de l'article 34 relativement aux matériaux ou à l'aménagement des systèmes qui sont visés à cet article;

© Éditeur officiel du Québec

13° de faire vérifier les matériaux et les équipements visés à l'article 35 conformément aux prescriptions de cet article;

14° de faire surveiller les travaux visés par le premier alinéa de l'article 36 par des tiers experts, conformément à ce qui y est prévu;

15° de respecter les conditions prévues par le quatrième ou le cinquième alinéa de l'article 41 relativement au recouvrement ou à l'enfouissement des matières résiduelles qui y sont visées;

16° de respecter les conditions prévues par le sixième alinéa de l'article 42 relativement au stockage, dans un lieu d'enfouissement technique, des sols contaminés ou des autres matières résiduelles qui y sont visés;

17° de maintenir, à tout moment, en bon état de fonctionnement les systèmes visés à l'article 44 ou de contrôler, d'entretenir ou de nettoyer ces systèmes conformément aux prescriptions de cet article;

18° de s'assurer que les systèmes visés à l'article 44 fonctionnent de manière à garantir le respect des exigences de l'article 27;

19° de respecter les modalités prévues au premier, au deuxième ou au troisième alinéa de l'article 61 quant au fonctionnement des systèmes et des équipements qui y sont visés;

20° de s'assurer que les concentrations d'azote ou d'oxygène prescrites par le premier alinéa de l'article 62 sont respectées, dans les cas et selon les conditions qui y sont prévus;

21° de respecter les conditions prévues au troisième alinéa de l'article 62 relativement à l'interruption du dispositif d'aspiration des biogaz qui y est visé;

22° de prélever ou de faire prélever ou de faire analyser les échantillons prescrits par l'article 63, selon la fréquence et les conditions prévues aux alinéas premier, deuxième, troisième, quatrième et cinquième de cet article;

23° de mesurer les débits des lixiviats ou des rejets visés au sixième alinéa de l'article 63, selon les conditions qui y sont prévues;

24° de vérifier ou de faire vérifier l'étanchéité des conduites ou composantes visées par le premier ou le deuxième alinéa de l'article 64, selon la fréquence et les conditions qui y sont prévues;

25° de mettre en place le nombre requis de puits ou de systèmes de puits d'observation prescrits par l'article 65, dans les cas et selon les conditions qui y sont prévus;

26° de prélever ou de faire prélever ou de faire analyser les échantillons prescrits par le premier alinéa de l'article 66, selon la fréquence et les conditions prévues au premier, au troisième ou, dans le cas qui y est prévu, au cinquième alinéa de cet article;

27° de mesurer ou de faire mesurer la concentration de méthane, selon la fréquence et les conditions prévues à l'article 67;

28° de mesurer ou de faire mesurer la concentration de méthane selon les fréquences et les conditions prévues au paragraphe 2 ou 3 du premier alinéa de l'article 68, dans les cas qui y sont visés;

29° de mesurer en continu la température de destruction ou le débit des biogaz visés au premier ou au deuxième alinéa l'article 68 ou de vérifier l'efficacité de destruction des composés organiques autres que le méthane, dans les cas et selon les conditions qui sont prévus au deuxième alinéa de cet article;

30° de fermer définitivement un lieu d'enfouissement dans les cas et selon les conditions prévus à l'article 80;

© Éditeur officiel du Québec

31° de recouvrir, dès leur déchargement, les matières résiduelles visées au paragraphe 2 de l'article 90 ou au deuxième alinéa de l'article 99 ou 117 d'autres matières ou de sols, dans les cas prévus à ces articles;

32° de recouvrir, dès leur déchargement, les enrobés bitumineux visés au paragraphe 2 du deuxième alinéa de l'article 105 d'autres matières;

33° de pourvoir un lieu d'enfouissement de débris de construction ou de démolition d'un système visé à l'article 107 et de faire fonctionner un tel système à la date prévue au deuxième alinéa de cet article;

34° de respecter les conditions prévues à l'article 108 relativement au profil final d'un lieu d'enfouissement de débris de construction ou de démolition dont le remplissage est terminé;

35° de respecter les conditions prévues par l'article 119 relativement au recouvrement final d'un lieu d'enfouissement en territoire isolé;

36° de respecter les conditions prévues par le premier alinéa de l'article 125 relativement à l'aménagement d'une installation d'incinération visée par cet article;

37° *(paragraphe abrogé).*

D. 666-2013, a. 3; D. 868-2020, a. 52.

149.5. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 1 000 $ dans le cas d'une personne physique ou de 5 000 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque:

1° enfouie des matières résiduelles visées par le premier alinéa de l'article 6 ailleurs que sur un lieu autorisé, tel que prévu à cet article;

2° ne respecte pas les conditions et restrictions d'aménagement prévues à l'article 13, 14, 15 ou 16 relativement à un lieu d'enfouissement;

2.1° mélange les sols visés à l'article 40.2 ailleurs qu'au lieu d'enfouissement technique;

2.2° fait défaut de réaliser une caractérisation du lieu d'enfouissement technique, dans le cas et aux conditions prévus au premier alinéa de l'article 48.1;

3° fait défaut de communiquer au ministre les informations prévues au deuxième alinéa de l'article 71, dans le cas qui y est prévu;

4° établit un lieu d'enfouissement en tranchée sur un territoire autre qu'un de ceux prévus à l'article 87 ou ne respecte pas les conditions prévues à l'article 86 quant à l'établissement d'un tel lieu sur un de ces territoires;

5° ne respecte pas les conditions prévues à l'article 88 relativement à l'aménagement d'un lieu d'enfouissement en tranchée ou à l'abaissement du niveau des eaux souterraines;

6° ne respecte pas les conditions permettant l'établissement d'un lieu d'enfouissement en milieu nordique prévues à l'article 94 ou les conditions relatives à l'aménagement d'un tel lieu prévues à l'article 95;

7° ne respecte pas les conditions prévues par le premier alinéa de l'article 97 relativement au fond des zones de dépôt d'un lieu d'enfouissement en milieu nordique ou à l'abaissement du niveau des eaux souterraines;

8° *(paragraphe abrogé);*

9° ne respecte pas les conditions prévues au deuxième alinéa de l'article 104 relativement à l'aménagement d'un lieu d'enfouissement de débris de construction ou de démolition;

© Éditeur officiel du Québec

10° établit un lieu d'enfouissement en territoire isolé sur un territoire autre qu'un de ceux prévus à l'article 112 ou ne respecte pas les conditions prévues à l'article 111 ou 114 quant à l'établissement ou à l'aménagement d'un tel lieu sur un de ces territoires;

11° reçoit, dans un lieu d'enfouissement en territoire isolé, des matières résiduelles interdites en application de l'article 113;

12° ne respecte pas les conditions prévues par l'article 116 relativement au fond des zones de dépôt d'un lieu d'enfouissement en territoire isolé ou à l'abaissement du niveau des eaux souterraines;

13° exploite un centre de transfert visé par le premier alinéa de l'article 139.1 alors qu'il n'est pas autorisé à le faire en application de cet article;

14° ne respecte pas la restriction prévue au quatrième alinéa de l'article 139.2 quant au nombre de centres de transfert de faible capacité pouvant être établi sur un territoire qui y est visé;

15° établit ou agrandit un lieu d'enfouissement visé à l'article 145 sans respecter les conditions qui y sont prévues;

16° ne respecte pas les conditions prévues au deuxième, au troisième ou au cinquième alinéa de l'article 161 relativement à l'admission à l'enfouissement, dans les lieux qui y sont visés, de matières résiduelles ou de matériaux qui y sont visés.

D. 666-2013, a. 3; D. 868-2020, a. 53; D. 1463-2022, a. 7.

149.6. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 1 500 $ dans le cas d'une personne physique ou de 7 500 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque:

1° élimine, dans un lieu d'enfouissement visé à l'article 4, des matières, des objets ou des substances visées par l'un ou l'autre des paragraphes 1 ou 3 à 12 de cet article;

2° enfouit des matières résiduelles énumérées à l'article 8 dans un lieu autre qu'un lieu d'enfouissement, en contravention avec cet article;

3° brûle ou tolère que soient brûlées des matières résiduelles dans un lieu d'enfouissement technique, en contravention avec l'article 47;

4° rejette des lixiviats ou des eaux en cuvée, en contravention avec le troisième alinéa de l'article 53;

5° dilue, avant leur rejet à l'environnement, des lixiviats ou des eaux visés à l'article 55, en contravention avec cet article;

6° établit ou agrandit un lieu d'enfouissement de débris de construction ou de démolition, en contravention avec l'article 102;

7° élimine, dans un lieu d'enfouissement de débris de construction ou de démolition, des matières autres que des débris au sens de l'article 101, en contravention avec l'article 103;

8° brûle ou tolère que soient brûlées des matières résiduelles dans un lieu d'enfouissement en territoire isolé, en contravention avec l'article 115;

9° élimine, dans une installation d'incinération visée au premier alinéa de l'article 123, des matières, des objets ou des substances énumérés à l'article 4;

10° admet dans un centre de transfert des matières autres que celles permises en application de l'article 137;

© Éditeur officiel du Québec

11° reçoit des matières résiduelles après la date prévue au premier alinéa de l'article 159 pour les zones de dépôt visées à cet article;

12° fait défaut de fermer définitivement un lieu visé par le quatrième alinéa de l'article 161, ou la zone de dépôt ou la tranchée d'un tel lieu, alors qu'il est prescrit de le faire par cet alinéa.

D. 666-2013, a. 3; D. 868-2020, a. 54.

149.7. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 2 000 $ dans le cas d'une personne physique ou de 10 000 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque:

1° élimine, dans un lieu d'enfouissement visé à l'article 4, des matières dangereuses ou des produits résultant du traitement de telles matières par un procédé de stabilisation, de fixation ou de solidification, en contravention avec le paragraphe 2 de cet article;

2° fait défaut de prendre les mesures prescrites par le premier alinéa de l'article 48 afin de limiter l'émission d'odeurs qui causent des nuisances olfactives au-delà des limites du lieu d'enfouissement technique;

3° émet dans l'atmosphère des poussières visibles à plus de 2 m de la source d'émission, en contravention avec le premier alinéa de l'article 48;

4° rejette dans l'environnement des lixiviats ou des eaux visés par le premier alinéa de l'article 53 qui ne respectent pas les valeurs limites qui y sont prescrites ou celles qui ont été fixées par le ministre en application du deuxième alinéa de cet article;

5° fait défaut de s'assurer que la qualité des eaux superficielles visées au deuxième alinéa de l'article 54 ne fasse l'objet d'aucune détérioration, dans le cas qui y est prévu;

6° fait défaut de s'assurer que les eaux souterraines visées au premier alinéa de l'article 57 respectent, lorsqu'elles parviennent aux puits d'observation qui y sont visés, les valeurs limites prescrites ou celles qui ont été fixées par le ministre en application du deuxième alinéa de cet article;

7° fait défaut de s'assurer que la qualité des eaux souterraines visées au deuxième alinéa de l'article 58 ne fasse l'objet d'aucune détérioration, dans le cas qui y est prévu;

8° fait défaut de s'assurer que la concentration visée à l'article 60 ou au deuxième alinéa de l'article 62 respecte les valeurs qui y sont prévues;

9° *(paragraphe abrogé);*

10° *(paragraphe abrogé).*

D. 666-2013, a. 3; D. 868-2020, a. 55.

CHAPITRE VII

SANCTIONS PÉNALES

D. 451-2005, c. VII; D. 666-2013, a. 4.

150. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 1 000 $ à 100 000 $ ou, dans les autres cas, d'une amende de 3 000 $ à 600 000 $, quiconque contrevient au paragraphe 1 de l'article 45, au deuxième alinéa de l'article 48.1, à l'article 72, 77, 78 ou 82 ou au troisième alinéa de l'article 96.

D. 451-2005, a. 150; D. 451-2011, a. 39; D. 666-2013, a. 5; D. 868-2020, a. 56.

© Éditeur officiel du Québec

151. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 2 000 $ à 100 000 $ ou, dans les autres cas, d'une amende de 6 000 $ à 600 000 $, quiconque contrevient à l'article 29 ou 33, au deuxième alinéa de l'article 36 ou 39, au paragraphe 2 de l'article 45, à l'article 52 ou 70, au premier ou au troisième alinéa de l'article 71 ou à l'article 81.

Commet également une infraction et est passible des mêmes montants d'amende, quiconque fait défaut:

1° de consigner dans un registre d'exploitation les renseignements prescrits par le premier alinéa de l'article 39, par le quatrième alinéa de l'article 40.1 ou par le deuxième alinéa de l'article 139;

2° de consigner les résultats visés par le quatrième alinéa de l'article 42 ou 105 dans le rapport annuel prévu à l'article 52;

3° d'aviser sans délai le ministre de la date à laquelle il entame la fermeture d'un lieu d'enfouissement technique, conformément à l'article 80;

4° *(paragraphe abrogé).*

D. 451-2005, a. 151; D. 451-2011, a. 40; D. 666-2013, a. 5; D. 868-2020, a. 57.

152. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 2 500 $ à 250 000 $ ou, dans les autres cas, d'une amende de 7 500 $ à 1 500 000 $, quiconque contrevient à l'article 10, 11, 17, 18, 19, 30, 31, 37 ou 38, au premier ou au deuxième alinéa de l'article 40.1, au premier ou au deuxième alinéa de l'article 41, au premier, au deuxième, au troisième ou au cinquième alinéa de l'article 42, à l'article 42.1, 43 ou 46, au deuxième alinéa de l'article 48, à l'article 49, 50, 51 ou 56, au deuxième alinéa de l'article 66, à l'introduction ou au paragraphe 1 du premier alinéa de l'article 68, à l'article 69, au premier ou au deuxième alinéa de l'article 70, à l'article 79, aux paragraphe 1, 3 ou 4 de l'article 90, au premier, au deuxième, au troisième ou au quatrième alinéa de l'article 91, à l'article 92, au premier ou au deuxième alinéa de l'article 96, au deuxième ou au troisième alinéa de l'article 97, à l'article 98, au premier ou au troisième alinéa de l'article 99, à l'article 100, au paragraphe 1 du deuxième alinéa ou au troisième alinéa de l'article 105, au premier, au deuxième, au troisième, au quatrième ou au cinquième alinéa de l'article 106, au premier alinéa de l'article 117, à l'article 118, 120, 124, 138, 139.3, 140 ou 143, au deuxième alinéa de l'article 159 ou à l'article 164.1.

Commet également une infraction et est passible des mêmes montants d'amende, quiconque fait défaut:

1° *(paragraphe abrogé);*

2° de faire les vérifications périodiques prescrites par le quatrième alinéa de l'article 42 ou 105, selon la fréquence et les conditions qui y sont prévues;

3° de prendre les mesures prescrites par le premier alinéa de l'article 48 afin de limiter l'envol ou l'éparpillement des matières résiduelles qui y sont visées.

D. 451-2005, a. 152; D. 451-2011, a. 41; D. 666-2013, a. 5; D. 868-2020, a. 58.

153. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 4 000 $ à 250 000 $ ou, dans les autres cas, d'une amende de 12 000 $ à 1 500 000 $, quiconque contrevient au premier alinéa de l'article 9, à l'un ou l'autre des articles 20 à 28, 32, 34 ou 35, au premier alinéa de l'article 36, au quatrième ou au cinquième alinéa de l'article 41, au sixième alinéa de l'article 42, à l'article 44 ou 61, au premier ou au troisième alinéa de l'article 62, à l'article 63, 64 ou 65, au premier, au troisième ou au cinquième alinéa de l'article 66, à l'article 67, au paragraphe 2 ou 3 du premier alinéa ou au deuxième alinéa de l'article 68, au paragraphe 2 de l'article 90, au deuxième alinéa de l'article 99, au paragraphe 2 du deuxième alinéa de l'article 105, à l'article 107 ou 108, au deuxième alinéa de l'article 117 ou à l'article 119 ou 125.

© Éditeur officiel du Québec

Commet également une infraction et est passible des mêmes montants d'amende quiconque fait défaut de fermer définitivement un lieu d'enfouissement technique dans les cas et selon les conditions prévus à l'article 80.

D. 451-2005, a. 153; D. 666-2013, a. 5; D. 868-2020, a. 59.

154. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 5 000 $ à 500 000 $ ou, malgré l'article 231 du Code de procédure pénale (chapitre C-25.1), d'une peine d'emprisonnement maximale de 18 mois, ou des deux à la fois, ou, dans les autres cas, d'une amende de 15 000 $ à 3 000 000 $, quiconque contrevient au premier alinéa de l'article 6, à l'article 13, 14, 15, 16 ou 40.2, au premier alinéa de l'article 48.1, au deuxième alinéa de l'article 71, au premier alinéa de l'article 86, à l'article 87 ou 88, au premier alinéa de l'article 94, 95 ou 97, au deuxième alinéa de l'article 104, au premier alinéa de l'article 111, à l'article 112, 113, 114 ou 116, au premier alinéa de l'article 139.1, au quatrième alinéa de l'article 139.2, à l'article 145 ou au deuxième, au troisième ou au cinquième alinéa de l'article 161.

D. 451-2005, a. 154; D. 666-2013, a. 5; D. 868-2020, a. 60; D. 1463-2022, a. 8.

154.1. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 8 000 $ à 500 000 $ ou, malgré l'article 231 du Code de procédure pénale (chapitre C-25.1), d'une peine d'emprisonnement maximale de 18 mois, ou des deux à la fois, ou, dans les autres cas, d'une amende de 24 000 $ à 3 000 000 $, quiconque contrevient à l'un ou l'autre des paragraphes 1 ou 3 à 12 de l'article 4, 8 ou 47, au troisième alinéa de l'article 53, à l'article 55, 102, 103 ou 115, au premier alinéa de l'article 123, à l'article 137, au premier alinéa de l'article 159 ou au quatrième alinéa de l'article 161.

D. 666-2013, a. 5; D. 868-2020, a. 61.

154.2. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 10 000 $ à 1 000 000 $ ou, malgré l'article 231 du Code de procédure pénale (chapitre C-25.1), d'une peine d'emprisonnement maximale de 3 ans, ou des deux à la fois, ou, dans les autres cas, d'une amende de 30 000 $ à 6 000 000 $, quiconque contrevient au paragraphe 2 de l'article 4, au premier ou au deuxième alinéa de l'article 53, au deuxième alinéa de l'article 54, à l'article 57, au deuxième alinéa de l'article 58, à l'article 60 ou au deuxième alinéa de l'article 62.

Commet également une infraction et est passible des mêmes peines, quiconque:

1° fait défaut de prendre les mesures prescrites par le premier alinéa de l'article 48 afin de limiter l'émission d'odeurs qui causent des nuisances olfactives au-delà des limites du lieu d'enfouissement technique;

2° émet dans l'atmosphère des poussières visibles à plus de 2 m de la source d'émission, en contravention avec le premier alinéa de l'article 48.

D. 666-2013, a. 5; D. 868-2020, a. 62.

154.3. Quiconque contrevient à toute autre obligation imposée par le présent règlement commet également une infraction et est passible, dans le cas où aucune autre peine n'est prévue par le présent chapitre ou par la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2), d'une amende de 1 000 $ à 100 000 $ dans le cas d'une personne physique, ou, dans les autres cas, d'une amende de 3 000 $ à 600 000 $.

D. 666-2013, a. 5.

CHAPITRE VIII

DISPOSITIONS TRANSITOIRES, MODIFICATIVES ET DIVERSES

155. *(Abrogé).*

D. 451-2005, a. 155; D. 451-2011, a. 42; D. 868-2020, a. 63.

© Éditeur officiel du Québec

155.1. Les articles 64.2 à 64.12 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2) relatifs à la fixation des prix par l'exploitant d'une installation d'élimination de matières résiduelles s'appliquent aux lieux d'enfouissement technique régis par la section 2 du chapitre II du présent règlement, à l'exception de ceux dont l'usage est réservé exclusivement à un établissement industriel, commercial ou autre.

D. 451-2011, a. 43; D. 868-2020, a. 64.

156. Le présent règlement remplace le Règlement sur les déchets solides (chapitre Q-2, r. 13), sauf dans la mesure où ce dernier continue de s'appliquer ainsi qu'il est prévu dans les dispositions qui suivent.

D. 451-2005, a. 156.

157. Pour la période de 3 ans qui suit le 19 janvier 2006, les lieux d'enfouissement sanitaire, les dépôts en tranchée de déchets solides et les dépôts de matériaux secs régis par le Règlement sur les déchets solides (chapitre Q-2, r. 13) et qui sont en exploitation à cette date continuent d'être régis par les dispositions du Règlement sur les déchets solides et celles des certificats d'autorisation ou de conformité délivrés avant cette même date, réserve faite de l'article 159 et de ce qui suit:

1° les dispositions des articles 10 à 12 relatives à l'obligation de recevoir des matières résiduelles s'appliquent, compte tenu des adaptations nécessaires, à ces lieux d'enfouissement sanitaire dès le 19 janvier 2006;

2° les dispositions des articles 39 et 40 relatives au registre d'exploitation s'appliquent, compte tenu des adaptations nécessaires, à ces lieux d'enfouissement sanitaire et à ces dépôts de matériaux secs dès le 19 janvier 2006;

3° le recouvrement journalier et le recouvrement final des matières résiduelles déposées dans les zones de dépôt de ces lieux d'enfouissement sanitaire peuvent être effectués avec des matériaux différents de ceux prescrits par le Règlement sur les déchets solides à condition de satisfaire aux exigences des articles 32, premier alinéa, 42 et 50, qui s'appliquent compte tenu des adaptations nécessaires; toutefois, le recouvrement journalier de ces matières résiduelles doit s'effectuer conformément aux dispositions de l'article 41 dès le 19 janvier 2006;

4° les dispositions de l'article 47 relatives à l'interdiction de brûlage des matières résiduelles s'appliquent, compte tenu des adaptations nécessaires, à ces dépôts en tranchée de déchets solides dès le 19 janvier 2006;

5° les dispositions des paragraphes 1 et 2 du premier alinéa et du deuxième alinéa de l'article 52 relatives au rapport annuel s'appliquent, compte tenu des adaptations nécessaires, à ces lieux d'enfouissement sanitaire et à ces dépôts de matériaux secs dès le 19 janvier 2006;

6° les dispositions des articles 80 à 82 relatives à la fermeture s'appliquent, compte tenu des adaptations nécessaires, à ces lieux d'enfouissement sanitaire, à ces dépôts en tranchée de déchets solides et à ces dépôts de matériaux secs dès le 19 janvier 2006;

7° à compter du 19 janvier 2006, seuls des débris de construction ou de démolition au sens de l'article 101 peuvent être enfouis dans ces dépôts de matériaux secs; en outre, l'interdiction d'agrandissement prévue à l'article 102 s'applique à ces dépôts de matériaux secs dès le 19 janvier 2006, exception faite des cas prévus au second alinéa de cet article. Enfin, le recouvrement des matières résiduelles déposées dans les zones de dépôt de ces dépôts de matériaux secs peuvent être effectués avec des matériaux différents de ceux prescrits par le Règlement sur les déchets solides à condition de satisfaire aux exigences, selon le cas, des articles 105, deuxième et troisième alinéas, 106 et 107, qui s'appliquent compte tenu des adaptations nécessaires;

8° à compter du 19 janvier 2006, l'agrandissement de ces lieux d'enfouissement sanitaire et de ces dépôts en tranchée de déchets solides est assimilé à un projet d'établissement d'un lieu d'enfouissement technique ou d'un lieu d'enfouissement en tranchée, selon le cas, qui est régi par les dispositions de ce règlement. Aux fins

© Éditeur officiel du Québec

du présent paragraphe, l'agrandissement comprend toute modification ayant pour effet d'augmenter la capacité d'enfouissement d'un lieu;

9° les dispositions du chapitre V relatives à la constitution d'une garantie qui s'appliquent aux lieux d'enfouissement technique, aux lieux d'enfouissement en tranchée et aux lieux d'enfouissement de débris de construction ou de démolition sont respectivement rendues applicables, compte tenu des adaptations nécessaires, à ces lieux d'enfouissement sanitaire, à ces dépôts en tranchée de déchets solides et à ces dépôts de matériaux secs à compter du sixième mois qui suit celui le 19 janvier 2006.

D. 451-2005, a. 157; D. 451-2011, a. 44.

158. L'exploitant d'un lieu d'enfouissement visé à l'article 157 doit, au plus tard à la fin du trentième mois qui suit le 19 janvier 2006, transmettre au ministre un avis écrit l'informant de son intention:

1° soit de cesser définitivement l'exploitation de ce lieu au plus tard à la date d'expiration de la période de 3 ans prévue par cet article;

2° soit de poursuivre l'exploitation de ce lieu au-delà de cette période.

S'il choisit de poursuivre l'exploitation, l'avis doit être accompagné du rapport d'un tiers expert établissant que les zones de dépôt ou les tranchées où seront enfouies des matières résiduelles après l'expiration de cette période de 3 ans sont conformes aux dispositions du présent règlement applicables à ces zones de dépôt ou tranchées en vertu de l'article 161. Le rapport doit en outre comporter une déclaration du tiers expert attestant cette conformité.

D. 451-2005, a. 158.

159. Dans les lieux d'enfouissement sanitaire en exploitation à la date d'entrée en vigueur du présent règlement, les zones de dépôt de matières résiduelles dont l'étanchéité n'est pas conforme aux normes prescrites par les articles 20, 21, 22 ou 24 et qui avaient fait l'objet d'un recouvrement final avant cette date ne peuvent en aucun cas recevoir d'autres matières résiduelles après cette même date.

Pour ce qui concerne les zones de dépôt dont l'étanchéité satisfait aux normes prescrites par les articles 20, 21, 22 ou 24 mais qui ne satisfont pas aux autres normes prescrites par la section 2 du chapitre II, de même que les zones de dépôt dont l'étanchéité n'est pas conforme à ces normes sans avoir fait l'objet d'un recouvrement final avant le 19 janvier 2006, la surélévation des couches de matières résiduelles par rapport au profil environnant ne peut excéder les limites suivantes:

1° la hauteur des talus périphériques, formés par les couches de matières résiduelles hors du sol, ne peut excéder 4 m, cette hauteur étant mesurée à partir de la surface du sol aux limites de ces zones et exclusion faite du recouvrement final; est interdit tout rehaussement de la surface du sol aux limites des zones de dépôt;

2° les zones de dépôt doivent en outre être régalées de manière à ce que le profil final des couches de matières résiduelles, exclusion faite du recouvrement final, présente les pentes maximales suivantes:

a) la pente des talus périphériques mentionnés ci-dessus ne doit pas excéder 30%;

b) la pente de la partie des zones de dépôt situées au-dessus du sommet de ces talus ne doit pas excéder:

— soit 5% dans le cas où la pente du sol aux limites des zones de dépôt est égale ou inférieure à ce pourcentage;

— soit le pourcentage que présente la pente du sol aux limites des zones de dépôt dans le cas où cette pente est supérieure à 5%.

Enfin, les zones de dépôt des matières résiduelles qui respectent l'ensemble des dispositions prescrites par la section 2 du chapitre II sont, pour ce qui a trait à la surélévation des couches de matières résiduelles,

© Éditeur officiel du Québec

soustraites aux limites mentionnées au deuxième alinéa et deviennent régies par la règle de l'intégration au paysage prévue à l'article 17.

D. 451-2005, a. 159.

160. Demeurent régis par les dispositions du Règlement sur les déchets solides (chapitre Q-2, r. 13) et par celles de leurs certificats d'autorisation ou de conformité aussi longtemps qu'ils demeurent fermés:

1° les lieux d'élimination qui ont été définitivement fermés avant le 19 janvier 2006;

2° les zones de dépôt qui, dans les lieux d'élimination en exploitation à la date d'entrée en vigueur du présent règlement, ont fait l'objet d'un recouvrement final avant cette date ou qui, en application de l'article 157, reçoivent des matières résiduelles pendant la période de 3 ans qui suit cette date et qui font l'objet d'un recouvrement final au plus tard à l'expiration de cette période.

D. 451-2005, a. 160.

161. À compter de la date d'expiration de la période de 3 ans qui suit le 19 janvier 2006 et réserve faite des dispositions des deuxième, troisième et quatrième alinéas, les lieux d'enfouissement sanitaire, les dépôts en tranchée de déchets solides et les dépôts de matériaux secs visés à l'article 157 deviennent, sauf en ce qui a trait aux normes de localisation, régis par les dispositions du présent règlement respectivement applicables aux lieux d'enfouissement technique, aux lieux d'enfouissement en tranchée et aux lieux d'enfouissement de débris de construction ou de démolition pour ce qui concerne, outre l'admissibilité des matières résiduelles, les conditions d'aménagement, d'exploitation, de fermeture et de gestion postfermeture des zones de dépôt ou tranchées où seront enfouies des matières résiduelles à compter de la date susmentionnée. Les dispositions du premier alinéa de l'article 18 relatives à l'obligation d'aménager une zone tampon ne s'appliquent toutefois pas aux systèmes de traitement des lixiviats ou des eaux et aux dispositifs mécaniques d'aspiration ou aux installations d'élimination des biogaz existants le 19 janvier 2006. De plus, dans le cas du lieu d'enfouissement à l'usage exclusif de la station d'épuration des eaux usées de la Ville de Montréal en exploitation à cette même date, la largeur minimale de la zone tampon prescrite par ce même alinéa est réduite à 10 m au pourtour de ce lieu, incluant tout agrandissement futur, pour autant que seuls les cendres issues de l'incinérateur de boues ainsi que les sables générés par l'exploitation de cette station y soient enfouis.

En outre, après l'expiration de la période de 3 ans qui suit le 19 janvier 2006, des matières résiduelles ne peuvent être admises à l'enfouissement dans un dépôt en tranchée de déchets solides existant le 1er mai 2000 que si ce dernier est situé dans un territoire mentionné à l'article 87, qui, le cas échéant, satisfait en tout temps aux conditions fixées par les paragraphes 2 et 4 de cet article et pourvu que l'enfouissement s'effectue dans des tranchées conformes aux normes de localisation prescrites par l'article 88.

De même, après l'expiration de la période susmentionnée, des débris de construction ou de démolition ne peuvent être admis à l'enfouissement dans un dépôt de matériaux secs existant le 1er mai 2000 que si ce dernier respecte les dispositions de l'article 103 et pourvu que l'enfouissement s'effectue dans des zones de dépôt conformes aux normes de localisation prescrites par l'article 104. Ces normes de localisation ne sont toutefois pas applicables aux zones de dépôt dont l'aménagement respecte les dispositions du présent règlement sur l'étanchéité et le captage des lixiviats applicables aux lieux d'enfouissement technique.

Doit être fermé définitivement tout lieu d'enfouissement visé au deuxième ou troisième alinéa, ou toute zone de dépôt ou tranchée d'un tel lieu, dès lors que des matières résiduelles ne peuvent plus y être admises en raison du non-respect des exigences prescrites par ces alinéas.

Malgré les dispositions des deuxième et quatrième alinéas du présent article, les matières résiduelles générées sur le territoire de la Ville de Lebel-sur-Quévillon demeurent admissibles dans le dépôt en tranchée exploité par cette municipalité avant le 19 janvier 2009 et situé sur le territoire de la Ville de Senneterre, jusqu'à concurrence de la capacité d'enfouissement autorisée à cette date et pour autant qu'il soit aménagé et exploité conformément aux dispositions prescrites par les articles 88 à 93.

D. 451-2005, a. 161; D. 82-2009, a. 1; D. 451-2011, a. 45.

© Éditeur officiel du Québec

162. À compter du 19 janvier 2006, les dépôts de déchets en milieu nordique et les fosses pour déchets de pourvoirie régis par le Règlement sur les déchets solides (chapitre Q-2, r. 13) et qui sont en exploitation à cette date deviennent respectivement régis par les dispositions du présent règlement applicables aux lieux d'enfouissement en milieu nordique et aux lieux d'enfouissement en territoire isolé.

D. 451-2005, a. 162.

163. Pour la période de 3 ans qui suit le 19 janvier 2006, les incinérateurs régis par le Règlement sur les déchets solides (chapitre Q-2, r. 13) qui sont en exploitation à cette date continuent d'être régis par les dispositions de ce règlement ainsi que par celles du Règlement sur la qualité de l'atmosphère (chapitre Q-2, r. 38) et par celles des certificats d'autorisation ou de conformité délivrés avant cette même date, réserve faite de ce qui suit:

1° les dispositions de l'article 128 concernant l'application des articles 39 et 52 premier alinéa, paragraphe 1, et deuxième alinéa, s'appliquent, compte tenu des adaptations nécessaires, à ces incinérateurs dès le 19 janvier 2006;

2° les dispositions de l'article 128 concernant l'application des articles 72 à 79 s'appliquent à ces incinérateurs dès l'expiration du sixième mois qui suit le 19 janvier 2006;

3° les dispositions des paragraphes 4 et 5 de l'article 130 s'appliquent à ces incinérateurs dès l'expiration du douzième mois qui suit le 19 janvier 2006;

4° les dispositions du chapitre V concernant la constitution d'une garantie qui s'appliquent aux installations d'incinération régies par le chapitre III s'appliquent à ces incinérateurs, compte tenu des adaptations nécessaires, à compter du sixième mois qui suit le 19 janvier 2006;

5° à compter du 19 janvier 2006, toute augmentation de la capacité d'incinération de ces incinérateurs est régie par les dispositions de ce règlement qui s'appliquent aux installations d'incinération régies par le chapitre III.

À compter de la date d'expiration de la période de 3 ans qui suit le 19 janvier 2006, les incinérateurs visés au premier alinéa deviennent régis par les dispositions de ce règlement qui sont applicables aux installations d'incinération régies par le chapitre III.

D. 451-2005, a. 163.

164. Sont soustraits à l'application du présent règlement les lieux d'élimination de matières résiduelles non régis par le Règlement sur les déchets solides (chapitre Q-2, r. 13) et qui ont été définitivement fermés avant le 19 janvier 2006 aussi longtemps qu'ils demeurent fermés.

Si les lieux d'élimination visés au premier alinéa sont en exploitation le 19 janvier 2006, ils sont aussi soustraits à l'application de ce règlement mais pour la période de 3 ans seulement qui suit cette date, exception faite de l'agrandissement des lieux d'enfouissement ou de l'augmentation de la capacité d'incinération des incinérateurs, lesquels deviennent régis par le troisième alinéa; l'agrandissement comprend toute modification ayant pour effet d'augmenter la capacité des lieux d'enfouissement.

À l'expiration de cette période, ces lieux d'élimination deviennent, sauf en ce qui a trait aux normes de localisation, régis, dans le cas des lieux d'enfouissement, par les dispositions du chapitre II pour ce qui concerne, outre l'admissibilité des matières résiduelles, les conditions d'aménagement, d'exploitation, de fermeture et de gestion postfermeture des zones de dépôt ou des tranchées où sont enfouies des matières résiduelles après l'expiration de la période de 3 ans et, dans le cas des incinérateurs qui reçoivent des matières résiduelles mentionnées à l'article 121, par les dispositions du chapitre III.

© Éditeur officiel du Québec

En outre, les dispositions de l'article 158 s'appliquent à l'exploitant d'un lieu d'enfouissement visé par le présent article, compte tenu des adaptations nécessaires.

D. 451-2005, a. 164.

164.1. Le gardien d'un terrain qui a été utilisé comme lieu d'élimination de matières résiduelles, qui est désaffecté et auquel s'appliquait une obligation de recouvrement au moment où il a été fermé est tenu de s'assurer que ces matières résiduelles demeurent en tout temps complètement recouvertes de sol.

À défaut, le gardien doit:

1° ramasser les matières résiduelles éparpillées, le cas échéant;

2° régaler les matières résiduelles et les recouvrir d'une couche d'au moins 60 cm de sol;

3° végétaliser la couche de sol avec des plantes herbacées.

Le présent article s'applique à tout lieu d'élimination de matières résiduelles où de telles matières sont enfouies ou déposées et auquel s'appliquait une obligation de recouvrement au moment où il a été fermé ou désaffecté, tel qu'un dépotoir fermé conformément à l'article 126 du Règlement sur les déchets solides (chapitre Q-2, r. 13). Le présent article ne s'applique toutefois pas aux installations énumérées à l'article 2 du présent règlement.

D. 868-2020, a. 65.

165. Les articles 157, 163 et 164 ne peuvent avoir pour effet d'empêcher l'application des dispositions du présent règlement à un lieu d'élimination existant dans des délais plus courts que ceux prévus par ces articles dans la mesure où l'exploitant choisit de mettre plus rapidement ce lieu en conformité avec ces dispositions.

D. 451-2005, a. 165.

166. Malgré les dispositions des articles 157 à 165, les valeurs limites fixées par l'article 53 s'appliquent aux lixiviats et aux eaux provenant d'un lieu d'élimination visé par ces dispositions dès lors qu'ils sont acheminés, pour traitement, dans une installation où sont aussi traités des lixiviats ou des eaux provenant de zones de dépôt de matières résiduelles régies par les dispositions du présent règlement.

Il en est de même des exigences relatives à l'élimination des biogaz fixées au troisième alinéa de l'article 32 qui s'appliquent aux biogaz provenant d'un lieu d'élimination visé par ces dispositions dès lors qu'ils sont acheminés, pour élimination, dans une installation où sont aussi éliminés des biogaz provenant de zones de dépôt de matières résiduelles régies par les dispositions du présent règlement.

D. 451-2005, a. 166.

167. À compter du 19 janvier 2006, les postes de transbordement de déchets mélangés régis par le Règlement sur les déchets solides (chapitre Q-2, r. 13) et qui sont en exploitation à cette date deviennent régis par les dispositions du chapitre IV applicables aux centres de transfert de matières résiduelles.

Les exploitants de ces installations bénéficient toutefois d'un délai de 6 mois pour fournir une garantie conforme aux exigences des articles 140 à 144.

D. 451-2005, a. 167.

168. *(Abrogé).*

D. 451-2005, a. 168; D. 666-2013, a. 6.

© Éditeur officiel du Québec

169. *(Modification intégrée au c. Q-2, r. 1.001, a. 13).*

D. 451-2005, a. 169.

170. *(Modifications intégrées au c. Q-2, r. 2, a. 47 et 48).*

D. 451-2005, a. 170.

171. *(Modification intégrée au c. Q-2, r. 3, a. 7).*

D. 451-2005, a. 171.

172. *(Modification intégrée au c. Q-2, r. 3, a. 15).*

D. 451-2005, a. 172.

173. *(Modification intégrée au c. Q-2, r. 3, a. 16).*

D. 451-2005, a. 173.

174. *(Modification intégrée au c. Q-2, r. 3.001, a. 36).*

D. 451-2005, a. 174.

175. *(Modification intégrée au c. Q-2, r. 3.001, a. 56).*

D. 451-2005, a. 175.

176. *(Modification intégrée au c. Q-2, r. 6.01, a. 1).*

D. 451-2005, a. 176.

177. *(Modification intégrée au c. Q-2, r. 9, a. 2).*

D. 451-2005, a. 177.

178. *(Modification intégrée au c. Q-2, r. 12.2, a. 95).*

D. 451-2005, a. 178.

179. *(Modification intégrée au c. Q-2, r. 12.2, a. 101).*

D. 451-2005, a. 179.

180. *(Modification intégrée au c. Q-2, r. 12.2, a. 107).*

D. 451-2005, a. 180.

181. *(Modification intégrée au c. Q-2, r. 12.2, ann. X).*

D. 451-2005, a. 181.

182. *(Modification intégrée au c. Q-2, r. 15.2, a. 2).*

D. 451-2005, a. 182.

183. *(Modification intégrée au c. Q-2, r. 20, a. 22).*

D. 451-2005, a. 183.

© Éditeur officiel du Québec

184. *(Modification intégrée au c. Q-2, r. 20, a. 66.1).*

D. 451-2005, a. 184.

185. *(Modification intégrée au c. Q-2, r. 20, a. 67).*

D. 451-2005, a. 185.

186. Les dispositions du présent règlement sont également applicables aux immeubles compris dans une aire retenue pour fins de contrôle ou dans une zone agricole établie suivant la Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles (chapitre P-41.1).

D. 451-2005, a. 186.

187. *(Omis).*

D. 451-2005, a. 187.

© Éditeur officiel du Québec

ANNEXE I

(Abrogée)

_____

D. 451-2005, Ann. I; D. 868-2020, a. 66.

© Éditeur officiel du Québec

ANNEXE II

(Abrogée)

D. 451-2005, Ann. II; D. 15-2007, a. 79; D. 868-2020, a. 66.

MISES À JOUR
D. 451-2005, 2005 G.O. 2, 1880 et 2006 G.O. 2, 1433
D. 15-2007, 2007 G.O. 2, 697
D. 808-2007, 2007 G.O. 2, 3899
D. 441-2008, 2008 G.O. 2, 2098
D. 82-2009, 2009 G.O. 2, 345
D. 451-2011, 2011 G.O. 2, 1808
D. 666-2013, 2013 G.O. 2, 2708
L.Q. 2016, c. 7, a. 183
D. 488-2017, 2017 G.O. 2, 2086
L.Q. 2018, c. 23, a. 811
D. 868-2020, 2020 G.O. 2, 3603A
D. 1596-2021, 2022 G.O. 2, 8
D. 1463-2022, 2022 G.O. 2, 5656

© Éditeur officiel du Québec

Annexe D

Québec

© Éditeur officiel du Québec

À jour au 1er septembre 2023
Ce document a valeur officielle.

chapitre Q-2, r. 46

Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés

Loi sur la qualité de l'environnement
(chapitre Q-2, a. 31.69, 95.1, 118.3.5 et 124.1).

Loi sur certaines mesures permettant d'appliquer les lois en matière d'environnement et de sécurité des barrages
(chapitre M-11.6, a. 30 et 45).

Veuillez consulter le chapitre III du Règlement concernant la mise en oeuvre provisoire des modifications apportées par le chapitre 7 des lois de 2021 en matière de gestion des risques liés aux inondations (chapitre Q-2, r. 32.2)

D. 15-2007; N.I. 2019-12-01; L.Q. 2022, c. 8, a. 1.

TABLE DES MATIÈRES

CHAPITRE I
DISPOSITIONS GÉNÉRALES..... **1**

CHAPITRE II
LE STOCKAGE DE SOLS CONTAMINÉS

SECTION I
DISPOSITIONS GÉNÉRALES..... **6**

SECTION II
STOCKAGE DE SOLS DESTINÉS À LA VALORISATION..... **11**

CHAPITRE III
LES CENTRES DE TRANSFERT DE SOLS CONTAMINÉS

SECTION I
DISPOSITIONS GÉNÉRALES..... **28**

SECTION II
PROPRIÉTÉ DU FONDS DE TERRE..... **33**

SECTION III
ÉTABLISSEMENT..... **38**

SECTION IV
EXPLOITATION..... **49**

SECTION V
SUIVI ET CONTRÔLE..... **56**

SECTION VI
RAPPORT..... **61**

SECTION VII
FERMETURE..... **62**

SECTION VIII
GARANTIE FINANCIÈRE..... **63**

CHAPITRE III.1
SANCTIONS ADMINISTRATIVES PÉCUNIAIRES..... **68.1**

CHAPITRE IV
SANCTIONS PÉNALES..... **69**

CHAPITRE V
DISPOSITIONS DIVERSES..... **74**

ANNEXE I

ANNEXE II

ANNEXE III

© Éditeur officiel du Québec

CHAPITRE I

DISPOSITIONS GÉNÉRALES

1. Le présent règlement a pour objet la protection de l'environnement contre la pollution reliée à la manipulation de sols contaminés.

Il établit des règles sur le stockage de sols contaminés ainsi que sur l'établissement, l'exploitation et la fermeture de centres de transfert de sols contaminés.

Réserve faite de l'article 4, les sols contaminés visés au présent règlement sont ceux qui contiennent des contaminants en concentration supérieure aux valeurs limites fixées à l'annexe I. De plus, pour l'application du chapitre III, sont aussi visés les sols contenant des contaminants énumérés à l'annexe III.

D. 15-2007, a. 1; D. 796-2019, a. 1.

2. Les définitions qui suivent s'appliquent au présent règlement.

«Centre de transfert de sols contaminés»: Installation qui reçoit des sols contaminés pour y être stockés temporairement en vue de leur transfert dans un lieu de traitement autorisé en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2) aux fins de permettre leur décontamination totale ou partielle.

«Zone inondable de faible courant»: Ligne qui correspond à la limite de la crue des eaux susceptible de se produire une fois tous les 100 ans.

De plus, pour l'application du présent règlement:

1° sont assimilés à des cours ou plans d'eau les marais et les marécages à l'exclusion des cours d'eau à débit intermittent;

2° sont assimilés à des sols les sédiments extraits d'un cours ou d'un plan d'eau;

3° est compris dans l'agrandissement d'un lieu de stockage ou d'un centre de transfert l'augmentation de la capacité de stockage.

D. 15-2007, a. 2.

3. Les dispositions du présent règlement relatives au stockage de sols contaminés n'ont pas pour effet de se substituer à celles régissant, le cas échéant:

1° le traitement de sols contaminés;

2° l'enfouissement de sols contaminés;

3° l'enfouissement de matières résiduelles;

4° le dépôt définitif de matières dangereuses;

5° les aires de résidus miniers.

D. 15-2007, a. 3.

4. Il est interdit de déposer des sols contenant des contaminants en concentration égale ou inférieure aux valeurs limites fixées par l'annexe I, ou d'en permettre le dépôt, sur ou dans des sols dont la concentration de contaminants est inférieure à celle contenue dans les sols déposés.

© Éditeur officiel du Québec

Il est également interdit de déposer de tels sols ou d'en permettre le dépôt sur ou dans des terrains destinés à l'habitation.

L'interdiction prévue au premier alinéa n'est pas applicable lorsque les sols sont déposés :

1° sur ou dans leur terrain d'origine;

2° sur ou dans le terrain à partir duquel a eu lieu l'activité à l'origine de leur contamination;

3° sur ou dans des terrains autres que ceux visés au paragraphe 1 ou 2 et qu'ils sont utilisés :

a) pour le réaménagement et la restauration d'une carrière conformément au Règlement sur les carrières et sablières (chapitre Q-2, r. 7.1);

b) à des fins de valorisation dans le cadre d'un projet où le dépôt est autorisé par le ministre en vertu des dispositions de la sous-section 1 de la section II du chapitre IV du titre I de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2).

L'interdiction prévue au deuxième alinéa n'est pas applicable lorsque les sols sont déposés :

1° sur ou dans des terrains visés au paragraphe 1 ou 2 du troisième alinéa;

2° sur ou dans des terrains autres que ceux visés au paragraphe 1 et qu'ils sont utilisés comme matériaux de remblayage dans le cadre de travaux de réhabilitation de terrains faits conformément à la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2), et si leur concentration de contaminants est égale ou inférieure à celle contenue dans les sols où ils sont déposés.

D. 15-2007, a. 4; D. 237-2019, a. 1; D. 796-2019, a. 2.

4.1. Lorsqu'un dépôt de sols est effectué en contravention avec l'article 4, le propriétaire, le locataire ou tout autre responsable du terrain où les sols ont été déposés est tenu de prendre les mesures nécessaires pour qu'ils soient déposés sur ou dans un terrain visé :

1° soit par le troisième ou le quatrième alinéa de ce même article, dans la mesure où les exigences qui y sont prévues sont respectées;

2° soit par une autorisation, une déclaration de conformité, une exemption ou par la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2) ou les règlements pris pour son application.

D. 796-2019, a. 2.

5. Sauf si un traitement autorisé le requiert, il est interdit, à quelque moment que ce soit, de mélanger des sols contaminés avec des sols propres ou avec des sols ou des matériaux dont la différence de contamination aurait pour effet d'en modifier le niveau de contamination et de permettre d'en disposer d'une façon moins contraignante ou de rendre plus difficile la décontamination des sols par le mélange de sols de contamination ou de structure différente.

D. 15-2007, a. 5.

© Éditeur officiel du Québec

CHAPITRE II

LE STOCKAGE DE SOLS CONTAMINÉS

SECTION I

DISPOSITIONS GÉNÉRALES

6. Réserve faite des dispositions de l'article 11, celui qui effectue ou fait effectuer l'excavation de sols ne peut stocker les sols contaminés que sur le terrain d'origine de ces sols ou de la contamination de ces sols.

Il ne doit pas non plus les acheminer ailleurs au Québec que dans les lieux légalement autorisés à les recevoir, soit:

1° les centres de transfert de sols contaminés;

2° les lieux de stockage de sols contaminés;

3° les lieux de traitement de sols contaminés;

4° les lieux d'enfouissement de sols contaminés;

4.1° les lieux de valorisation de sols contaminés;

5° les lieux d'enfouissement de matières résiduelles;

6° les lieux de dépôt définitif de matières dangereuses;

7° les aires de résidus miniers, mais, dans ce cas, uniquement pour des sols dont la contamination en métaux et métalloïdes résulte des activités de l'entreprise responsable de l'aire de résidus.

L'exploitant ou tout autre responsable d'un lieu visé au deuxième alinéa doit délivrer à celui qui a fait effectuer l'excavation des sols un document attestant la réception et la quantité exprimée en poids des sols contaminés. Celui qui a fait effectuer l'excavation des sols doit conserver le document pendant au moins 2 ans et le garder à la disposition du ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

Si celui qui a fait effectuer l'excavation des sols achemine des sols contaminés vers un lieu mentionné au deuxième alinéa dont il est aussi l'exploitant, il doit, pour tenir lieu du document visé au troisième alinéa, tenir un registre où sont consignés le lieu de l'excavation des sols et la quantité exprimée en poids de sols contaminés acheminés au lieu de réception des sols. Il doit conserver le registre pendant au moins 2 ans et le garder à la disposition du ministre.

D. 15-2007, a. 6; D. 796-2019, a. 3; D. 993-2023, a. 1.

7. Les sols qui contiennent des composés organiques volatils en concentration égale ou supérieure à celles de la partie III de l'annexe II ne doivent pas être manipulés sans que ne soit prises les précautions nécessaires pour éviter un transfert dans l'atmosphère des contaminants qu'ils contiennent.

D. 15-2007, a. 7.

8. L'entrepreneur qui, dans un même champ d'activités et dans le cadre habituel de celles-ci, est susceptible de contaminer en différents lieux de petits volumes de sols peut les récupérer, les acheminer et les stocker sur un de ses terrains ou dans des lieux qui leurs sont apparentés aux conditions suivantes:

1° il doit informer par écrit le ministre qu'il est dans une situation visée par le présent article et indiquer les lieux où les sols sont stockés;

© Éditeur officiel du Québec

2° il doit consigner dans un registre les endroits où, en raison de l'exploitation de son entreprise, des sols ont été contaminés et la destination subséquente des sols; le registre doit être conservé et tenu, pendant 5 ans, à la disposition du ministre;

3° le volume des sols excavés ou stockés ne peut excéder 50 m^3 par lieu;

4° les sols doivent être mis dans des contenants fermés et étanches qui doivent être placés sur une surface imperméable et à l'abri des intempéries;

5° la durée maximale de stockage est de 180 jours.

Pour l'application du premier alinéa, on entend par «lieu apparenté» tout lieu où se rend l'entrepreneur dans le cadre habituel de ses activités et pour lequel il a obtenu l'autorisation écrite du propriétaire du lieu de pouvoir y stocker des sols contaminés dans les conditions prévues aux paragraphes 3 à 5 du premier alinéa.

D. 15-2007, a. 8.

9. Quiconque, à la suite d'un déversement accidentel, récupère des sols contaminés dont le niveau de contamination est inconnu doit en informer le ministre et les dispositions des paragraphes 3 à 5 du premier alinéa de l'article 8 s'appliquent.

D. 15-2007, a. 9.

10. Lorsque, dans le cadre de projets linéaires ou en raison de la superficie des terrains, il est impossible de stocker les sols contaminés sur les terrains d'origine, l'autorisation, délivrée en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2), indique les lieux où les sols peuvent être stockés ainsi que les conditions applicables à leur stockage.

Lorsque des sols contaminés sont découverts de manière fortuite et que l'autorisation mentionnée au premier alinéa n'a pas prévu les lieux et les conditions relatives à leur stockage ou qu'une autorisation n'était pas requise en vertu de la Loi et que, dans le cadre de projets linéaires ou en raison de la superficie des terrains, il est impossible de les stocker sur les terrains d'origine, il est permis de les stocker dans un autre lieu aux conditions suivantes:

1° un avis doit être donné au ministre au plus tard 10 jours après l'excavation des sols;

2° l'avis doit contenir l'identité de celui qui fait effectuer l'excavation et la date de l'excavation, une estimation du volume des sols stockés, les lieux où les sols sont stockés ainsi que leurs conditions de stockage.

Les conditions de stockage doivent être de telles sortes que les sols contaminés ne peuvent être la cause d'une contamination de l'eau, de l'air ou des sols sous-jacents. De plus, la durée de stockage ne peut excéder 180 jours.

D. 15-2007, a. 10.

SECTION II

STOCKAGE DE SOLS DESTINÉS À LA VALORISATION

11. Le stockage, ailleurs que sur leur terrain d'origine, de sols contaminés destinés à la valorisation n'est permis que si toutes les concentrations des substances contenues dans ces sols sont égales ou inférieures aux valeurs limites fixées à l'annexe II et que si les conditions fixées par la présente section sont respectées.

D. 15-2007, a. 11.

© Éditeur officiel du Québec

12. *(Abrogé)*.

D. 15-2007, a. 12; N.I. 2019-12-01; D. 871-2020, a. 1.

13. Un lieu de stockage de sols contaminés ne peut être établi dans la zone inondable d'un cours ou plan d'eau qui est comprise à l'intérieur de la zone inondable de faible courant.

D. 15-2007, a. 13.

14. La qualité des sols pouvant être altérée par le lieu de stockage doit être établie avant l'exploitation du lieu de stockage en fonction des contaminants susceptibles d'être présents dans les sols qui y seront stockés.

Les valeurs de concentration établies avant l'exploitation du lieu serviront de seuil d'intervention advenant un rejet accidentel dans l'environnement et lors de la restauration finale du lieu.

D. 15-2007, a. 14.

15. La qualité des eaux souterraines pouvant être altérée par le lieu de stockage doit être établie avant l'exploitation du lieu de stockage en fonction des contaminants susceptibles d'être présents dans les sols qui seront stockés. Cette qualité doit, par la suite, être vérifiée sur une base annuelle.

Les valeurs de concentration établies avant l'exploitation du lieu serviront de seuil d'intervention advenant leur dépassement lors de leur analyse annuelle. À cet effet, les dispositions de l'article 58 s'appliquent, compte tenu des adaptations nécessaires. Lors des prélèvements, le niveau piézométrique des eaux souterraines doit aussi être mesuré. En cas de dépassement de ces valeurs, les dispositions de l'article 60 s'appliquent.

D. 15-2007, a. 15.

16. Le stockage ne peut se faire que sur une surface imperméable capable de supporter ces sols. De plus, l'aire de stockage doit être aménagée de manière à pouvoir contenir tout liquide pouvant s'écouler des sols.

D. 15-2007, a. 16.

17. Au moins un puits d'observation doit être aménagé à proximité, à l'aval hydraulique du lieu de stockage, afin de contrôler la qualité des eaux souterraines. Lorsque le volume de sols stockés doit être supérieur à 1 000 m^3, le nombre minimal de puits est de 3, 1 en amont et 2 en aval.

La localisation en plan et en profondeur des puits devra tenir compte des conditions hydrogéologiques.

D. 15-2007, a. 17.

18. Les mesures nécessaires pour empêcher la dispersion des poussières doivent être prises pour limiter les impacts liés au transport et à la manipulation des sols aux abords du lieu de stockage.

D. 15-2007, a. 18.

19. Un lieu de stockage de sols contaminés doit être pourvu, à l'entrée:

1° d'une affiche qui, placée bien à la vue du public, indique qu'il s'agit d'un lieu de stockage de sols contaminés, les nom, adresse et numéro de téléphone de l'exploitant et de tout autre responsable du lieu ainsi que, le cas échéant, les heures d'ouverture;

2° d'une barrière ou de tout autre dispositif permettant d'empêcher l'accès au lieu en dehors des heures d'ouverture ou en l'absence d'une personne autorisée.

D. 15-2007, a. 19.

© Éditeur officiel du Québec

20. L'exploitant d'un lieu de stockage de sols contaminés est tenu de vérifier l'admissibilité des sols préalablement à leur réception. À cette fin il doit, à l'arrivée de tout apport de sols, demander au propriétaire des sols et consigner dans un registre d'exploitation les coordonnées de la provenance des sols, la date et la quantité de sols admis ainsi que la concentration des contaminants qu'ils contiennent.

Il doit de plus, pour chaque lot de sol et au minimum pour chaque 100 m^3 de sols contaminés admis, prélever un échantillon unitaire de masse suffisante pour permettre l'analyse de tous les contaminants susceptibles d'y être présents parmi ceux identifiés à l'annexe II. Les résultats de l'analyse doivent aussi être consignés dans le registre d'exploitation.

Le registre doit permettre, en tout temps, de localiser les lots de sols reçus afin d'en permettre l'échantillonnage en vue d'en contrôler leur admissibilité.

Au départ des sols, l'exploitant doit consigner au registre les coordonnées du lieu de destination des sols, les quantités de sols sortants et la date de leur envoi dans le ou les lieux autorisés à les recevoir.

L'exploitant doit conserver le registre et le garder à la disposition du ministre pendant les 5 années qui suivent la fermeture du lieu de stockage.

D. 15-2007, a. 20.

21. Le volume maximal de sols contaminés pouvant être stockés ne peut, en tout temps, excéder 20 000 m^3.

D. 15-2007, a. 21.

22. La durée maximale de stockage pour un lot déterminé de sols est de 12 mois.

D. 15-2007, a. 22.

23. Les sols contaminés doivent en tout temps être protégés contre les intempéries.

D. 15-2007, a. 23.

24. Tout liquide pouvant s'écouler des sols contaminés doit être récupéré, analysé et décontaminé au besoin. À cette fin, ces liquides doivent être récupérés dans un réservoir étanche à l'abri des eaux de précipitation afin d'établir la concentration des contaminants qu'ils contiennent avant leur traitement ou leur rejet.

Le liquide ne peut être rejeté dans l'environnement que s'il respecte les valeurs établies dans l'autorisation.

D. 15-2007, a. 24; N.I. 2019-12-01.

25. L'exploitant d'un lieu de stockage de sols contaminés prépare pour chaque année d'exploitation un rapport contenant un résumé du programme de contrôle, les résultats d'analyses prévues par la présente section, les données sur la quantité des sols admis, la nature et l'importance de la contamination des sols, la date de leur admission, les coordonnées des lieux d'origine et de destination des sols ainsi que la quantité de sols contaminés sortants et la date de leur sortie. Ce rapport doit être transmis au ministre au mois de janvier de chaque année.

D. 15-2007, a. 25.

26. L'exploitation d'un lieu de stockage de sols contaminés est subordonnée à la constitution d'une garantie financière conformément à la section VIII du chapitre III.

D. 15-2007, a. 26.

© Éditeur officiel du Québec

27. L'exploitant d'un lieu de stockage de sols contaminés doit, 60 jours avant la fin de l'exploitation du lieu, transmettre au ministre un avis confirmant la date de fermeture du lieu de stockage.

À la date de la fermeture du lieu, l'exploitant doit avoir transféré tous les sols contaminés vers un des lieux autorisés mentionnés à l'article 6.

L'exploitant doit, dans les 6 mois de la fermeture du lieu, procéder à une étude de caractérisation du terrain. L'étude doit, sitôt complétée, être communiquée au ministre.

Si l'étude de caractérisation révèle la présence de contaminants dont la concentration excède les valeurs établies conformément à l'article 14, il doit prendre les mesures nécessaires afin que la concentration en contaminant redevienne égale ou inférieure à ces valeurs. Si, toutefois, les valeurs établies en application de l'article 14 étaient égales ou supérieures aux valeurs limites fixées à l'annexe II, l'exploitant doit prendre les mesures nécessaires afin de ramener la concentration en contaminant en deçà des valeurs fixées à cette annexe.

D. 15-2007, a. 27.

CHAPITRE III

LES CENTRES DE TRANSFERT DE SOLS CONTAMINÉS

SECTION I

DISPOSITIONS GÉNÉRALES

28. Seuls les sols destinés à faire l'objet d'un traitement autorisé, au Québec ou ailleurs, en vue de leur décontamination totale ou partielle peuvent être admis dans un centre de transfert de sols contaminés.

D. 15-2007, a. 28.

29. Il est interdit d'admettre dans un centre de transfert de sols contaminés:

1° les sols qui contiennent une ou plusieurs substances dont la concentration est égale ou supérieure aux valeurs limites fixées à l'annexe III;

2° les sols qui, après ségrégation, contiennent plus de 50%, sur une base volumétrique, de matières résiduelles;

3° les sols qui contiennent une matière explosive ou une matière radioactive au sens de l'article 3 du Règlement sur les matières dangereuses (chapitre Q-2, r. 32);

4° les sols qui contiennent un liquide libre, selon un essai standard réalisé par un laboratoire accrédité par le ministre en vertu de l'article 118.6 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2);

5° des matières résiduelles ou des matières dangereuses.

D. 15-2007, a. 29.

30. Les sols qui contiennent un ou des composés organiques volatils identifiés à la partie III de l'annexe III ne peuvent être admis dans un centre de transfert de sols contaminés, à moins d'être confinés dans un conteneur fermé et étanche de manière à limiter leur manipulation et la dispersion de contaminants dans l'air ambiant. Il est entendu que la concentration de ces composés doit être inférieure aux valeurs limites fixées par cette annexe.

D. 15-2007, a. 30.

© Éditeur officiel du Québec

31. Le volume maximal de sols contaminés pouvant être stockés à un moment donné ne peut excéder 1 000 m^3.

D. 15-2007, a. 31.

32. La durée maximale de stockage pour un lot déterminé de sols est de 30 jours, sauf pour les sols qui contiennent des composés identifiés à la partie III de l'annexe III dont les conteneurs devront être acheminés à un centre de traitement autorisé à les recevoir dans les 7 jours suivant leur admission au centre de transfert de sols contaminés.

D. 15-2007, a. 32.

SECTION II

PROPRIÉTÉ DU FONDS DE TERRE

D. 15-2007, sec. II; N.I. 2019-12-01; D. 871-2020, a. 2.

33. *(Abrogé)*.

D. 15-2007, a. 33; N.I. 2019-12-01; D. 871-2020, a. 3.

34. *(Abrogé)*.

D. 15-2007, a. 34; N.I. 2019-12-01; D. 871-2020, a. 3.

35. Nul ne peut établir, agrandir ni exploiter un centre de transfert de sols contaminés, sans être propriétaire du fond de terre où doivent être ou se situent ce centre et les systèmes nécessaires à son exploitation.

D. 15-2007, a. 35.

36. *(Abrogé)*.

D. 15-2007, a. 36; N.I. 2019-12-01; D. 871-2020, a. 3.

37. *(Abrogé)*.

D. 15-2007, a. 37; N.I. 2019-12-01; D. 871-2020, a. 3.

SECTION III

ÉTABLISSEMENT

38. Un centre de transfert de sols contaminés ne peut être établi dans la zone inondable d'un cours ou plan d'eau qui est comprise à l'intérieur de la zone inondable de faible courant.

D. 15-2007, a. 38.

39. Un centre de transfert de sols contaminés doit être aménagé à une distance minimale d'un kilomètre en amont hydraulique de toute installation de prélèvement d'eau de surface ou de toute installation de prélèvement d'eau souterraine dans le cas où ces installations servent soit à la production d'eau de source ou d'eau minérale au sens du Règlement sur les eaux embouteillées (chapitre P-29, r. 2), soit à l'alimentation d'un aqueduc autorisé en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2).

© Éditeur officiel du Québec

Il est de plus interdit d'aménager un centre de transfert de sols contaminés dans une aire de protection éloignée d'un prélèvement d'eau de source, d'eau minérale ou d'eau souterraine établie conformément au Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (chapitre Q-2, r. 35.2).

La distance prescrite par le premier alinéa est mesurée à partir de la limite intérieure de la zone tampon qui doit ceinturer tout centre de transfert de sols contaminés conformément à l'article 41.

D. 15-2007, a. 39; D. 701-2014, a. 1.

40. Un centre de transfert de sols contaminés ne peut être établi dans une zone à risque de mouvement de terrain.

D. 15-2007, a. 40.

41. Un centre de transfert de sols contaminés doit comprendre, sur son pourtour, une zone tampon d'une largeur d'au moins 50 m destinée à préserver l'isolement du lieu, à en atténuer les nuisances et à permettre, au besoin, l'exécution de travaux correctifs. Cette zone ne doit comporter aucun cours ou plan d'eau.

D. 15-2007, a. 41.

42. La qualité des sols pouvant être altérée par le centre de transfert doit être établie avant l'exploitation du centre en fonction des contaminants susceptibles d'être présents dans les sols qui y seront admis.

Les valeurs de concentration établies avant l'exploitation du centre serviront de seuil d'intervention advenant un rejet accidentel dans l'environnement et lors de la fermeture du centre.

D. 15-2007, a. 42.

43. La qualité des eaux souterraines et des eaux de surface du terrain doit être déterminée avant l'établissement du centre de transfert de sols contaminés. À cette fin, les paramètres à mesurer et les substances à analyser sont ceux déterminés avant l'établissement du centre en fonction de tous les contaminants susceptibles d'être présents dans les sols qui seront admis au centre. Les valeurs ainsi obtenues serviront de seuil d'intervention pour l'application de l'article 60.

D. 15-2007, a. 43.

44. Afin d'empêcher la contamination de l'air, de l'eau ou du sol, le stockage de sols contaminés dans un tel centre ne peut se faire qu'à l'intérieur d'un bâtiment construit de manière à protéger son contenu de toute altération que peut causer l'eau, la neige, le gel ou la chaleur. Le plancher du bâtiment doit être étanche, ne pas être susceptible d'être attaqué par la nature des contaminants présents dans les sols et être capable de supporter ces sols. En outre, l'aire de stockage doit être aménagée de manière à pouvoir contenir tout liquide pouvant s'écouler d'un sol.

La ventilation du bâtiment doit faire en sorte qu'une pression d'air négative y soit constamment maintenue. Le système de ventilation doit permettre de capter et d'échantillonner toutes les substances présentes dans les gaz et les poussières susceptibles de s'échapper du bâtiment et un système de traitement des gaz doit être installé afin que toutes les substances rejetées dans l'atmosphère respectent en tout temps, à la limite de la propriété, les normes d'air ambiant.

D. 15-2007, a. 44.

45. Tout liquide pouvant s'écouler des sols doit être récupéré, analysé et décontaminé au besoin. Ce liquide ne peut être rejeté dans l'environnement que s'il respecte les valeurs établies dans l'autorisation. À cette fin, les liquides doivent être récupérés dans un réservoir étanche à l'abri des eaux de précipitation permettant d'établir la concentration des contaminants qu'ils contiennent avant leur traitement ou leur rejet.

D. 15-2007, a. 45; N.I. 2019-12-01.

© Éditeur officiel du Québec

46. Le terrain où est situé le centre de transfert de sols contaminés doit être pourvu d'un système de drainage des eaux de surface permettant d'en vérifier la qualité et d'éviter que ces eaux puissent entrer en contact avec les sols contaminés.

D. 15-2007, a. 46.

47. Un réseau de puits d'observation doit être aménagé aux limites du terrain afin de contrôler la qualité des eaux souterraines en amont et en aval hydraulique du centre de transfert de sols contaminés. Le nombre minimal de puits est de 3, 1 en amont et 2 en aval. La localisation en plan et en profondeur des puits doit tenir compte des conditions hydrogéologiques.

D. 15-2007, a. 47.

48. Un centre de transfert de sols contaminés doit être pourvu, à l'entrée:

1° d'une affiche qui, placée bien à la vue du public, indique qu'il s'agit d'un centre de transfert de sols contaminés, les nom, adresse et numéro de téléphone de l'exploitant et de tout autre responsable du centre ainsi que les heures d'ouverture;

2° d'une barrière ou de tout autre dispositif permettant d'empêcher l'accès au centre en dehors des heures d'ouverture ou en l'absence d'une personne autorisée.

D. 15-2007, a. 48.

SECTION IV

EXPLOITATION

49. L'exploitant d'un centre de transfert de sols contaminés est tenu de vérifier l'admissibilité des sols préalablement à leur réception. À cette fin, l'exploitant doit, pour tout apport de sols, demander au propriétaire de ces sols et consigner dans un registre d'exploitation:

1° le nom et l'adresse du propriétaire des sols et le nom du transporteur;

2° la quantité de sols exprimée en tonnes métriques;

3° la nature des contaminants présents dans les sols et leur valeur de concentration avec le nom du laboratoire qui a produit les rapports d'analyses;

4° les coordonnées du lieu d'origine des sols;

5° la date de leur admission au centre.

Le registre doit permettre, en tout temps, de localiser les lots de sols reçus afin d'en permettre l'échantillonnage en vue d'en contrôler leur admissibilité.

D. 15-2007, a. 49.

50. L'exploitant doit conserver et garder à la disposition du ministre le registre d'exploitation, ainsi que les annexes de celui-ci visées au premier alinéa de l'article 51, sur les lieux mêmes pendant l'exploitation du centre. Il doit de plus conserver ces documents pendant les 5 années qui suivent la fermeture du centre et les garder à la disposition du ministre.

D. 15-2007, a. 50.

51. L'exploitant doit, avant d'admettre des sols contaminés, vérifier la nature et les valeurs de concentration des substances présentes dans les sols, parmi celles identifiées à l'annexe III, au moyen d'un

© Éditeur officiel du Québec

rapport d'analyses comprenant un nombre d'échantillons représentatifs qui permet de confirmer leur admissibilité. Les analyses doivent être annexées au registre d'exploitation.

Ces données doivent être obtenues auprès du propriétaire des sols et consignées au registre. La méthodologie d'échantillonnage et d'analyse incluant la méthode de prélèvement doit également être précisée ainsi que le nombre d'échantillons requis par unité de volume de manière à s'assurer que les sols qui seront acheminés au centre seront accompagnés des rapports d'analyses adéquats qui attestent leur admissibilité.

D. 15-2007, a. 51.

52. L'exploitant doit, pour chaque lot de sol et au minimum pour chaque 100 m^3 de sols contaminés admis, prélever un échantillon unitaire de masse suffisante pour permettre l'analyse de tous les contaminants susceptibles d'y être présents parmi ceux identifiés à l'annexe III. Les résultats de l'analyse doivent être consignés dans le registre mentionné à l'article 49 et dans le rapport mentionné à l'article 61.

Le registre doit permettre, en tout temps, de localiser les lots de sols reçus afin d'en permettre l'échantillonnage en vue d'en contrôler leur admissibilité.

D. 15-2007, a. 52.

53. L'exploitant d'un centre de transfert de sols contaminés doit prendre les mesures nécessaires pour empêcher la dispersion des poussières tant à l'intérieur qu'aux abords du lieu.

D. 15-2007, a. 53.

54. L'exploitant d'un centre de transfert de sols contaminés doit, pour toute sortie de sols, porter au registre mentionné à l'article 49:

1° les quantités de sols sortants;

2° les coordonnées de la destination des sols;

3° la date de leur transfert.

D. 15-2007, a. 54.

55. Les systèmes de captage et de traitement des gaz mentionnés à l'article 44, le système de drainage des eaux mentionné à l'article 46 ainsi que le réseau de puits d'observation des eaux souterraines mentionné à l'article 47 doivent à tout moment être maintenus en état de fonctionnement.

D. 15-2007, a. 55.

SECTION V

SUIVI ET CONTRÔLE

56. La concentration des substances présentes dans les gaz et le débit de ces gaz doivent être mesurés à la sortie du système de captage et de traitement des gaz du bâtiment visé à l'article 44. Les substances pouvant se retrouver dans les gaz sont identifiées lors de l'établissement du centre selon les contaminants présents dans les sols qui seront admis au centre ainsi que la fréquence de leur mesure.

D. 15-2007, a. 56.

57. Au moins 2 fois par année, au printemps et à l'automne, l'exploitant d'un centre de transfert de sols contaminés doit prélever au moins 3 échantillons instantanés d'eau dans le système de drainage des eaux de

© Éditeur officiel du Québec

surface. Les échantillons doivent être analysés pour les paramètres et les substances identifiés selon l'article 43 afin d'en déterminer la concentration.

D. 15-2007, a. 57.

58. Au moins 2 fois par année, au printemps et à l'automne, l'exploitant d'un centre de transfert de sols contaminés doit prélever un échantillon d'eau souterraine dans chacun des puits d'observation situés aux limites du terrain pour quantifier chacun des paramètres et chacune des substances identifiés selon l'article 43 et les faire analyser afin d'en déterminer la concentration.

Lors des prélèvements, le niveau piézométrique des eaux souterraines est aussi mesuré.

D. 15-2007, a. 58.

59. Les échantillons d'eaux de surface et souterraine prélevés en application des articles 57 et 58 doivent être analysés dans les délais requis et le rapport d'analyses doit être joint au registre et conservé conformément à l'article 50.

D. 15-2007, a. 59.

60. En cas de dépassement des valeurs établies selon l'article 43, l'exploitant doit, dans les 15 jours qui suivent celui où il en a connaissance, en aviser par écrit le ministre et lui indiquer les mesures qu'il a prises ou qu'il entend prendre pour corriger la situation et, le cas échéant, exécuter ces mesures.

D. 15-2007, a. 60.

SECTION VI

RAPPORT

61. L'exploitant d'un centre de transfert de sols contaminés prépare, pour chaque année d'exploitation, un rapport contenant une compilation des données recueillies en application des paragraphes 2 à 5 du premier alinéa de l'article 49 et de l'article 54 sur la quantité des sols admis, la nature et l'importance de la contamination, la date de leur admission, les coordonnées des lieux d'origine et de destination des sols ainsi que sur la quantité de sols qui y ont transité et la date de leur transfert.

Ce rapport doit être transmis au ministre au mois de janvier de chaque année.

D. 15-2007, a. 61.

SECTION VII

FERMETURE

62. L'exploitant doit, 60 jours avant la fin de l'exploitation du centre de transfert de sols contaminés, transmettre au ministre un avis confirmant la date de fermeture du centre.

À la date de la fermeture, l'exploitant doit avoir transféré tous les sols contaminés dans un centre de traitement autorisé de façon à ce que le bâtiment et les terrains avoisinants soient exempts de tels sols.

L'exploitant doit, dans les 6 mois de la fermeture du lieu, procéder à une étude de caractérisation du terrain. L'étude doit, sitôt complétée, être communiquée au ministre.

Si l'étude de caractérisation révèle la présence de contaminants dont la concentration excède les valeurs établies conformément à l'article 42, il doit prendre les mesures nécessaires afin que la concentration en contaminant redevienne égale ou inférieure à ces valeurs. Si, toutefois, les valeurs établies en application de l'article 42 étaient égales ou supérieures aux valeurs limites fixées à l'annexe II, l'exploitant doit prendre les

© Éditeur officiel du Québec

mesures nécessaires afin de ramener la concentration en contaminant en deçà des valeurs fixées à cette annexe.

D. 15-2007, a. 62.

SECTION VIII

GARANTIE FINANCIÈRE

63. L'exploitation d'un centre de transfert de sols contaminés est subordonnée à la constitution, par l'exploitant ou par un tiers pour son compte, d'une garantie financière destinée à assurer, pendant l'exploitation et lors de la fermeture du centre, l'exécution des obligations auxquelles est tenu l'exploitant en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2), des règlements, d'une ordonnance ou d'une autorisation.

Le montant de cette garantie s'établit sur la base de 75 $ par tonne métrique en fonction de la capacité maximale de sols pouvant être stockés à un moment donné.

D. 15-2007, a. 63.

64. La garantie doit être fournie au ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, en monnaie légale du Canada, avant le début de l'exploitation du centre, sous l'une ou l'autre des formes suivantes:

1° en espèces, par traite bancaire, par mandat bancaire ou postal ou par chèque certifié fait à l'ordre du ministre des Finances;

2° par des titres émis ou garantis par le Québec, le Canada ou une province canadienne, les États-Unis d'Amérique ou l'un de ses États membres, la Banque internationale pour la reconstruction et le développement, une municipalité, un centre de services scolaire ou une commission scolaire au Canada ou une fabrique au Québec;

3° par un cautionnement ou une police de garantie au bénéfice du ministre des Finances, avec stipulation de solidarité et renonciation aux bénéfices de discussion et de division, souscrit auprès d'une personne morale autorisée à se porter caution en vertu de la Loi sur les banques (L.C. 1991, c. 46), de la Loi sur les sociétés de fiducie et les sociétés d'épargne (chapitre S-29.02), de la Loi sur les assureurs (chapitre A-32.1) ou de la Loi sur les coopératives de services financiers (chapitre C-67.3);

4° par une lettre de crédit émise au bénéfice du ministre des Finances par une banque ou une coopérative de services financiers.

Sous réserve de la durée qui y est prévue et de l'article 66, le libellé de toute garantie fournie sous forme de cautionnement, de police de garantie ou de lettre de crédit doit prévoir un caractère inconditionnel et irrévocable à la garantie.

D. 15-2007, a. 64; D. 488-2017, a. 24; D. 816-2021, a. 83.

65. Les sommes d'argent, traites, chèques, mandats ou titres fournis en garantie sont déposés au Bureau général de dépôts pour le Québec pour la durée de l'exploitation et jusqu'à la date de fermeture du centre selon l'article 62 ou celle de la révocation ou de la cession de l'autorisation, selon la première éventualité.

D. 15-2007, a. 65; D. 488-2017, a. 25; N.I. 2019-12-01.

66. La garantie fournie sous forme de cautionnement, de police de garantie ou de lettre de crédit doit être d'une durée minimale de 12 mois. Au moins 60 jours avant l'expiration de la garantie, son titulaire doit transmettre au ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs son renouvellement, ou toute autre garantie satisfaisant aux exigences prescrites par les articles 63 et 64.

© Éditeur officiel du Québec

La garantie doit également comporter une clause fixant à au moins 12 mois après son expiration ou, selon le cas, après sa révocation, sa résiliation ou son annulation, selon la première éventualité, le délai pour présenter une réclamation fondée sur le défaut de l'exploitant d'exécuter ses obligations.

D. 15-2007, a. 66.

67. En cas d'inexécution d'une obligation à laquelle est tenu l'exploitant, et après avoir donné un avis d'y remédier, le ministre utilise, si le défaut persiste, la garantie mentionnée à la présente section pour le paiement des dépenses nécessaires à l'exécution de l'obligation. Le versement des sommes en exécution de toute garantie fournie en application de la présente section devient alors exigible.

D. 15-2007, a. 67.

68. La garantie est remise à l'exploitant après la fermeture du centre, seulement lorsque le ministre a constaté que l'exploitant s'est conformé à toutes les dispositions applicables du présent règlement.

D. 15-2007, a. 68.

CHAPITRE III.1

SANCTIONS ADMINISTRATIVES PÉCUNIAIRES

D. 685-2013, a. 1.

68.1. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 250 $ dans le cas d'une personne physique ou de 1 000 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut:

1° de délivrer le document prescrit par le troisième alinéa de l'article 6 ou, pour celui qui a reçu ce document, de le conserver ou de le garder à la disposition du ministre pendant la période prévue à cet article;

2° de tenir le registre prescrit par le quatrième alinéa de l'article 6 ou de conserver ce registre ou de le garder à la disposition du ministre pendant la période prévue à cet article;

3° de préparer le rapport prescrit par l'article 25;

4° de conserver ou de garder à la disposition du ministre le registre d'exploitation et les annexes visés par l'article 50 pendant la période qui y est prévue;

5° de préparer le rapport annuel prescrit par le premier alinéa de l'article 61.

D. 685-2013, a. 1.

68.2. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 350 $ dans le cas d'une personne physique ou de 1 500 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut:

1° de munir un lieu de stockage d'une affiche conforme aux prescriptions du paragraphe 1 de l'article 19;

2° de consigner dans un registre les renseignements prescrits par l'article 20, de conserver ce registre ou de le garder à la disposition du ministre pendant la période prévue par le cinquième alinéa de cet article;

3° de munir un centre de transfert d'une affiche conforme aux prescriptions du paragraphe 1 de l'article 48;

4° de consigner dans un registre les renseignements prescrits par l'article 49, par le deuxième alinéa de l'article 51 ou par l'article 52 ou 54, ou de joindre à ce registre les rapports d'analyses prescrits par le premier alinéa de l'article 51 ou par l'article 59;

© Éditeur officiel du Québec

5° de consigner au rapport visé par le premier alinéa de l'article 52 les résultats d'analyses qui y sont prescrits.

La sanction prévue par le premier alinéa peut également être imposée à quiconque, en contravention avec une disposition du présent règlement, fait défaut de communiquer ou de transmettre au ministre, dans les délais prévus, tout rapport ou étude, dans les cas où aucune autre sanction administrative pécuniaire n'est autrement prévue pour un tel manquement.

D. 685-2013, a. 1.

68.3. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 500 $ dans le cas d'une personne physique ou de 2 500 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut:

1° d'établir, de vérifier ou de déterminer, conformément à l'article 14, 15, 42 ou 43, la qualité des sols ou des eaux pouvant être altérée par un lieu de stockage ou par un centre de transfert;

2° de prendre les mesures nécessaires pour empêcher la dispersion des poussières, conformément à l'article 18 ou 53;

3° de prélever un échantillon ou d'effectuer une mesure, conformément au deuxième alinéa de l'article 20, au premier alinéa de l'article 52 ou à l'un ou l'autre des articles 56 à 58, en respectant, le cas échéant, les fréquences prévues à ces articles;

4° de protéger en tout temps les sols contaminés contre les intempéries, conformément à l'article 23;

5° de munir un terrain d'un système de drainage des eaux de surface, conformément à l'article 46;

6° de vérifier, par un rapport d'analyse, la nature et les valeurs des concentrations des substances présentes dans les sols, tel que prescrit par l'article 51;

7° d'analyser les échantillons visés par l'article 59, conformément à cet article;

8° de constituer une garantie financière ou de maintenir ou de renouveler une telle garantie, conformément aux prescriptions du présent règlement.

D. 685-2013, a. 1.

68.4. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 750 $ dans le cas d'une personne physique ou de 3 500 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut:

1° d'aménager une aire de stockage conforme aux prescriptions de l'article 16;

2° d'aménager des puits d'observation selon les conditions prescrites par l'article 17 ou 47;

3° de placer une barrière ou tout autre dispositif empêchant l'accès à un lieu de stockage ou à un centre de transfert de sols contaminés à l'entrée de tels lieux, conformément au paragraphe 2 de l'article 19 ou 48;

4° de respecter la durée maximale de stockage de sols contaminés prévue par l'article 22 ou 32;

5° de prévoir une zone tampon conforme aux prescriptions de l'article 41;

6° de respecter les conditions de stockage des sols contaminés prescrites par l'article 44, notamment quant au bâtiment ou à l'aire de stockage;

7° de maintenir en état de fonctionnement, à tout moment, les systèmes ou le réseau visés par l'article 55.

D. 685-2013, a. 1.

© Éditeur officiel du Québec

68.5. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 1 000 $ dans le cas d'une personne physique ou de 5 000 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque:

1° fait défaut de respecter l'article 8 ou 10;

2° *(paragraphe abrogé);*

3° fait défaut de traiter tout liquide s'écoulant de sols contaminés, conformément au premier alinéa de l'article 24 ou à l'article 45;

4° fait défaut de procéder à une étude de caractérisation du terrain dans les 6 mois de la fermeture d'un lieu de stockage ou d'un centre de transfert de sols contaminés, conformément au troisième alinéa de l'article 27 ou 62.

La sanction prévue par le premier alinéa peut également être imposée à quiconque fait défaut, aux conditions qui y sont prévues, d'aviser le ministre:

1° de la récupération des sols visés par l'article 9 à la suite d'un déversement accidentel;

2° de la date de fin de l'exploitation d'un lieu de stockage ou d'un centre de transfert de sols contaminés, conformément au premier alinéa de l'article 27 ou 62;

3° d'un dépassement des valeurs visées par l'article 60 et de lui indiquer les mesures correctrices prises ou qui seront prises.

D. 685-2013, a. 1; N.I. 2019-12-01; D. 871-2020, a. 4.

68.6. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 1 500 $ dans le cas d'une personne physique ou de 7 500 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque:

1° stocke des sols contaminés ailleurs que sur le terrain d'origine ou les achemine ailleurs que dans un lieu légalement autorisé à les recevoir, contrairement au premier ou au deuxième alinéa de l'article 6;

2° manipule des sols visés par l'article 7 sans respecter les conditions qui y sont prévues;

3° établit un lieu de stockage de sols contaminés dans une zone inondable visée par l'article 13 ou un centre de transfert de sols contaminés dans une zone inondable visée par l'article 38;

4° stocke des sols contaminés sur une surface qui n'est pas imperméable ou capable de supporter les sols, en contravention avec l'article 16;

5° fait défaut de transférer tous les sols contaminés vers un lieu autorisé, conformément au deuxième alinéa de l'article 27 ou 62;

6° admet, dans un centre de transfert de sols contaminés, des sols autres que ceux visés à l'article 28 ou y admet des sols qui ne respectent pas les normes prescrites par l'article 29 ou 30;

7° aménage ou établit un centre de transfert de sols contaminés en contravention avec l'article 39 ou 40.

La sanction prévue par le premier alinéa peut également être imposée à quiconque introduit, dans un centre de transfert de sols contaminés, toute autre matière qui, suivant les dispositions du présent règlement, n'y est pas admissible.

D. 685-2013, a. 1.

68.7. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 2 000 $ dans le cas d'une personne physique ou de 10 000 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque:

© Éditeur officiel du Québec

1° dépose des sols contaminés visés par l'article 4 ou en permet le dépôt sur ou dans des sols dont la concentration en contaminants est inférieure à celle contenue dans les sols déposés ou sur ou dans des terrains destinés à l'habitation;

1.1° ne prend pas les mesures visées à l'article 4.1;

2° mélange des sols contaminés, contrairement aux prescriptions de l'article 5;

3° stocke des sols contaminés destinés à la valorisation sans respecter les conditions prévues par l'article 11;

4° stocke des sols contaminés sans respecter le volume maximal prévu par l'article 21 ou 31;

5° rejette, dans l'environnement, des liquides qui ne respectent pas les valeurs visées par le deuxième alinéa de l'article 24;

6° fait défaut de prendre les mesures prescrites par le quatrième alinéa de l'article 27;

7° admet, dans un centre de transfert de sols contaminés, des sols qui contiennent un ou des composés organiques volatils en concentrations supérieures aux valeurs limites visées par l'article 30;

8° rejette dans l'environnement un liquide récupéré de sols contaminés qui ne respecte pas les valeurs visées par l'article 45;

9° fait défaut d'exécuter les mesures correctives visées par l'article 60;

10° fait défaut de prendre les mesures prescrites par le quatrième alinéa de l'article 62 dans le cas qui y est prévu.

D. 685-2013, a. 1; D. 796-2019, a. 4.

CHAPITRE IV

SANCTIONS PÉNALES

D. 15-2007, c. IV; D. 685-2013, a. 2.

69. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 1 000 $ à 100 000 $ ou, dans les autres cas, d'une amende de 3 000 $ à 600 000 $ quiconque:

1° contrevient au troisième ou au quatrième alinéa de l'article 6, à l'article 50 ou au premier alinéa de l'article 61;

2° fait défaut de préparer le rapport prescrit par l'article 25.

D. 15-2007, a. 69; D. 685-2013, a. 3.

70. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 2 000 $ à 100 000 $ ou, dans les autres cas, d'une amende de 6 000 $ à 600 000 $, quiconque:

1° contrevient au paragraphe 1 de l'article 19, à l'article 20, au paragraphe 1 de l'article 48 ou à l'article 49 ou 54;

2° fait défaut de consigner dans un registre les renseignements prescrits par le deuxième alinéa de l'article 51 ou par l'article 52, ou de joindre à ce registre les rapports d'analyses prescrits par le premier alinéa de l'article 51 ou par l'article 59;

© Éditeur officiel du Québec

3° fait défaut de consigner au rapport visé par le premier alinéa de l'article 52 les résultats d'analyses qui y sont prescrits;

4° fait défaut de transmettre ou de communiquer au ministre un rapport ou une étude conformément à l'article 25, au troisième alinéa de l'article 27, au deuxième alinéa de l'article 61 ou au troisième alinéa de l'article 62, dans les délais qui y sont prévus.

D. 15-2007, a. 70; D. 685-2013, a. 3.

71. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 2 500 $ à 250 000 $ ou, dans les autres cas, d'une amende de 7 500 $ à 1 500 000 $, quiconque:

1° contrevient à l'article 14, 15, 18, 23, 26, 42, 43, 46, 53, à l'un ou l'autre des articles 56 à 58 ou à l'article 63 ou 66;

2° fait défaut de prélever les échantillons visés par le deuxième alinéa de l'article 20 ou par le premier alinéa de l'article 52, conformément à ce qui y est prévu, ou d'analyser, dans les délais requis, les échantillons visés par l'article 59;

3° fait défaut de vérifier la nature et les valeurs des concentrations des substances présentes dans les sols, tel que prescrit par l'article 51.

D. 15-2007, a. 71; D. 685-2013, a. 3.

72. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 4 000 $ à 250 000 $ ou, dans les autres cas, d'une amende de 12 000 $ à 1 500 000 $, quiconque:

1° fait défaut d'aménager une aire de stockage conforme aux prescriptions de l'article 16;

2° contrevient à l'article 17, au paragraphe 2 de l'article 19, à l'article 22, 32, 41, 44 ou 47, au paragraphe 2 de l'article 48 ou à l'article 55.

D. 15-2007, a. 72; D. 685-2013, a. 3.

73. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 5 000 $ à 500 000 $ ou, malgré l'article 231 du Code de procédure pénale (chapitre C-25.1), d'une peine d'emprisonnement maximale de 18 mois, ou des deux à la fois, ou, dans les autres cas, d'une amende de 15 000 $ à 3 000 000 $, quiconque:

1° contrevient à l'article 8, 9 ou 10, au premier alinéa de l'article 24, au premier ou au troisième alinéa de l'article 27, à l'article 45 ou au premier ou au troisième alinéa de l'article 62;

2° fait défaut d'aviser le ministre conformément à l'article 60;

3° en application du présent règlement, fait une déclaration, communique un renseignement ou produit un document faux ou trompeur.

D. 15-2007, a. 73; D. 685-2013, a. 3; D. 871-2020, a. 5.

73.1. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 8 000 $ à 500 000 $ ou, malgré l'article 231 du Code de procédure pénale (chapitre C-25.1), d'une peine d'emprisonnement maximale de 18 mois, ou des deux à la fois, ou, dans les autres cas, d'une amende de 24 000 $ à 3 000 000 $, quiconque:

1° contrevient au premier ou au deuxième alinéa de l'article 6, à l'article 7 ou 13, au deuxième alinéa de l'article 27, à l'article 28, 29, 38, 39 ou 40 ou au deuxième alinéa de l'article 62;

© Éditeur officiel du Québec

2° stocke des sols contaminés sur une surface ou dans une aire de stockage qui ne respecte pas les conditions prévues par l'article 16;

3° admet, dans un centre de transfert de sols contaminés, des sols qui ne répondent pas aux conditions de confinement prescrites par l'article 30;

4° introduit, dans un centre de transfert de sols contaminés, toute autre matière qui, suivant les dispositions du présent règlement, n'y est pas admissible.

D. 685-2013, a. 3.

73.2. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 10 000 $ à 1 000 000 $ ou, malgré l'article 231 du Code de procédure pénale (chapitre C-25.1), d'une peine d'emprisonnement maximale de 3 ans, ou des deux à la fois, ou, dans les autres cas, d'une amende de 30 000 $ à 6 000 000 $, quiconque:

1° contrevient à l'article 4, 5, 11 ou 21, au deuxième alinéa de l'article 24, au quatrième alinéa de l'article 27, à l'article 31 ou au quatrième alinéa de l'article 62;

2° admet dans un centre de transfert de sols contaminés des sols qui contiennent un ou des composés organiques volatils en concentrations supérieures aux valeurs limites visées par l'article 30;

3° rejette dans l'environnement un liquide récupéré de sols contaminés qui ne respecte pas les valeurs visées par l'article 45;

4° fait défaut d'exécuter les mesures correctives visées par l'article 60.

D. 685-2013, a. 3.

73.3. Quiconque contrevient à toute autre obligation imposée par le présent règlement commet également une infraction et est passible, dans le cas où aucune autre peine n'est prévue par le présent chapitre ou par la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2), d'une amende de 1 000 $ à 100 000 $ dans le cas d'une personne physique, ou, dans les autres cas, d'une amende de 3 000 $ à 600 000 $.

D. 685-2013, a. 3.

CHAPITRE V

DISPOSITIONS DIVERSES

74. Les analyses requises pour l'application du présent règlement doivent être effectuées par un laboratoire accrédité par le ministre en vertu de l'article 118.6 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2).

D. 15-2007, a. 74.

75. *(Abrogé).*

D. 15-2007, a. 75; D. 441-2008, a. 14.

76. Les exploitants de lieux de stockage de sols contaminés destinés à la valorisation visés à l'article 11 ou de centres de transfert de sols contaminés en exploitation le 15 février 2007, conformément à des autorisations délivrées avant cette date, doivent, au plus tard le 15 août 2007:

1° faire établir, aux fins des articles 14, 15, 42 et 43, la qualité des eaux et des sols;

2° faire modifier, aux fins des articles 24, 45, 55 et 56, les autorisations qui leur ont été délivrées.

D. 15-2007, a. 76.

© Éditeur officiel du Québec

77. Les certificats d'autorisation pour l'exploitation de lieux de stockage ou de centres de transfert de sols contaminés délivrés en vertu de l'article 22 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2) depuis 4 ans ou plus le 15 février 2007, cessent d'avoir effet le 15 février 2008. L'exploitant d'un tel lieu de stockage ou d'un tel centre de transfert de sols contaminés qui souhaite maintenir l'exploitation du lieu ou du centre au-delà de cette date doit présenter au ministre une demande de renouvellement de son certificat, conformément aux dispositions de l'article 12 ou de l'article 37, au plus tard le 15 août 2007.

D. 15-2007, a. 77.

78. Les dispositions du présent règlement sont applicables aux immeubles compris dans une aire retenue pour fins de contrôle ou dans une zone agricole établie suivant la Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles (chapitre P-41.1).

D. 15-2007, a. 78.

79. *(Modification intégrée à l'Annexe II du Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles (chapitre Q-2, r. 19)).*

D. 15-2007, a. 79.

80. *(Omis).*

D. 15-2007, a. 80.

© Éditeur officiel du Québec

ANNEXE I

(a. 1 et 4)

Contaminants	**Valeurs limites mg/kg de sol (matière sèche)**
I- MÉTAUX ET MÉTALLOÏDES	
Argent (Ag)	20
Arsenic (As)	30
Baryum (Ba)	500
Cadmium (Cd)	5
Cobalt (Co)	50
Chrome (Cr)	250
Cuivre (Cu)	100
Étain (Sn)	50
Manganèse (Mn)	1 000
Mercure (Hg)	2
Molybdène (Mo)	10
Nickel (Ni)	100
Plomb (Pb)	500
Sélénium (Se)	3
Zinc (Zn)	500
II- AUTRES COMPOSÉS INORGANIQUES	
Bromure disponible (Br^-)	50
Cyanure disponible (CN^-)	10
Cyanure total (CN^-)	50

© Éditeur officiel du Québec

Fluorure disponible (F^-)	400
III- COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS	
Hydrocarbures aromatiques monocycliques	
Benzène	0,5
Monochlorobenzène	1
Dichloro-1,2 benzène	1
Dichloro-1,3 benzène	1
Dichloro-1,4 benzène	1
Éthylbenzène	5
Styrène	5
Toluène	3
Xylènes	5
Hydrocarbures aliphatiques chlorés	
Chloroforme	5
Dichloro-1,1 éthane	5
Dichloro-1,2 éthane	5
Dichloro-1,1 éthylène	5
Dichloro-1,2 éthylène (cis et trans)	5
Dichlorométhane	5
Dichloro-1,2 propane	5
Dichloro-1,3 propylène (cis et trans)	5
Tétrachloro-1,1,2,2 éthane	5
Tétrachloroéthylène	5
Tétrachlorure de carbone	5
Trichloro-1,1,1 éthane	5
Trichloro-1,1,2 éthane	5

© Éditeur officiel du Québec

Trichloroéthylène	5

IV- COMPOSÉS PHÉNOLIQUES

Non chlorés

Crésol (ortho, méta, para)	1
Diméthyl-2,4 phénol	1
Nitro-2 phénol	1
Nitro-4 phénol	1
Phénol	1

Chlorés

Chlorophénol (-2, -3, ou -4)	0,5
Dichloro-2,3 phénol	0,5
Dichloro-2,4 phénol	0,5
Dichloro-2,5 phénol	0,5
Dichloro-2,6 phénol	0,5
Dichloro-3,4 phénol	0,5
Dichloro-3,5 phénol	0,5
Pentachlorophénol (PCP)	0,5
Tétrachloro-2,3,4,5 phénol	0,5
Tétrachloro-2,3,4,6 phénol	0,5
Tétrachloro-2,3,5,6 phénol	0,5
Trichloro-2,3,4 phénol	0,5
Trichloro-2,3,5 phénol	0,5
Trichloro-2,3,6 phénol	0,5
Trichloro-2,4,5 phénol	0,5
Trichloro-2,4,6 phénol	0,5
Trichloro-3,4,5 phénol	0,5

© Éditeur officiel du Québec

V- HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES

Acénaphtène	10
Acénaphtylène	10
Anthracène	10
Benzo (a) anthracène	1
Benzo (a) pyrène	1
Benzo (b + j + k) fluoranthène (combinaison ou chacun)	1
Benzo (c) phénanthrène	1
Benzo (g,h,i) pérylène	1
Chrysène	1
Dibenzo (a,h) anthracène	1
Dibenzo (a,i) pyrène	1
Dibenzo (a,h) pyrène	1
Dibenzo (a,l) pyrène	1
Diméthyl-7,12 benzo (a) anthracène	1
Fluoranthène	10
Fluorène	10
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	1
Méthyl-3 cholanthrène	1
Naphtalène	5
Méthyl-1 naphtalène	1
Méthyl-2 naphtalène	1
Diméthyl-1,3 naphtalène	1
Triméthyl-2,3,5 naphtalène	1
Phénanthrène	5
Pyrène	10

VI- COMPOSÉS BENZÉNIQUES NON CHLORÉS

© Éditeur officiel du Québec

Trinitro-2,4,6 toluène (TNT)	0,04
VII- CHLOROBENZÈNES	
Hexachlorobenzène	2
Pentachlorobenzène	2
Tétrachloro-1,2,3,4 benzène	2
Tétrachloro-1,2,3,5 benzène	2
Tétrachloro-1,2,4,5 benzène	2
Trichloro-1,2,3 benzène	2
Trichloro-1,2,4 benzène	2
Trichloro-1,3,5 benzène 2	
VIII- BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS (BPC)	
Sommation des congénères	1
IX- PESTICIDES	
Tébuthiuron	50
X- AUTRES SUBSTANCES ORGANIQUES	
Acrylonitrile	1
Éthylène glycol	97
Formaldéhyde	100
Phtalate de dibutyle	6
XI- PARAMÈTRES INTÉGRATEURS	
Hydrocarbures pétroliers C_{10} à C_{50}	700
XII- DIOXINES ET FURANES	
Sommation des chlorodibenzo-dioxines et chlorodibenzofuranes exprimés en équivalents toxiques 2,3,7,8-TCDD	$1,5 \times 10^{-5}$

© Éditeur officiel du Québec

(échelle de l'OTAN, 1988)

_____

D. 15-2007, Ann. I.

© Éditeur officiel du Québec

ANNEXE II

(a. 7, 11, 20, 27 et 62)

Contaminants	**Valeurs limites mg/kg de sol (matière sèche)**
I- MÉTAUX ET MÉTALLOÏDES	
Argent (Ag)	40
Arsenic (As)	50
Baryum (Ba)	2 000
Cadmium (Cd)	20
Cobalt (Co)	300
Chrome (Cr)	800
Cuivre (Cu)	500
Étain (Sn)	300
Manganèse (Mn)	2 200
Mercure (Hg)	10
Molybdène (Mo)	40
Nickel (Ni)	500
Plomb (Pb)	1 000
Sélénium (Se)	10
Zinc (Zn)	1 500
II- AUTRES COMPOSÉS INORGANIQUES	
Bromure disponible (Br^-)	300
Cyanure disponible (CN^-)	100
Cyanure total (CN^-)	500

© Éditeur officiel du Québec

Fluorure disponible (F^-)	2 000

III- COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS

Hydrocarbures aromatiques monocycliques

Benzène	5
Chlorobenzène (mono)	10
Dichloro-1,2 benzène	10
Dichloro-1,3 benzène	10
Dichloro-1,4 benzène	10
Éthylbenzène	50
Styrène	50
Toluène	30
Xylènes	50

Hydrocarbures aliphatiques chlorés

Chloroforme	50
Dichloro-1,1 éthane	50
Dichloro-1,2 éthane	50
Dichloro-1,1 éthylène	50
Dichloro-1,2 éthylène (cis et trans)	50
Dichlorométhane	50
Dichloro-1,2 propane	50
Dichloro-1,3 propylène (cis et trans)	50
Tétrachloro-1,1,2,2 éthane	50
Tétrachloroéthylène	50
Tétrachlorure de carbone	50
Trichloro-1,1,1 éthane	50
Trichloro-1,1,2 éthane	50

© Éditeur officiel du Québec

Trichloroéthylène	50

IV- COMPOSÉS PHÉNOLIQUES

Non chlorés

Crésol (ortho, méta, para)	10
Diméthyl-2,4 phénol	10
Nitro-2 phénol	10
Nitro-4 phénol	10
Phénol	10

Chlorés

Chlorophénol (-2, -3, ou -4)	5
Dichloro-2,3 phénol	5
Dichloro-2,4 phénol	5
Dichloro-2,5 phénol	5
Dichloro-2,6 phénol	5
Dichloro-3,4 phénol	5
Dichloro-3,5 phénol 5	
Pentachlorophénol (PCP)	5
Tétrachloro-2,3,4,5 phénol	5
Tétrachloro-2,3,4,6 phénol	5
Tétrachloro-2,3,5,6 phénol	5
Trichloro-2,3,4 phénol	5
Trichloro-2,3,5 phénol	5
Trichloro-2,3,6 phénol	5
Trichloro-2,4,5 phénol	5
Trichloro-2,4,6 phénol	5
Trichloro-3,4,5 phénol	5

© Éditeur officiel du Québec

V- HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES

Acénaphtène	100
Acénaphtylène	100
Anthracène	100
Benzo (a) anthracène	10
Benzo (a) pyrène	10
Benzo (b + j + k) fluoranthène (combinaison ou chacun)	10
Benzo (c) phénanthrène	10
Benzo (g,h,i) pérylène	10
Chrysène	10
Dibenzo (a,h) anthracène	10
Dibenzo (a,i) pyrène	10
Dibenzo (a,h) pyrène	10
Dibenzo (a,l) pyrène	10
Diméthyl-7,12 benzo (a) anthracène	10
Fluoranthène	100
Fluorène	100
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	10
Méthyl-3 cholanthrène	10
Naphtalène	50
Méthyl-1 naphtalène	10
Méthyl-2 naphtalène	10
Diméthyl-1,3 naphtalène	10
Triméthyl-2,3,5 naphtalène	10
Phénanthrène	50
Pyrène	100

VI- COMPOSÉS BENZÉNIQUES NON CHLORÉS

© Éditeur officiel du Québec

Trinitro-2,4,6 toluène (TNT)	1,7
VII- CHLOROBENZÈNES	
Hexachlorobenzène	10
Pentachlorobenzène	10
Tétrachloro-1,2,3,4 benzène	10
Tétrachloro-1,2,3,5 benzène	10
Tétrachloro-1,2,4,5 benzène	10
Trichloro-1,2,3 benzène	10
Trichloro-1,2,4 benzène	10
Trichloro-1,3,5 benzène	10
VIII- BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS (BPC)	
Sommation des congénères	10
IX- PESTICIDES	
Tébuthiuron	3 600
X- AUTRES SUBSTANCES ORGANIQUES	
Acrylonitrile	5
Éthylène glycol	411
Formaldéhyde	125
Phtalate de dibutyle	70 000
XI- PARAMÈTRES INTÉGRATEURS	
Hydrocarbures pétroliers C_{10} à C_{50}	3 500
XII- DIOXINES ET FURANES	
Sommation des chlorodibenzo-dioxines et chlorodibenzofuranes exprimés en équivalents	$7,5 \times 10^{-4}$

© Éditeur officiel du Québec

toxiques 2,3,7,8-TCDD
(échelle de l'OTAN, 1988)

_____

D. 15-2007, Ann. II.

© Éditeur officiel du Québec

ANNEXE III

(a. 1, 29, 30, 32, 51 et 52)

Contaminants	**Valeurs limites mg/kg de sol (matière sèche)**
I- MÉTAUX ET MÉTALLOÏDES	
Argent (Ag)	200
Arsenic (As)	250
Baryum (Ba)	10 000
Cadmium (Cd)	100
Chrome (Cr)	4 000
Cobalt (Co)	1 500
Cuivre (Cu)	2 500
Étain (Sn)	1 500
Manganèse (Mn)	11 000
Mercure (Hg)	50
Molybdène (Mo)	200
Nickel (Ni)	2 500
Plomb (Pb)	5 000
Sélénium (Se)	50
Zinc (Zn)	7 500
II- AUTRES COMPOSÉS INORGANIQUES	
Bromure disponible (Br^-)	1 500
Cyanure disponible (CN^-)	300
Cyanure total (CN^-)	5 900
Fluorure disponible (F-)	10 000

© Éditeur officiel du Québec

III- COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS

Hydrocarbures aromatiques monocycliques

Benzène	100
Monochlorobenzène	60
Dichloro-1,2 benzène	60
Dichloro-1,3 benzène	60
Dichloro-1,4 benzène	60
Éthylbenzène	100
Styrène	100
Toluène	100
Xylènes	300

Hydrocarbures aliphatiques chlorés

Bromodichlorométhane	150
Chloro-2 butadiène-1,3	2,8
Chloro-3 propylène	300
Chlorodibromométhane	150
Chloroéthane	60
Chloroforme	60
Chlorométhane ou chlorure de méthyle	300
Chlorure de vinyle	60
Dibromo-1,2 chloro-3 propane	150
Dichloro-1,1 éthane	60
Dichloro-1,2 éthane	60
Dichloro-1,1 éthylène	60
Dichloro-1,2 éthylène (cis et trans)	600
Dichlorométhane	300
Dichloro-1,2 propane	180

© Éditeur officiel du Québec

Dichloro-1,3 propylène (cis et trans)	360
Dichlorodifluorométhane	72
Hexachlorobutadiène	56
Hexachloroéthane	300
Pentachloroéthane	60
Tétrachloro-1,1,1,2 éthane	60
Tétrachloro-1,1,2,2 éthane	60
Tétrachloroéthylène	60
Tétrachlorure de carbone	60
Trichloro-1,1,1 éthane	60
Trichloro-1,1,2 éthane	60
Trichloro-1,2,3 propane	300
Trichloroéthylène	60
Trichlorofluorométhane	300

IV- COMPOSÉS PHÉNOLIQUES

Non chlorés

Crésol (ortho, méta, para)	56
Diméthyl-2,4 phénol	140
Nitro-2 phénol	130
Nitro-4 phénol	290
Phénol	62

Chlorés

Chlorophénol (-2,-3, ou -4)	57
Dichloro-2,3 phénol	140
Dichloro-2,4 phénol	140
Dichloro-2,5 phénol	140
Dichloro-2,6 phénol	140

© Éditeur officiel du Québec

Dichloro-3,4 phénol	140
Dichloro-3,5 phénol	140
p-Chloro-m-crésol	140
Pentachlorophénol	74
Tétrachloro-2,3,4,5 phénol	74
Tétrachloro-2,3,4,6 phénol	74
Tétrachloro-2,3,5,6 phénol	74
Trichloro-2,3,4 phénol	74
Trichloro-2,3,5 phénol	74
Trichloro-2,3,6 phénol	74
Trichloro-2,4,5 phénol	74
Trichloro-2,4,6 phénol	74
Trichloro-3,4,5 phénol	74

V- HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES

Benzo (a) anthracène	34
Benzo (a) pyrène	34
Benzo (b+j+k) fluoranthène	136
Benzo (c) phénanthrène	56
Benzo (g,h,i) pérylène	18
Chloro-2 naphtalène	56
Chrysène	34
Dibenzo (a,h) anthracène	82
Dibenzo (a,h) pyrène	34
Dibenzo (a,i) pyrène	34
Dibenzo (a,l) pyrène	34
Diméthyl-7,12 Benzo (a) anthracène	34
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	34
Méthyl-1 naphtalène	56

© Éditeur officiel du Québec

Méthyl-2 naphtalène	56
Diméthyl-1,3 naphtalène	56
Triméthyl-2,3,5 naphtalène	56
Méthyl-3 cholanthrène	150
Naphtalène	56
Phénanthrène	56

VI- COMPOSÉS BENZÉNIQUES NON CHLORÉS

Dinitro-2,6 toluène	280
Trinitro-2,4,6 toluène (TNT)	280

VII- CHLOROBENZÈNES

Chlorure de benzal ou dichlorométhylbenzène	60
Hexachlorobenzène	100
Méthylène-4,4 bis(chloro-2 aniline)	300
p-Chloroaniline ou chloroaminobenzène	160
Pentachlorobenzène	100
Pentachloronitrobenzène	48
Tétrachloro-1,2,3,4 benzène	140
Tétrachloro-1,2,3,5 benzène	140
Tétrachloro-1,2,4,5 benzène	140
Trichloro-1,2,3 benzène	190
Trichloro-1,2,4 benzène	190
Trichloro-1,3,5 benzène	190

VIII- BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS (BPC)

Sommation des congénères	50

IX- PESTICIDES

Chlorés

© Éditeur officiel du Québec

2,4,5-T	79
2,4-D	100
Aldrine	0,66
alpha-BHC ou hexachlorocyclohexane	0,66
bêta-BHC ou hexachlorocyclohexane	0,66
delta-BHC ou hexachlorocyclohexane	0,66
gamma-BHC ou lindane ou hexachlorocyclohexane	0,66
Barban	14
Chlordane (alpha et gamma)	2,6
Dieldrine	1,3
Endosulfan I	0,66
Endosulfan II	1,3
Endosulfan sulfate	1,3
Endrine	1,3
Endrine aldéhyde	1,3
Époxyde d'heptachlore	0,66
Heptachlore	0,66
Hydrochlorure de formetanate	14
Isodrine	0,66
Kepone	1,3
Méthoxychlore	1,8
o,p'-DDD	0,87
p,p'-DDD	0,87
o,p'-DDE	0,87
p,p'-DDE	0,87
o,p'-DDT	0,87
p,p'-DDT	0,87
Pronamide	15

© Éditeur officiel du Québec

Silvex ou fénoprop	79
Thiodicarbe	14
Toxaphène	26
Triallate	14

Non chlorés

Aldicarbe (*sommation d'Aldicarbe, d'Aldicarbe sulfone et d'Aldicarbe sulfoxyde*)	2,8
Bendiocarbe	14
Benomyl	14
Butilate	14
Carbaryl	1,4
Carbendazim	14
Carbofuran	1,4
Carbofuran phénol	14
Carbosulfan	14
Dimetilan	14
Dinosèbe	25
Disulfoton	62
EPTC	14
Famphur	150
Méthiocarbe	14
Méthomyl	1,4
Métolcarbe	14
Mexacarbate	14
Molinate	14
Oxamyl	2,8
Parathion	46
Parathion méthyl	46

© Éditeur officiel du Québec

Pebulate	14
Phorate	46
Promecarbe	14
Prophame	14
Propoxur	14
Prosulfocarbe	14
Thiophanate méthyl	14
Vernolate	14
A2213 ou oxime d'oxamyl	14

X- AUTRES SUBSTANCES ORGANIQUES

Acrylonitrile	840
Diéthyl phtalate	280
Diméthyl phtalate	280
Di-n-octyl phtalate	280
Hexachlorocyclopentadiène	24
Hexachloropropylène	300
Trichloro-1,1,2 trifluoro-1,2,2 éthane	300
bis (chloro-2 éthyl) éther	60
bis(chloro-2 éthoxy) méthane	72
bis (chloro-2 isopropyl) éther	72
Butyl benzyl phtalate	280

XI- PARAMÈTRES INTÉGRATEURS

Hydrocarbures pétroliers C_{10} à C_{50}	10 000

XII- DIOXINES ET FURANES

Sommation des chlorodibenzodioxines et chlorodibenzofuranes exprimés en équivalents toxiques 2,3,7,8-TCDD (échelle de l'OTAN, 1988)	0,005

© Éditeur officiel du Québec

D. 15-2007, Ann. III.

MISES À JOUR
D. 15-2007, 2007 G.O. 2, 697
D. 441-2008, 2008 G.O. 2, 2098
D. 685-2013, 2013 G.O. 2, 2767
D. 701-2014, 2014 G.O. 2, 2766
L.Q. 2016, c. 7, a. 183
D. 488-2017, 2017 G.O. 2, 2086
D. 237-2019, 2019 G.O. 2, 965
L.Q. 2018, c. 23, a. 811
D. 796-2019, 2019 G.O. 2, 3039
D. 871-2020, 2020 G.O. 2, 3620A
D. 816-2021, 2021 G.O. 2, 3289
D. 1596-2021, 2022 G.O. 2, 8
D. 993-2023, 2023 G.O. 2, 2471

© Éditeur officiel du Québec

Annexe E

© Éditeur officiel du Québec

À jour au 1er septembre 2023
Ce document a valeur officielle.

chapitre Q-2, r. 7.1

Règlement sur les carrières et sablières

Loi sur la qualité de l'environnement
(chapitre Q-2, a. 20, 22, 23, 30, 31, 31.0.5, 31.0.6, 31.0.7, 70, 95 et 95.1).

Loi sur certaines mesures permettant d'appliquer les lois en matière d'environnement et de sécurité des barrages
(chapitre M-11.6, a. 30 et 45).

D. 236-2019; L.Q. 2022, c. 8, a. 1.

TABLE DES MATIÈRES

CHAPITRE I
CHAMP D'APPLICATION ET DÉFINITIONS..... **1**

CHAPITRE II *(Abrogé)*

SECTION I *(Abrogée)*

SECTION II *(Abrogée)*

CHAPITRE III *(Abrogé)*

SECTION I *(Abrogée)*

SECTION II *(Abrogée)*

CHAPITRE IV
NORMES DE LOCALISATION..... **13**

CHAPITRE V
NORMES D'EXPLOITATION..... **20**

CHAPITRE VI
NORMES DE REJET DE CONTAMINANTS ET MESURES DE CONTRÔLE

SECTION I
BRUIT..... **24**

SECTION II
EAUX REJETÉES..... **26**

SECTION III
PARTICULES..... **27**

SECTION IV
VIBRATIONS..... **30**

CHAPITRE VII
GARANTIE FINANCIÈRE..... **33**

CHAPITRE VIII
RÉAMÉNAGEMENT ET RESTAURATION..... **38**

CHAPITRE IX
SANCTIONS ADMINISTRATIVES PÉCUNIAIRES..... **48**

CHAPITRE X
SANCTIONS PÉNALES..... **53**

CHAPITRE XI
DISPOSITIONS TRANSITOIRES..... **59**

CHAPITRE XII
DISPOSITIONS FINALES..... **64**

ANNEXE I
TERRITOIRES INTERDITS

© Éditeur officiel du Québec

CHAPITRE I

CHAMP D'APPLICATION ET DÉFINITIONS

D. 236-2019, c. I.

1. Le présent règlement s'applique à toute carrière ou sablière exploitée à des fins commerciales ou industrielles, pour remplir des obligations contractuelles ou pour la construction, la réfection ou l'entretien de routes, de digues ou de barrages.

Est considéré comme une carrière, un lieu où sont exploitées des substances minérales de surface consolidées.

Est considéré comme une sablière, un lieu où sont exploitées des substances minérales de surface non consolidées à partir d'un dépôt naturel.

Ne sont pas considérés comme l'exploitation d'une carrière ou d'une sablière, les excavations et autres travaux effectués en vue d'établir ou d'agrandir l'emprise ou les fondations de toute construction ou de tout terrain de jeux, parc municipal ou stationnement ainsi que ceux qui constituent des activités agricoles au sens du paragraphe 0.1 du premier alinéa de l'article 1 de la Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles (chapitre P-41.1) et ceux effectués à une fin autre que l'agriculture qui, conformément aux conditions prévues dans un règlement pris en vertu de l'article 80 de cette loi, peuvent être réalisés sans être autorisés en vertu de celle-ci.

Le présent règlement ne s'applique pas à une sablière localisée sur les terres du domaine de l'État, exploitée pour la réalisation d'une activité d'aménagement forestier au sens du paragraphe 1 de l'article 4 de la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier (chapitre A-18.1) et régie par le Règlement sur l'aménagement durable des forêts du domaine de l'État (chapitre A-18.1, r. 0.01), notamment pour la construction, l'amélioration, la réfection, l'entretien ou la fermeture d'un chemin en milieu forestier public, ni à une carrière ou à une sablière exploitée sur un terrain destiné à être inondé par le fait d'un projet hydraulique ou hydro-électrique.

Le présent règlement s'applique notamment dans une aire retenue aux fins de contrôle et dans une zone agricole établie selon la Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles.

D. 236-2019, a. 1.

2. Pour l'application du présent règlement, à moins que le contexte n'indique un sens différent, on entend par:

«bruit ambiant» : le bruit total existant dans une situation donnée, à un instant donné, habituellement composé de bruits émis par plusieurs sources proches et éloignées;

«bruit particulier» : la composante du bruit ambiant qui peut être identifiée spécifiquement et qui est associée aux activités exercées dans la carrière ou la sablière;

«bruit résiduel» : le bruit qui perdure à un endroit donné, dans une situation donnée, quand le bruit particulier est supprimé du bruit ambiant;

«découverte» : toute matière qui recouvre la substance minérale de surface d'une carrière ou d'une sablière et qui est retirée afin que cette substance soit exploitée, à l'exception du sol arable au sens du paragraphe 16 du premier alinéa de l'article 1 de la Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles (chapitre P-41.1);

«établissement public» : l'un ou l'autre des établissements suivants:

«établissement d'enseignement» : tout établissement dispensant de l'éducation préscolaire ou de l'enseignement de niveau primaire ou secondaire et régi par la Loi sur l'instruction publique (chapitre I-13.3) ou par la Loi sur l'instruction publique pour les autochtones cris, inuit et naskapis (chapitre I-14), un

© Éditeur officiel du Québec

établissement d'enseignement privé régi par la Loi sur l'enseignement privé (chapitre E-9.1), un établissement dont le régime d'enseignement est l'objet d'une entente internationale au sens de la Loi sur le ministère des Relations internationales (chapitre M-25.1.1), un collège d'enseignement général et professionnel, une université, un institut de recherche, une école supérieure ou un établissement d'enseignement dont plus de la moitié des dépenses de fonctionnement sont payées sur les crédits votés par l'Assemblée nationale. Sont assimilés, pour les fins du présent règlement, à des établissements d'enseignement, les centres de la petite enfance et les garderies régis par la Loi sur les services de garde éducatifs à l'enfance (chapitre S-4.1.1);

«établissement de détention» : tout établissement utilisé pour la détention de personnes et régi par la Loi sur le système correctionnel du Québec (chapitre S-40.1);

«établissement de santé et de services sociaux» : tout établissement de santé et de services sociaux régi par la Loi sur les services de santé et les services sociaux (chapitre S-4.2) ou par la Loi sur les services de santé et les services sociaux pour les autochtones cris (chapitre S-5). Constitue également, pour les fins du présent règlement, un établissement de santé et de services sociaux, tout autre lieu où sont dispensés des services d'hébergement pour personnes âgées ou pour toute clientèle confiée par un établissement public régi par l'une ou l'autre des lois précitées;

«établissement touristique» : tout établissement qui offre au public des services de restauration ou des services d'hébergement, y compris la location d'espaces de camping.

Pour les fins de l'application du présent règlement, sont assimilés à des établissements touristiques, les bureaux d'information touristique, les musées, les centres de ski, les colonies de vacances, les bases de plein air et de loisirs, les plages publiques, les haltes routières, les centres de golf, les marinas et les sites où s'effectuent des visites touristiques guidées;

«habitation» : toute construction destinée à loger des personnes et reliée à des systèmes, individuel ou collectif, d'alimentation en eau potable et de traitement des eaux usées;

«Loi» : la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2);

«ministre» : le ministre responsable de l'application de la Loi sur la qualité de l'environnement;

«niveau acoustique d'évaluation» : le bruit particulier auquel un terme correctif peut être ajouté;

«particules» : toute substance finement divisée, sous forme liquide ou solide, en suspension dans un milieu gazeux, à l'exception de l'eau non liée chimiquement;

«professionnel» : un professionnel au sens de l'article 1 du Code des professions (chapitre C-26) est assimilée à un professionnel toute personne autorisée par un ordre professionnel à exercer une activité exercée par un professionnel appartenant à cet ordre;

«substance minérale de surface» : l'une des substances visées à la définition de «substances minérales de surface» prévue à l'article 1 de la Loi sur les mines (chapitre M-13.1), à l'exception de la tourbe;

«voie publique» : un chemin public au sens de l'article 4 du Code de la sécurité routière (chapitre C-24.2).

D. 236-2019, a. 2; D. 871-2020, a. 1.

© Éditeur officiel du Québec

CHAPITRE II

(Abrogé)

D. 236-2019, c. II; D. 871-2020, a. 2.

SECTION I

(Abrogée)

D. 236-2019, sec. I; D. 871-2020, a. 2.

3. *(Abrogé)*.

D. 236-2019, a. 3; D. 871-2020, a. 2.

4. *(Abrogé)*.

D. 236-2019, a. 4; D. 871-2020, a. 2.

5. *(Abrogé)*.

D. 236-2019, a. 5; D. 871-2020, a. 2.

SECTION II

(Abrogée)

D. 236-2019, sec. II; D. 871-2020, a. 2.

6. *(Abrogé)*.

D. 236-2019, a. 6; D. 871-2020, a. 2.

7. *(Abrogé)*.

D. 236-2019, a. 7; D. 871-2020, a. 2.

8. *(Abrogé)*.

D. 236-2019, a. 8; D. 871-2020, a. 2.

© Éditeur officiel du Québec

CHAPITRE III

(Abrogé)

D. 236-2019, c. III; D. 871-2020, a. 2.

SECTION I

(Abrogée)

D. 236-2019, sec. I; D. 871-2020, a. 2.

9. *(Abrogé).*

D. 236-2019, a. 9; D. 871-2020, a. 2.

10. *(Abrogé).*

D. 236-2019, a. 10; D. 871-2020, a. 2.

SECTION II

(Abrogée)

D. 236-2019, sec. II; D. 871-2020, a. 2.

11. *(Abrogé).*

D. 236-2019, a. 11; D. 871-2020, a. 2.

12. *(Abrogé).*

D. 236-2019, a. 12; D. 871-2020, a. 2.

CHAPITRE IV

NORMES DE LOCALISATION

D. 236-2019, c. IV.

13. Une carrière ou une sablière ne doit pas être située dans l'un ou l'autre des territoires suivants, tels que décrits à l'annexe I:

1° le mont Saint-Bruno;

2° le mont Saint-Hilaire;

3° le mont Rougemont;

4° le mont Saint-Grégoire;

5° le mont Yamaska;

6° le mont Brome;

7° le mont Shefford.

© Éditeur officiel du Québec

Le premier alinéa ne s'applique pas à une carrière ou une sablière qui était située dans l'un de ces territoires le 17 août 1977. Il ne s'applique pas non plus à une carrière ou une sablière qui y est située après le 18 avril 2019, suite à un agrandissement sur un terrain qui appartenait le 17 août 1977 au propriétaire de la carrière ou de la sablière ou à une personne liée à ce propriétaire au sens de l'article 4 de la Loi sur la faillite et l'insolvabilité (L.R.C. 1985 c. B-3).

D. 236-2019, a. 13.

14. Une carrière ou une sablière ne doit pas être située:

1° dans les aires de protection immédiate d'un prélèvement d'eau souterraine de catégorie 1 au sens du Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (chapitre Q-2, r. 35.2);

2° dans les aires de protection intermédiaire ou éloignée d'un prélèvement d'eau souterraine de catégorie 1 au sens de ce règlement;

3° dans les aires de protection immédiate et intermédiaire d'un prélèvement d'eau de surface de catégorie 1 au sens de ce règlement.

Le paragraphe 2 du premier alinéa s'applique à compter du 1er avril 2021, sauf:

1° à une carrière ou une sablière qui, à cette date, est déjà située dans l'une des aires de protection visées à ce paragraphe;

2° à une carrière ou une sablière qui est située dans l'une des aires de protection visées à ce paragraphe suite à un agrandissement, après cette date, sur un terrain qui appartenait, avant cette même date, au propriétaire de cette carrière ou de cette sablière si celle-ci était déjà située dans cette aire.

Le paragraphe 3 du premier alinéa ne s'applique pas à une carrière ou une sablière qui est située dans l'une des aires visées à ce paragraphe le 18 avril 2019.

D. 236-2019, a. 14.

15. Une carrière ou une sablière doit être située à une distance minimale de 30 m d'un lac, d'un cours d'eau à débit régulier, d'un marécage arbustif riverain de l'un de ces milieux ou d'un marais ainsi que de 100 m d'une tourbière ouverte située au sud du 50e parallèle et de 30 m d'une telle tourbière située au nord du 50e parallèle.

Le premier alinéa n'a pas pour effet d'empêcher l'exploitation d'une carrière ou d'une sablière en deçà des distances prévues à cet alinéa dans les cas suivants:

1° la carrière ou la sablière est établie avant le 17 août 1977 et des activités relatives à cette exploitation étaient déjà effectuées en deçà de ces distances le 18 avril 2019. À compter de cette date, la distance entre la localisation de ces activités et le milieu concerné doit cependant être maintenue;

2° la carrière ou la sablière a été autorisée à exploiter en deçà de ces distances avant le 18 avril 2019.

Dans le cas visé au paragraphe 1 du deuxième alinéa, l'exploitant de cette carrière ou de cette sablière doit cependant, au plus tard le 18 avril 2022, faire dresser, par un professionnel ou par un titulaire d'un diplôme universitaire en biologie ou en sciences de l'environnement ayant les compétences requises dans le domaine, un plan géoréférencé indiquant la distance séparant la localisation des activités du milieu concerné. Ce plan doit être conservé jusqu'à 18 mois suivant la fermeture de la carrière ou de la sablière et être fourni au ministre à sa demande.

D. 236-2019, a. 15.

© Éditeur officiel du Québec

16. Une carrière ou une sablière doit être située à une distance minimale de 100 m des lieux suivants:

1° une réserve écologique constituée ou projetée en vertu de la Loi sur la conservation du patrimoine naturel (chapitre C-61.01) ou tout autre milieu naturel désigné par un plan en vertu de cette loi;

2° un parc régi par la Loi sur les parcs (chapitre P-9);

3° un habitat d'une espèce faunique ou floristique menacée ou vulnérable qui est identifié dans un plan dressé en vertu de la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (chapitre C-61.1) ou de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (chapitre E-12.01).

D. 236-2019, a. 16.

17. Une voie d'accès privée à une carrière ou à une sablière doit être située à une distance minimale de 25 m de toute habitation et de tout établissement public.

Le premier alinéa ne s'applique pas à une voie d'accès privée d'une carrière ou d'une sablière établie avant le 17 août 1977 qui est aménagée en deçà de la distance prévue au premier alinéa le 18 avril 2019. À compter de cette date, la distance entre la voie d'accès et les habitations et les établissements publics concernés doit cependant être maintenue.

D. 236-2019, a. 17.

18. Une carrière ou une sablière doit être située à une distance minimale de 35 m de toute voie publique.

De plus, lorsque la bande de terrain distançant la carrière ou la sablière de la voie publique appartient au propriétaire de cette carrière ou de cette sablière, elle doit être maintenue boisée lorsque des arbres recouvrent ce terrain.

Les premier et deuxième alinéas ne s'appliquent pas aux carrières et aux sablières situées au nord du 55e parallèle.

Le premier alinéa n'a pas pour effet d'empêcher l'exploitation d'une carrière ou d'une sablière établie avant le 17 août 1977 en deçà de la distance prévue à cet alinéa si des activités relatives à cette exploitation y étaient déjà effectuées le 18 avril 2019. À compter de cette date, la distance entre la localisation de ces activités et la voie publique doit cependant être maintenue.

D. 236-2019, a. 18.

19. Une carrière ou une sablière doit être située à une distance minimale de 10 m de tout terrain appartenant à une personne autre que le propriétaire de cette carrière ou de cette sablière, à moins que l'une ou l'autre soit également exploitée sur ce terrain.

Le premier alinéa n'a pas pour effet d'empêcher l'exploitation d'une carrière ou d'une sablière établie avant le 17 août 1977 en deçà de la distance prévue au premier alinéa le 18 avril 2019. À compter de cette date, la distance entre la localisation de ces activités et le terrain doit cependant être maintenue.

D. 236-2019, a. 19.

CHAPITRE V

NORMES D'EXPLOITATION

D. 236-2019, c. V.

20. L'exploitation d'une carrière ou d'une sablière dans un lac, un cours d'eau à débit régulier ou un marécage arbustif riverain de l'un de ces milieux est interdite.

© Éditeur officiel du Québec

L'exploitation d'une carrière ou d'une sablière est également interdite dans un marais ou une tourbière ouverte.

Le deuxième alinéa ne s'applique pas à une carrière ou à une sablière dont l'exploitation dans les milieux visés à cet alinéa a été autorisée avant le 18 avril 2019, ni à une carrière ou à une sablière établie avant le 17 août 1977 qui a débuté l'exploitation dans de tels milieux avant le 18 avril 2019.

Les premier et deuxième alinéas ne s'appliquent pas dans le cas où l'exploitation est effectuée conformément aux conditions prévues aux articles 343.2 et 344 du Règlement sur l'encadrement d'activités en fonction de leur impact sur l'environnement (chapitre Q-2, r. 17.1),

D. 236-2019, a. 20; D. 871-2020, a. 3; D. 1369-2021, a. 14.

21. L'exploitant d'une carrière ou d'une sablière doit, jusqu'à la cessation définitive de l'exploitation des substances minérales de surface, identifier à l'aide de repères visuels ou de balises d'une hauteur minimale de 1,5 m:

1° les limites de la carrière ou de la sablière;

2° la profondeur maximale d'exploitation de la carrière ou de la sablière.

Dans le cas d'une carrière ou d'une sablière établie ou agrandie à compter du 18 avril 2019 qui n'est pas localisée sur les terres du domaine de l'État, l'exploitant doit faire identifier les limites de la carrière ou de la sablière par un professionnel ayant les compétences requises en arpentage et faire dresser par celui-ci un plan indiquant les coordonnées géographiques:

1° des limites de la carrière ou de la sablière, en précisant chacun des sommets;

2° des repères ou des balises posés;

3° de toute habitation ou de tout établissement public situé en deçà:

a) de 600 m d'une carrière;

b) de 150 m d'une sablière;

4° de tout lieu visé à l'un des articles 13 à 19 pour lequel une distance est prescrite.

Au plus tard un an après que le plan visé au deuxième alinéa ait été dressé, l'exploitant doit le transmettre au ministre.

Le paragraphe 2 du premier alinéa ne s'applique pas à une sablière visée à l'article 117 du Règlement sur l'encadrement d'activités en fonction de leur impact sur l'environnement (chapitre Q-2, r. 17.1) pour laquelle l'exploitant a fait une déclaration de conformité.

Le présent article ne s'applique pas à une carrière ou à une sablière établie avant le 17 août 1977.

D. 236-2019, a. 21; D. 871-2020, a. 4.

22. L'exploitant d'une carrière ou d'une sablière qui conserve le sol arable afin de l'utiliser lors du réaménagement et de la restauration de cette carrière ou de cette sablière doit entreposer séparément ce sol des autres matières issues ou générées par son exploitation.

D. 236-2019, a. 22.

23. L'exploitant d'une carrière ou d'une sablière peut y entreposer ou y éliminer les particules récupérées par tout système de captation utilisé dans cette carrière ou cette sablière ainsi que les boues provenant de

© Éditeur officiel du Québec

bassins de sédimentation ou les boues de sciage générées par le traitement des substances minérales de surface qui n'ont pas été recyclées ou utilisées lors des travaux de remblayage.

Les matières entreposées ou éliminées qui sont visées au premier alinéa peuvent être mélangées avec la découverte de la carrière ou de la sablière.

D. 236-2019, a. 23.

CHAPITRE VI

NORMES DE REJET DE CONTAMINANTS ET MESURES DE CONTRÔLE

D. 236-2019, c. VI.

SECTION I

BRUIT

D. 236-2019, sec. I.

24. Le bruit émis dans une carrière ou une sablière, représenté par le niveau acoustique d'évaluation obtenu à l'habitation ou à l'établissement public, ne doit pas dépasser, pour tout intervalle de 1 heure, le plus élevé des niveaux sonores suivants:

1° le bruit résiduel;

2° 40 dBA entre 19 h et 7 h et 45 dBA entre 7 h et 19 h.

Le premier alinéa ne s'applique pas à l'égard d'une habitation appartenant ou louée au propriétaire ou à l'exploitant de la carrière ou de la sablière, ni aux établissements d'enseignement et aux établissements touristiques lorsqu'ils sont fermés.

D. 236-2019, a. 24.

25. Pour l'application de l'article 24, l'exploitant d'une carrière ou d'une sablière doit évaluer, avec un intervalle d'au plus 3 ans entre chaque évaluation, le bruit émis dans le cadre de l'exercice de ses activités lorsqu'une habitation ou un établissement public est situé en deçà:

1° de 600 m d'une carrière;

2° de 150 m d'une sablière.

L'exploitant doit faire effectuer les évaluations des niveaux sonores requises en vertu du présent article par un professionnel ayant les compétences requises dans le domaine. Ce dernier doit soumettre à l'exploitant un rapport faisant état des mesures prises et comprenant également les renseignements suivants:

1° son nom, ses coordonnées et sa profession;

2° les coordonnées géographiques des points de mesure ainsi que des habitations et des établissements publics présents dans les distances prévues au premier alinéa;

3° la description de l'appareil de mesure utilisé, sa précision et la date de son dernier étalonnage;

4° les conditions météorologiques et toute autre donnée ou observation pouvant influencer les mesures ou la propagation du bruit;

5° la date et les heures de début et de fin de la période de mesure;

© Éditeur officiel du Québec

6° la description de l'ensemble des activités de la carrière ou de la sablière exercées lors de la période de mesure;

7° une déclaration dans laquelle il atteste que les renseignements fournis sont exacts et que les mesures ont été effectuées en respectant les pratiques généralement reconnues et les règles de l'art.

L'exploitant de la carrière ou de la sablière doit conserver tout rapport visé au deuxième alinéa jusqu'à la fermeture de la carrière ou de la sablière ou pour une période de 12 ans suivant sa production, selon la première échéance. L'exploitant doit fournir tout rapport au ministre à sa demande.

D. 236-2019, a. 25.

SECTION II

EAUX REJETÉES

D. 236-2019, sec. II.

26. Les eaux issues d'une carrière ou d'une sablière et rejetées dans l'environnement doivent satisfaire aux normes suivantes:

1° la quantité d'hydrocarbures pétroliers (C10-C50) contenue dans ces eaux est inférieure ou égale à 2 mg/l;

2° la quantité de matières en suspension contenue dans ces eaux est inférieure ou égale à 50 mg/l;

3° le pH de ces eaux est compris entre 6 et 9,5.

D. 236-2019, a. 26.

SECTION III

PARTICULES

D. 236-2019, sec. III.

27. Les émissions de particules provenant des équipements utilisés dans une carrière ou une sablière, tels un concasseur, un séchoir, un crible, un tamis, un convoyeur, un broyeur, un élévateur, une trémie ou une foreuse, ainsi que provenant du transfert, de la chute ou de la manutention de matières effectué dans une carrière ou une sablière ne doivent pas être visibles à plus de 2 m de la source d'émission.

De plus, l'exploitant de la carrière ou de la sablière doit mettre en place des mesures d'atténuation afin de prévenir l'émission de particules provenant des matières entreposées ainsi que des aires de circulation et de stationnement et des voies d'accès privées à cette carrière ou à cette sablière.

D. 236-2019, a. 27.

28. Tout abat-poussière, autre que de l'eau, utilisé dans une carrière ou une sablière pour contrôler les émissions de particules doit être certifié conforme à la plus récente version de la norme BNQ 2410-300.

D. 236-2019, a. 28.

29. Lorsqu'une source d'émission de particules située dans une carrière ou une sablière est reliée à un système de captation des particules, ce système ne doit pas permettre l'émission dans l'atmosphère de particules en concentration supérieure à 30 mg/m^3 de gaz sec aux conditions de référence, lesquelles se rapportent à une température de 25 °C et à une pression de 101,3 kPa.

© Éditeur officiel du Québec

Pour l'application du premier alinéa, la valeur limite d'émission de particules dans l'atmosphère est respectée si les conditions prévues au premier alinéa de l'article 199 du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (chapitre Q-2, r. 4.1) sont satisfaites.

D. 236-2019, a. 29.

SECTION IV

VIBRATIONS

D. 236-2019, sec. IV.

30. Une procédure de bonnes pratiques de sautage, attestée par un ingénieur ou un géologue, doit être mise en oeuvre et tenue à jour par l'exploitant de toute carrière où est effectué du sautage. Cette procédure doit notamment inclure:

1° un programme de communication avec les citoyens habitant dans un rayon de 1 km ainsi qu'avec les municipalités concernées;

2° un programme de surveillance des vibrations, soit de la surpression d'air et de la vitesse particulaire.

L'exploitant de la carrière doit consigner dans un registre les données recueillies dans le cadre d'un programme visé au paragraphe 2 du premier alinéa ainsi que les renseignements suivants:

1° le nom, les coordonnées et la profession de la personne ayant effectué les mesures;

2° les coordonnées géographiques des points de mesure ainsi que des habitations et des établissements publics concernés;

3° la description de l'appareil de mesure utilisé, sa précision et la date de son dernier étalonnage;

4° les conditions météorologiques et toute autre donnée ou observation pouvant influencer la mesure ou la propagation des vibrations;

5° la date et les heures de début et de fin de la période de mesure;

6° une déclaration de la personne ayant effectué les mesures dans laquelle elle atteste que les mesures ont été effectuées en respectant le programme ainsi que les pratiques généralement reconnues et les règles de l'art.

L'exploitant doit conserver la procédure de bonnes pratiques pour une période de 5 ans et les données consignées au registre pour la même période à compter de la date de leur inscription. La procédure et les données doivent être fournies au ministre à sa demande.

D. 236-2019, a. 30.

31. Le sautage dans une carrière est interdit à moins de 600 m d'une habitation ou d'un établissement public entre 19 h et 7 h.

Le premier alinéa ne s'applique pas à l'égard d'une habitation appartenant ou louée au propriétaire ou à l'exploitant de la carrière, ni aux établissements d'enseignement et aux établissements touristiques lorsqu'ils sont fermés.

D. 236-2019, a. 31.

32. Un sautage effectué dans une carrière doit être réalisé conformément aux conditions suivantes:

1° aucune substance minérale n'est projetée à l'extérieur de la carrière;

© Éditeur officiel du Québec

2° la vitesse particulaire ne dépasse pas 10 mm/s mesurée à l'habitation ou à l'établissement public;

3° la surpression de l'air ne dépasse pas 126 dB linéaires mesurée à l'habitation ou à l'établissement public.

Au cours d'une année civile, la valeur limite prescrite par le paragraphe 2 du premier alinéa peut cependant être dépassée, jusqu'à un maximum de 15 mm/s, une seule fois ou jusqu'à un maximum de 10% du nombre total de sautages durant cette période.

Au cours d'une année civile, la valeur limite prescrite par le paragraphe 3 du premier alinéa peut cependant être dépassée, jusqu'à un maximum de 130 dB linéaires, 2 fois ou jusqu'à un maximum de 20% du nombre total de sautages durant cette période.

D. 236-2019, a. 32.

CHAPITRE VII

GARANTIE FINANCIÈRE

D. 236-2019, c. VII.

33. Une garantie financière est requise de tout exploitant d'une carrière ou d'une sablière pour assurer l'exécution de ses obligations de réaménagement et de restauration.

L'exploitant doit fournir cette garantie financière au ministre avant le début de l'exploitation de la carrière ou de la sablière et lui indiquer la superficie de terrain qui sera découverte pendant toute la durée de cette garantie.

La garantie doit être détenue pour toute la durée de l'exploitation des substances minérales de surface et des activités de réaménagement et de restauration de la carrière ou de la sablière ainsi que pour une période de 18 mois suivant la fermeture de la carrière ou de la sablière.

Le présent chapitre ne s'applique pas à l'État et à ses mandataires. Il ne s'applique pas non plus à l'exploitant qui a fourni une garantie en vertu de la Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles (chapitre P-41.1) afin de remettre le lieu en état d'être exploité en agriculture.

D. 236-2019, a. 33; D. 871-2020, a. 5.

34. Le montant de la garantie financière est fixé à:

1° 10 000 $ dans le cas où la superficie du terrain de la carrière ou de la sablière qui est découverte pendant toute la durée de la garantie est inférieure ou égale à 1 ha;

2° 10 000 $ multiplié par le nombre d'hectares dans le cas où la superficie du terrain de la carrière ou de la sablière qui est découverte pendant toute la durée de la garantie est supérieure à 1 ha.

Pour l'application du premier alinéa, une superficie de terrain restaurée depuis plus de 18 mois de même qu'une superficie de terrain découverte avant le 17 août 1977 ne sont pas considérées comme une superficie de terrain découverte.

D. 236-2019, a. 34.

35. La garantie financière doit être fournie sous l'une des formes suivantes:

1° une traite ou un chèque certifié à l'ordre du ministre des Finances;

© Éditeur officiel du Québec

2° un titre d'emprunt en dollars canadiens, émis ou garanti par le gouvernement du Québec ou par un autre gouvernement au Canada, dont la valeur marchande excède d'au moins 10% le montant de la garantie calculé conformément à l'article 34 et dont la durée est supérieure de 12 mois à la durée prévue de la garantie;

3° un cautionnement avec renonciation aux bénéfices de discussion et de division, émis par une personne morale régie par la Loi sur les assureurs (chapitre A-32.1), la Loi sur les coopératives de services financiers (chapitre C-67.3) ou la Loi sur les banques (L.C. 1991, c. 46);

4° une lettre de crédit irrévocable émise par une personne morale visée au paragraphe 3.

La garantie fournie sous la forme d'une traite, d'un chèque certifié ou d'un titre d'emprunt est déposée au Bureau général de dépôts pour le Québec.

D. 236-2019, a. 35.

36. La garantie fournie sous la forme d'un cautionnement ou d'une lettre de crédit irrévocable doit être d'une durée minimale de 12 mois. Une preuve de son renouvellement ou une nouvelle garantie doit être fournie au ministre au moins 60 jours avant sa date d'expiration.

Une telle garantie doit comporter une clause fixant à au moins 12 mois après son expiration ou sa résiliation le délai dont dispose le ministre pour présenter une réclamation à la personne morale qui l'a émise.

Elle doit également prévoir que sa modification ou sa résiliation ne peut prendre effet sans l'envoi, par poste recommandée, d'un préavis d'au moins 60 jours au ministre.

Sous réserve du droit applicable au Québec, la garantie fournie sous la forme d'une lettre de crédit irrévocable doit être conforme aux règles de la Chambre de commerce internationale relatives aux lettres de crédit stand-by telles que ces règles se lisent le jour où la garantie est émise.

D. 236-2019, a. 36.

37. Le ministre utilise la garantie fournie par l'exploitant d'une carrière ou d'une sablière dans tous les cas où celui-ci, malgré un avis de remédier à son défaut, refuse ou néglige d'exécuter une obligation à laquelle il est tenu en application de la Loi ou de ses règlements.

La garantie peut être utilisée pour le paiement ou le remboursement de toute dépense afférente à l'exécution de l'obligation en cause.

D. 236-2019, a. 37.

CHAPITRE VIII

RÉAMÉNAGEMENT ET RESTAURATION

D. 236-2019, c. VIII.

38. Le réaménagement et la restauration ont pour objet de réinsérer la carrière ou la sablière dans l'environnement après la cessation définitive de l'exploitation des substances minérales de surface. La carrière ou la sablière est considérée comme fermée lorsque ce réaménagement et cette restauration sont complétés.

Le réaménagement et la restauration doivent notamment atteindre les objectifs suivants:

1° éliminer les risques inacceptables pour la santé et assurer la sécurité des personnes;

2° prévenir le rejet de contaminants susceptibles de porter atteinte au milieu;

© Éditeur officiel du Québec

3° éliminer tout entretien ou suivi à long terme;

4° mettre le lieu dans un état compatible avec son usage ultérieur.

D. 236-2019, a. 38.

39. L'exploitant d'une carrière ou d'une sablière doit réaliser le réaménagement et la restauration conformément au plan inclus dans son autorisation délivrée en vertu de l'article 22 de la Loi.

D. 236-2019, a. 39.

40. L'exploitant d'une carrière ou d'une sablière établie avant le 17 août 1977 doit, même s'il ne détient pas de plan de réaménagement et de restauration, réaménager et restaurer le terrain découvert depuis cette date dans le cadre de l'exploitation de sa carrière ou de sa sablière, conformément aux dispositions du présent règlement.

Dans le cas où l'exploitant d'une carrière ou d'une sablière établie avant le 17 août 1977 réaménage et restaure le terrain découvert avant cette date, il doit effectuer les travaux de réaménagement et de restauration conformément aux dispositions du présent règlement.

D. 236-2019, a. 40.

41. Les travaux de réaménagement et de restauration de l'exploitant visé à l'article 39 ou au premier alinéa de l'article 40 doivent débuter au plus tard un an suivant la cessation définitive de l'exploitation des substances minérales de surface de la carrière ou de la sablière.

D. 236-2019, a. 41.

42. Le réaménagement et la restauration d'une carrière ou d'une sablière doivent être réalisés selon l'une ou plusieurs des options suivantes, aux conditions prévues par les dispositions du présent chapitre:

1° la végétalisation du terrain, avec notamment le sol arable entreposé ou des matières résiduelles fertilisantes;

2° le régalage du terrain ou la réduction des fronts de taille;

3° le remblayage par l'une ou l'autre des matières suivantes:

a) la découverte ou les substances minérales de surface;

b) des sols ne contenant aucun contaminant issu d'une activité humaine;

c) les boues provenant des bassins de sédimentation d'une carrière ou d'une sablière ou des bassins de sédimentation utilisés dans un procédé de transformation de la pierre de taille ainsi que les boues de sciage générées par un traitement des substances minérales de surface, dans la mesure où ces boues satisfont aux conditions suivantes:

i. leur siccité, mesurée par un laboratoire accrédité par le ministre en vertu de l'article 118.6 de la Loi, est égale ou supérieure à 15%;

ii. elles ne contiennent pas de liquide libre;

d) les particules récupérées par tout système de captation installé dans la carrière ou la sablière et destiné à prévenir les émissions de particules dans l'atmosphère;

e) dans le cas d'une carrière uniquement, des sols contenant des contaminants issus d'une activité humaine en concentration inférieure ou égale aux valeurs limites prévues à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37);

© Éditeur officiel du Québec

4° la restauration ou la création de milieux humides et hydriques.

Malgré le premier alinéa, dans le cas de l'exploitant d'une sablière ayant fait une déclaration de conformité visée à l'article 117 du Règlement sur l'encadrement d'activités en fonction de leur impact sur l'environnement (chapitre Q-2, r. 17.1), le réaménagement et la restauration de la sablière doivent être effectués uniquement par régalage et végétalisation du terrain découvert.

D. 236-2019, a. 42; D. 871-2020, a. 6.

43. Le réaménagement et la restauration d'une carrière ou d'une sablière peuvent également être réalisés selon l'une des options suivantes:

1° l'aménagement d'un lieu d'enfouissement de matières résiduelles;

2° l'aménagement d'un espace ou la réalisation d'une construction ou d'un ouvrage.

Cependant, afin que ces options puissent être mises en oeuvre, l'exploitant doit, dans l'année précédant celle de la cessation définitive de l'exploitation des substances minérales de surface de la carrière ou de la sablière, obtenir au préalable, selon le cas, une autorisation conformément aux sous-paragraphes iii et iv du sous-paragraphe *b* du paragraphe 3 de l'article 113 ou une modification de son autorisation conformément au paragraphe 2 de l'article 114 du Règlement sur l'encadrement d'activités en fonction de leur impact sur l'environnement (chapitre Q-2, r. 17.1).

Un tiers peut également demander au ministre la délivrance d'une autorisation pour la réalisation de l'une des options prévues au premier alinéa, en lieu et place de l'exploitant, dans le délai prévu au deuxième alinéa et conformément à l'article 113 du Règlement sur l'encadrement d'activités en fonction de leur impact sur l'environnement.

D. 236-2019, a. 43; D. 871-2020, a. 7.

44. Les options visées aux paragraphes 1, 2 et 3 du premier alinéa de l'article 42 doivent également satisfaire aux conditions suivantes:

1° les travaux de régalage, de réduction des fronts de taille ou de remblayage doivent stabiliser les pentes et, dans le cas d'une sablière, le profil final du terrain doit être d'au plus 30° de l'horizontale, à moins de stabiliser ce terrain à l'aide d'un ouvrage prévenant tout affaissement et toute érosion;

2° les travaux de végétalisation, soit d'ensemencement ou de plantation, doivent permettre de reconstituer, 18 mois suivant la fermeture de la carrière ou de la sablière, un sol et un couvert végétal naturel permanent en croissance, sauf si les végétaux sont récoltés dans le cadre d'une remise en culture du terrain.

Dans le cas où l'option visée au paragraphe 2 du premier alinéa de l'article 42 est retenue pour une carrière établie après le 17 août 1977 et localisée à flanc de colline, de montagne, de falaise ou de coteau, le front de taille doit être constitué de gradins d'au plus 10 m de hauteur et de paliers horizontaux d'au moins 4 m devant être végétalisés, à moins que l'exploitant ne démontre que les objectifs visés à l'article 38 sont atteints.

Les travaux de remblayage dans une carrière ou une sablière conformément au sous-paragraphe *b* du paragraphe 3 du premier alinéa de l'article 42 ne doivent pas donner lieu au dépôt de contaminants issus de l'activité humaine dans cette carrière ou cette sablière.

En tout temps les travaux de remblayage dans une carrière par des sols visés aux sous-paragraphes *b* et *e* du paragraphe 3 du premier alinéa de l'article 42 ne doivent pas donner lieu au dépôt de contaminants en concentration supérieure aux valeurs limites prévues à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37).

D. 236-2019, a. 44.

© Éditeur officiel du Québec

45. L'exploitant d'une carrière qui effectue du remblayage conformément au sous-paragraphe *e* du paragraphe 3 du premier alinéa de l'article 42 est tenu de vérifier l'admissibilité des sols avant leur entrée dans la carrière. À cette fin, l'exploitant doit, avant la réception des sols contaminés, confirmer la nature et les valeurs de concentration des substances présentes dans ces sols sur la base de rapports d'analyse soumis par le fournisseur et présentant un nombre d'échantillons représentatifs.

De plus, l'exploitant d'une carrière ou d'une sablière qui reçoit des sols pour effectuer du remblayage conformément à l'un des sous-paragraphes *b* et *e* du paragraphe 3 du premier alinéa de l'article 42 doit, lors de la réception de ces sols, prélever et faire analyser un échantillon pour chaque lot de sols inférieur ou égal à 200 tonnes métriques. Pour tout lot de sols supérieur à 200 tonnes métriques, l'exploitant doit prélever et faire analyser un échantillon supplémentaire pour chaque fraction additionnelle de sols inférieure ou égale à 400 tonnes métriques.

L'analyse des échantillons prélevés conformément au présent article doit permettre d'identifier les composés visés à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37) qui suivent:

1° les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP);

2° les hydrocarbures pétroliers (C10-C50);

3° les métaux et métalloïdes;

4° dans le cas où la matière reçue consiste en des sols visés au sous-paragraphe *e* du paragraphe 3 du premier alinéa de l'article 42, tout contaminant identifié dans le rapport de caractérisation visé au premier alinéa.

Les analyses requises pour l'application du présent article doivent être effectuées par un laboratoire accrédité par le ministre en vertu de l'article 118.6 de la Loi.

D. 236-2019, a. 45.

46. Pour tout remblayage effectué en vertu des sous-paragraphes *b* et *e* du paragraphe 3 du premier alinéa de l'article 42, l'exploitant d'une carrière ou d'une sablière doit consigner dans un registre les renseignements et les documents suivants:

1° les coordonnées du fournisseur des sols ainsi que celles du transporteur;

2° dans le cas visé au premier alinéa de l'article 45, les rapports soumis par le fournisseur;

3° la nature et la concentration des substances présentes dans les sols ainsi que les rapports d'analyses produits par le laboratoire suite à leur réception;

4° les coordonnées du lieu d'origine des sols;

5° la date d'admission de ces sols;

6° la quantité de sols reçus, exprimée en tonnes métriques;

7° les données du prélèvement et de l'analyse des sols lors de leur réception.

L'exploitant d'une carrière ou d'une sablière doit conserver le registre pendant le réaménagement et la restauration et par la suite pour une période de 5 ans à compter de la date de fermeture de la carrière ou de la sablière.

D. 236-2019, a. 46.

© Éditeur officiel du Québec

47. L'exploitant d'une carrière qui utilise l'une des options visées aux sous-paragraphes *b* et *e* du paragraphe 3 du premier alinéa de l'article 42 doit transmettre au ministre, au plus tard le 31 janvier suivant chaque année au cours de laquelle la carrière est réaménagée et restaurée, un rapport annuel de réaménagement et de restauration contenant les renseignements et les documents suivants:

1° une compilation des données recueillies conformément à l'article 46;

2° un plan et les données faisant état de la progression du remblayage des sols dans la carrière.

D. 236-2019, a. 47.

CHAPITRE IX

SANCTIONS ADMINISTRATIVES PÉCUNIAIRES

D. 236-2019, c. IX.

48. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 500 $ dans le cas d'une personne physique ou de 2 500 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut:

1° *(paragraphe abrogé);*

2° *(paragraphe abrogé);*

3° de faire dresser le plan visé au troisième alinéa de l'article 15 ou de le conserver ou de le fournir au ministre, en contravention avec cet alinéa;

4° de maintenir boisée la bande de terrain distançant une carrière ou une sablière d'une voie publique, en contravention avec le deuxième alinéa de l'article 18;

5° de faire l'identification à l'aide de repères visuels ou de balises, conformément au premier alinéa de l'article 21;

6° de faire dresser le plan prescrit par le deuxième alinéa de l'article 21;

7° de transmettre au ministre le plan visé au deuxième alinéa de l'article 21, dans le délai prescrit par le troisième alinéa de cet article;

8° d'entreposer séparément le sol arable des autres matières, en contravention avec l'article 22;

9° de faire évaluer le bruit dans les cas prévus au premier alinéa de l'article 25, à l'intervalle prévu à cet alinéa;

10° de faire effectuer l'évaluation des niveaux sonores par un professionnel, conformément au deuxième alinéa de l'article 25;

11° de conserver tout rapport d'évaluation des niveaux sonores visé au deuxième alinéa de l'article 25 ou de le fournir au ministre, en contravention avec le troisième alinéa de cet article;

12° de mettre en place des mesures d'atténuation afin de prévenir l'émission de particules, en contravention avec le deuxième alinéa de l'article 27;

13° d'utiliser un abat-poussière certifié conforme à la norme prescrite à l'article 28;

14° de mettre en oeuvre et de tenir à jour une procédure de bonnes pratiques de sautage conformément au premier alinéa de l'article 30;

© Éditeur officiel du Québec

15° de consigner dans un registre les données et les renseignements visés au deuxième alinéa de l'article 30;

16° de conserver ou de fournir au ministre la procédure de bonnes pratiques de sautage et les données consignées au registre, conformément au troisième alinéa de l'article 30;

17° de fournir au ministre la garantie financière et de lui indiquer la superficie de terrain qui sera découverte pendant toute la durée de cette garantie, dans le délai prescrit par le deuxième alinéa de l'article 33;

18° de détenir une garantie financière pour la durée et la période prévues au troisième alinéa de l'article 33;

19° de fournir au ministre une garantie financière d'un montant calculé conformément au premier alinéa de l'article 34;

20° de fournir une garantie financière sous l'une des formes visées au premier alinéa de l'article 35;

21° de fournir au ministre une preuve du renouvellement de la garantie financière ou une nouvelle garantie financière, dans le délai prescrit par le premier alinéa de l'article 36;

22° de réaliser le réaménagement et la restauration d'une carrière ou d'une sablière conformément au plan inclus dans son autorisation, en contravention avec l'article 39;

23° de réaménager et de restaurer le terrain découvert depuis le 17 août 1977, en contravention avec le premier alinéa de l'article 40;

24° d'effectuer les travaux de réaménagement et de restauration du terrain découvert avant le 17 août 1977 conformément aux dispositions du présent règlement, en contravention avec le deuxième alinéa de l'article 40;

25° de débuter les travaux de réaménagement et de restauration dans le délai prescrit par l'article 41;

26° de réaménager et de restaurer une carrière ou une sablière selon l'une ou plusieurs des options prévues à l'article 42 ou au premier alinéa de l'article 43, selon les conditions indiquées à ces articles et à l'article 44;

27° de vérifier l'admissibilité des sols avant leur entrée dans une carrière, dans le cas et selon les conditions prévues au premier alinéa de l'article 45;

28° de faire prélever ou analyser un échantillon de sols lors de leur réception, dans les cas et selon les conditions prévues aux deuxième et troisième alinéas de l'article 45;

29° de faire effectuer les analyses prescrites par les premier et deuxième alinéas de l'article 45 par un laboratoire accrédité, en contravention avec le quatrième alinéa de cet article;

30° de consigner dans un registre les renseignements et les documents visés au premier alinéa de l'article 46 ou de le conserver pour la période prévue au deuxième alinéa de cet article, dans les cas et selon les conditions qui y sont prévues;

31° de transmettre au ministre le rapport annuel visé à l'article 47, dans le délai qui y est prescrit.

La sanction prévue au premier alinéa peut également être imposée à quiconque entrepose ou élimine des particules ou des boues qui ne satisfont pas aux conditions prévues au premier alinéa de l'article 23.

D. 236-2019, a. 48; D. 871-2020, a. 8.

© Éditeur officiel du Québec

49. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 750 $ dans le cas d'une personne physique ou de 3 500 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut de respecter l'interdiction de sautage selon les conditions ou durant les périodes prévues au premier alinéa de l'article 31.

D. 236-2019, a. 49.

50. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 1 000 $ dans le cas d'une personne physique ou de 5 000 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut:

1° *(paragraphe abrogé);*

2° *(paragraphe abrogé);*

3° de respecter les normes de localisation concernant les aires de protection d'un prélèvement d'eau, en contravention avec l'article 14;

4° de respecter les normes de distance minimale entre une carrière ou une sablière et un lac, un cours d'eau à débit régulier, un marécage arbustif riverain de l'un de ces milieux, un marais ou une tourbière ouverte, en contravention avec le premier alinéa de l'article 15;

5° de maintenir la distance entre une carrière ou une sablière et un lac, un cours d'eau à débit régulier, un marécage arbustif riverain de l'un de ces milieux, un marais ou une tourbière ouverte, en contravention avec le paragraphe 1 du deuxième alinéa de l'article 15;

6° d'obtenir une autorisation ou une modification d'autorisation préalablement à la mise en oeuvre l'une des options prévues au premier alinéa de l'article 43, dans le délai prescrit au deuxième alinéa de cet article.

D. 236-2019, a. 50; D. 871-2020, a. 9.

51. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 1 500 $ dans le cas d'une personne physique ou de 7 500 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque:

1° fait défaut de respecter la norme de localisation concernant les territoires énumérés au premier alinéa de l'article 13, en contravention avec cet alinéa;

2° fait défaut de respecter la norme de distance minimale entre une carrière ou une sablière et une réserve écologique ou tout autre milieu naturel désigné par un plan, un parc ou un habitat d'une espèce faunique ou floristique, en contravention avec l'article 16;

3° fait défaut de respecter la norme de distance minimale entre une voie d'accès privée à une carrière ou à une sablière et une habitation ou un établissement public, en contravention avec le premier alinéa de l'article 17;

4° fait défaut de maintenir la distance entre la voie d'accès privée à une carrière ou à une sablière et les habitations et les établissements publics, en contravention avec le deuxième alinéa de l'article 17;

5° fait défaut de respecter la norme de distance minimale entre une carrière ou une sablière et une voie publique, en contravention avec le premier alinéa de l'article 18;

6° fait défaut de maintenir la distance entre la localisation des activités d'une carrière ou d'une sablière et la voie publique, en contravention avec le quatrième alinéa de l'article 18;

7° fait défaut de respecter la norme de distance minimale entre une carrière ou une sablière et tout terrain appartenant à une personne autre que le propriétaire de cette carrière ou sablière, en contravention avec l'article 19;

© Éditeur officiel du Québec

8° exploite une carrière ou une sablière dans un lac, un cours d'eau à débit régulier, un marécage arbustif riverain de l'un de ces milieux, un marais ou une tourbière ouverte, en contravention avec le premier ou le deuxième alinéa de l'article 20.

D. 236-2019, a. 51.

52. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 2 000 $ dans le cas d'une personne physique ou de 10 000 $ dans les autres cas peut être imposée à quiconque fait défaut de respecter:

1° les normes de bruit prescrites par le premier alinéa de l'article 24;

2° les normes relatives aux eaux issues d'une carrière ou d'une sablière prescrites par l'article 26;

3° la norme d'émission de particules prescrite par le premier alinéa de l'article 27;

4° la norme d'émission de particules relative à un système de captation des particules prescrite par le premier alinéa de l'article 29;

5° les conditions relatives au sautage prescrites par l'article 32.

D. 236-2019, a. 52.

CHAPITRE X

SANCTIONS PÉNALES

D. 236-2019, c. X.

53. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 2 500 $ à 250 000 $ ou, dans les autres cas, d'une amende de 7 500 $ à 1 500 000 $, quiconque contrevient au troisième alinéa de l'article 15, au deuxième alinéa de l'article 18, à l'article 21 ou 22, au premier alinéa de l'article 23, à l'article 25, au deuxième alinéa de l'article 27, à l'article 28 ou 30, au deuxième ou troisième alinéa de l'article 33, au premier alinéa de l'article 34, 35 ou 36, à l'article 39, 40, 41 ou 42, au premier alinéa de l'article 43 ou à l'article 44, 45, 46 ou 47.

D. 236-2019, a. 53; D. 871-2020, a. 10.

54. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 4 000 $ à 250 000 $ ou, dans les autres cas, d'une amende de 12 000 $ à 1 500 000 $, quiconque contrevient au premier alinéa de l'article 31.

D. 236-2019, a. 54.

55. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 5 000 $ à 500 000 $ ou, malgré l'article 231 du Code de procédure pénale (chapitre C-25.1), d'une peine d'emprisonnement maximale de 18 mois, ou des deux à la fois, ou, dans les autres cas, d'une amende de 15 000 $ à 3 000 000 $, quiconque:

1° contrevient à l'article 14, au premier alinéa ou au paragraphe 1 du deuxième alinéa de l'article 15 ou au deuxième alinéa de l'article 43;

2° en application du présent règlement, fait une déclaration, communique un renseignement ou produit un document faux ou trompeur.

D. 236-2019, a. 55; D. 871-2020, a. 11.

56. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 8 000 $ à 500 000 $ ou, malgré l'article 231 du Code de procédure pénale (chapitre C-25.1), d'une peine

© Éditeur officiel du Québec

d'emprisonnement maximale de 18 mois, ou des deux à la fois, ou, dans les autres cas, d'une amende de 24 000 $ à 3 000 000 $, quiconque contrevient à l'article 13, 16 ou 17, au premier ou quatrième alinéa de l'article 18, à l'article 19 ou au premier ou deuxième alinéa de l'article 20.

D. 236-2019, a. 56.

57. Commet une infraction et est passible, dans le cas d'une personne physique, d'une amende de 10 000 $ à 1 000 000 $ ou, malgré l'article 231 du Code de procédure pénale (chapitre C-25.1), d'une peine d'emprisonnement maximale de 3 ans, ou des deux à la fois, ou, dans les autres cas, d'une amende de 30 000 $ à 6 000 000 $, quiconque contrevient au premier alinéa de l'article 24, 26, 27 ou 29 ou à l'article 32.

D. 236-2019, a. 57.

58. Quiconque contrevient à toute autre obligation imposée par le présent règlement qui n'est pas autrement sanctionnée par le présent chapitre commet également une infraction et est passible, dans le cas où aucune autre peine n'est prévue par le présent chapitre ou par la Loi, d'une amende de 1 000 $ à 100 000 $ dans le cas d'une personne physique, ou, dans les autres cas, d'une amende de 3 000 $ à 600 000 $.

D. 236-2019, a. 58.

CHAPITRE XI

DISPOSITIONS TRANSITOIRES

D. 236-2019, c. XI.

59. Le premier alinéa de l'article 21 s'applique à compter du 18 avril 2022 à tout exploitant d'une carrière ou d'une sablière établie le ou après le 17 août 1977 mais avant le 18 avril 2019.

D. 236-2019, a. 59.

60. L'article 24 s'applique à compter du 18 avril 2022:

1° à tout exploitant d'une carrière ou d'une sablière établie avant le 18 avril 2019 et pour laquelle aucune norme de bruit ne lui était applicable en vertu du Règlement sur les carrières et sablières (chapitre Q-2, r. 7), tel qu'il se lisait le 17 avril 2019;

2° à tout exploitant d'une carrière ou d'une sablière établie avant le 17 août 1977.

Également, l'évaluation du bruit exigée en vertu de l'article 25 doit être effectuée au plus tard le 18 avril 2022 par tout exploitant d'une carrière ou d'une sablière établie avant le 18 avril 2019.

Toute norme de bruit prévue par l'article 12 du Règlement sur les carrières et sablières, tel qu'il se lisait le 17 avril 2019, ou prescrite dans l'autorisation d'un exploitant, qui s'applique à une carrière ou à une sablière à cette date, continue de s'appliquer à cette carrière ou à cette sablière jusqu'au 17 avril 2022.

D. 236-2019, a. 60.

61. L'article 29 s'applique à compter du 18 avril 2022 à tout exploitant d'une carrière ou d'une sablière établie avant le 18 avril 2019.

L'article 32 du Règlement sur les carrières et sablières (chapitre Q-2, r. 7), tel qu'il se lisait le 17 avril 2019 continue de s'appliquer à cette carrière ou à cette sablière jusqu'au 17 avril 2022.

D. 236-2019, a. 61.

© Éditeur officiel du Québec

62. L'article 30 et les paragraphes 2 et 3 du premier alinéa de l'article 32 s'appliquent à compter du 18 avril 2022 à tout exploitant d'une carrière établie avant le 18 avril 2019.

L'article 34 du Règlement sur les carrières et sablières (chapitre Q-2, r. 7), tel qu'il se lisait le 17 avril 2019, continue de s'appliquer à cette carrière jusqu'au 17 avril 2022.

D. 236-2019, a. 62.

63. Le chapitre VII s'applique à tout exploitant d'une carrière ou d'une sablière établie avant le 18 avril 2019 que dans la mesure où ce dernier n'a pas terminé le réaménagement et la restauration de cette carrière ou de cette sablière le 18 avril 2022. Au plus tard à cette date, cet exploitant est alors tenu de fournir au ministre une garantie conformément aux conditions prévues à ce chapitre.

Toute garantie qui est requise de l'exploitant d'une sablière le 17 avril 2019 doit être maintenue, selon les conditions prévues à cette date, jusqu'au 17 avril 2022.

D. 236-2019, a. 63; N.I. 2019-06-01.

CHAPITRE XII

DISPOSITIONS FINALES

D. 236-2019, c. XII.

64. Le présent règlement remplace le Règlement sur les carrières et sablières (chapitre Q-2, r. 7).

Toutefois, les dispositions de ce règlement continuent de s'appliquer aux exploitants de carrières et de sablières dans la mesure prévue aux dispositions du chapitre XI.

D. 236-2019, a. 64.

65. *(Omis)*.

D. 236-2019, a. 65.

© Éditeur officiel du Québec

ANNEXE I

(a. 13)

TERRITOIRES INTERDITS

D. 236-2019, Ann. I.

© Éditeur officiel du Québec

PROVINCE DE QUÉBEC
MUNICIPALITÉS : VILLE DE SAINT-BRUNO-DE-MONTARVILLE ET VILLE DE SAINTE-JULIE
MUNICIPALITÉ RÉGIONALE DE COMTÉ : HORS MRC ET MARGUERITE-D'YOUVILLE

DESCRIPTION TECHNIQUE

TERRITOIRE DU MONT SAINT-BRUNO

En référence au plan municipal de Saint Bruno de Montarville publié par le ministère des Transports du Québec (août 2014) et au plan du cadastre du Québec des circonscriptions foncières de Chambly et Verchères (données extraites d'Infolot le 27 février 2017), tout le territoire suivant :

Partant du sommet Sud Ouest du lot 2 420 823, soit le point "**1**" figurant sur le plan joint à la présente description, étant le "POINT DE DÉPART" ;

De là, vers le Sud Ouest, suivant l'emprise Nord Ouest du boulevard Sir Wilfrid Laurier (route 116) (lots 2 420 748 et 2 420 747) jusqu'à l'emprise Nord Est du boulevard de Boucherville (lot 2 420 735), soit jusqu'au point "**2**" ;

De là, vers le Nord Ouest, suivant l'emprise Nord Est dudit boulevard (lots 2 420 735, 2 420 736, ptie 2 420 754, 2 420 778 à 2 740 780 et ptie 2 420 669), jusqu'à l'emprise Ouest du chemin De La Rabastalière Est (lot 2 420 669), soit jusqu'au point "**3**";

De là, dans une direction générale Sud Ouest, suivant ladite emprise (lots 2 420 669, 2 420 810 et 2 420 667) jusqu'à l'emprise Nord Est de la rue Montarville (lot 2 114 968), soit jusqu'au point "**4**" ;

GBY10103603-251 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

De là, vers le Nord Ouest, suivant ladite emprise (lots 2 114 968, 2 420 666, 2 420 664, 2 114 964, 2 114 914, 2 420 629 et 2 114 906), puis suivant la limite Nord Est des lots 2 348 482, 2 348 481, 2 111 997, 2 111 998, 2 114 893, 2 111 982, 2 111 995, 2 111 994, 2 111 993, 2 114 741, 2 111 991, 2 228 936, puis suivant l'emprise Nord Est de la rue Frontenac Est (lot 2 114 903), jusqu'à la limite Sud Est du lot 2 348 486, puis suivant un gisement de 308°32'45" sur une distance de trente sept mètres et quarante quatre centièmes (37,44 m) jusqu'à l'emprise Sud Est de la Montée Montarville (sommet Sud Est du lot 2 111 851), soit jusqu'au point "**5**" ;

De là, vers le Nord Est, suivant la limite Sud Est des lots 2 111 851, 2 228 926 et 2 229 006, puis suivant un gisement de 37°01'22" sur une distance de quatre cent vingt quatre mètres et soixante trois centièmes (424,63 m) jusqu'à l'emprise Sud Est du Rang des Vingt Cinq Est (lot 2 420 604), puis suivant ladite emprise (lots 2 420 604, 2 420 588 et 2 420 824), puis celle du chemin du Fer à Cheval (lots 2 451 967, 5 432 640 et 5 432 643), jusqu'à l'emprise Sud Ouest de la rue Jacquelin Beaulieu, soit jusqu'au point "**6**" ;

De là, vers le Nord Est, suivant un arc de cercle de quinze mètres et vingt quatre centièmes (15,24 m) et de quatre cent soixante et deux mètres et cinquante centièmes de rayon interne (462,50 m), jusqu'à l'emprise Nord Est de la rue Jacquelin Beaulieu, puis suivant l'emprise Est du chemin du Fer à Cheval (lot 5 432 643), jusqu'à l'oléoduc de « Montreal Pipeline », soit jusqu'au point "**7**" ;

De là, vers le Sud Est, suivant l'oléoduc selon un gisement de 115°20'04" sur une distance de mille trois cent soixante neuf mètres et huit centièmes (1 369,08 m) jusqu'à la limite Ouest du lot 2 420 481, limite séparatrice entre les villes de Sainte Julie et de Saint Bruno de Montarville, soit jusqu'au point "**8**" ;

GBY10103603-251 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

De là, vers le Nord et le Sud Est, suivant ladite limite (limites Ouest et Nord Est du lot 2 420 481), jusqu'à la limite séparatrice entre les villes de Saint Bruno de Montarville et de Saint Basile le Grand (lot 3 410 415), soit jusqu'au point "**9**" ;

De là, vers le Sud, suivant ladite limite (limite Est des lots 2 420 481, 2 420 475 et 2 420 480), jusqu'à l'emprise Nord Ouest du rang des Vingt (lot 2 452 048), soit jusqu'au point "**10**" ;

De là, vers le Sud Ouest, suivant ladite emprise (lot 2 452 048), jusqu'au sommet Ouest du lot 2 452 048, puis suivant un gisement de 214°17'14" sur une distance de trente sept mètres et quatre vingt sept centièmes (37,87 m), puis suivant un gisement de 202°44'29" sur une distance de trente mètre et soixante seize centièmes (30,76 m), jusqu'au sommet Est du lot 2 420 453, puis à nouveau suivant l'emprise (lot 2 420 823) sur une distance de sept cent quatre vingt sept mètres quarante et un centièmes (787,41 m), soit jusqu'au point "**11**" ;

De là, vers le Sud Ouest, suivant un gisement de 206°31'07" sur une distance de quatre vingt huit mètres et soixante huit centièmes (88,68 m), puis suivant à nouveau l'emprise (lot 2 420 823), pour revenir au "POINT DE DÉPART", numéro "**1**" au plan joint.

Les distances sur ce document sont en mètres (SI).

Les gisements sur ce document sont en référence au système SCOPQ (fuseau 8) NAD 83.

GBY10103603-251 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

Les coordonnées des points sont :

	Coordonnées SCOPQ	
Numéro de point	Y	X
1	5042557	319654
2	5042279	319006
3	5043784	317615
4	5043085	317133
5	5044527	315722
6	5047849	318184
7	5048103	318227
8	5047517	319464
9	5045938	320994
10	5044524	320842
11	5042725	319744

Cette description a été préparée pour le Gouvernement du Québec, représenté par son ministre du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

Le plan qui l'accompagne fait partie intégrante de la présente description technique.

GBY10103603-251 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

PRÉPARÉ À QUÉBEC, LE 29 JUIN 2017, SOUS LE NUMÉRO 251 DE MES MINUTES.

DOSSIER GBY10103603

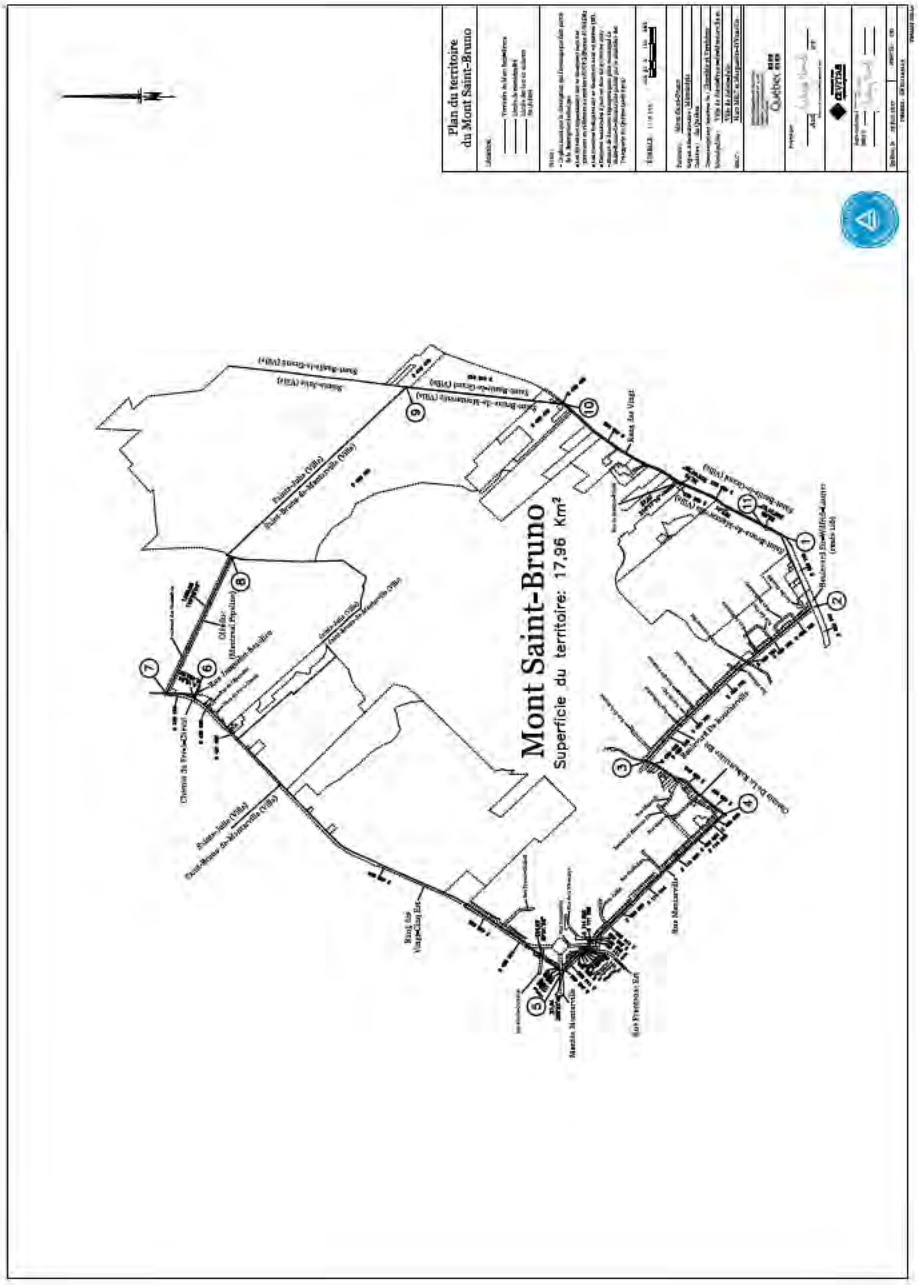
Audrey Hamel

Audrey Hamel
ARPENTEURE-GÉOMÈTRE

VRAIE COPIE CONFORME
ÉMISE LE 2017-06-29
PAR : Audrey Hamel

GBY10103603-251 (AH)

© Éditeur officiel du Québec



© Éditeur officiel du Québec

PROVINCE DE QUÉBEC
MUNICIPALITÉS : VILLE DE MONT SAINT-HILAIRE, SAINT-JEAN-BAPTISTE ET PAROISSE DE SAINTE-MARIE-MADELEINE
MUNICIPALITÉ RÉGIONALE DE COMTÉ : LA VALLÉE-DU-RICHELIEU

DESCRIPTION TECHNIQUE

TERRITOIRE DU MONT SAINT HILAIRE

En référence au plan municipal de la ville de Mont Saint Hilaire publié par le ministère des Transports du Québec (août 2014) et au plan du cadastre du Québec, de la circonscription foncière de Rouville (données extraites d'Infolot le 27 février 2017), tout le territoire suivant :

Partant de l'intersection de l'emprise Sud du boulevard Sir Wilfrid Laurier (route 116) (lot 3 956 714) avec l'emprise Est de la rue Fortier (lot 5 648 298), soit le point "**1**" figurant sur le plan joint à la présente description, étant le "POINT DE DÉPART" ;

De là, dans une direction générale Nord Est, suivant l'emprise Sud Est dudit boulevard (lots 3 956 714, 3 956 787, 2 349 006, 2 348 998, 2 349 299, 1 817 447, 1 817 673, 1 817 829, 2 349 300, 1 818 533 et 1 818 511) jusqu'à l'emprise Sud Ouest du chemin Benoit (route 229) (lot 1 818 284), soit jusqu'au point "**2**" ;

De là, dans une direction générale Sud Est, suivant ladite emprise (lots 1 818 284 et 1 818 472), jusqu'au sommet Nord Est du lot 1 818 510, puis suivant un gisement de 131°56'06" sur une distance de treize mètres et trente centièmes (13,30 m), puis suivant la limite Nord Est du lot 2 369 378 jusqu'à l'emprise Ouest du chemin des Carrières (sommet Nord Est du lot 2 369 378), soit jusqu'au point "**3**" ;

De là, dans une direction Sud et Sud Ouest, suivant ladite emprise (lot 2 768 505), puis suivant un gisement de 215°08'59" sur une distance de

GBY10103603-253 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

trente six mètres et sept centièmes (36,07 m) jusqu'à la limite Ouest du lot 1 818 510, puis vers le Sud, suivant toujours ladite emprise, jusqu'à la limite Sud Ouest dudit lot, soit jusqu'au point "**4**" ;

De là, dans une direction générale Sud Est, suivant ladite limite et la limite séparatrice entre la municipalité de Saint Jean Baptiste et la paroisse de Sainte Marie Madeleine (limite Sud Ouest du lot 2 369 374, limites Sud Ouest et Sud Est du lot 2 366 117, et limite Nord Est des lots 4 148 899 et 4 148 906), puis la limite Sud du lot 4 150 479, jusqu'à l'emprise Ouest du chemin des Lots (lot 4 150 468), soit jusqu'au point "**5**" ;

De là, dans une direction générale Sud Ouest, suivant l'emprise Ouest et Nord Ouest dudit chemin et de la rue Noiseux (lots 4 150 468, 4 150 429, 4 150 428, 4 150 427, 4 150 426 et 4 150 386), puis suivant un gisement de 83°25'59" sur une distance de douze mètres et quatre centièmes (12,04 m) jusqu'à la limite Nord Ouest du lot 2 349 318, puis vers le Sud Ouest, en suivant toujours ladite emprise, jusqu'à l'emprise Nord Est du chemin de la Montagne (lot 5 054 702), soit jusqu'au point "**6**";

De là, dans une direction générale Nord Ouest, suivant ladite emprise (lots 5 054 702, 2 349 305, 1 819 524, 2 349 314, 2 349 313, 2 349 312, 2 349 311 et 1 816 322), jusqu'à l'emprise Sud Est du chemin Ozias Leduc (lot 2 349 319), soit jusqu'au point "**7**";

De là, dans une direction générale Nord, suivant ladite emprise (lots 2 349 319, 3 271 276, 3 271 278, 3 271 280, 3 271 282, 3 271 284, 3 271 286, 3 271 288, 3 271 290, 3 271 292, 3 271 294, 3 956 776, 3 956 780, 3 236 483, 3 956 781 et 3 271 300), puis l'emprise Nord Est de la rue Fortier (lots 3 956 806, 3 956 807, 3 956 791, 3 956 786 et 5 648 298), jusqu'à l'emprise Sud du boulevard Sir Wilfrid Laurier, pour revenir au "POINT DE DÉPART", numéro "**1**" au plan joint.

GBY10103603-253 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

Les distances sur ce document sont en mètres (SI).

Les gisements sur ce document sont en référence au système SCOPQ (fuseau 8) NAD 83.

Les coordonnées des points sont :

	Coordonnées SCOPQ	
Numéro de point	Y	X
1	5046930	328880
2	5049421	332561
3	5048709	333060
4	5048334	332986
5	5046965	334416
6	5043167	332122
7	5044747	329229

Cette description a été préparée pour le Gouvernement du Québec, représenté par son ministre du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

Le plan qui l'accompagne fait partie intégrante de la présente description technique.

GBY10103603-253 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

PRÉPARÉ À QUÉBEC, LE 29 JUIN 2017, SOUS LE NUMÉRO 253 DE MES MINUTES.

DOSSIER GBY10103603

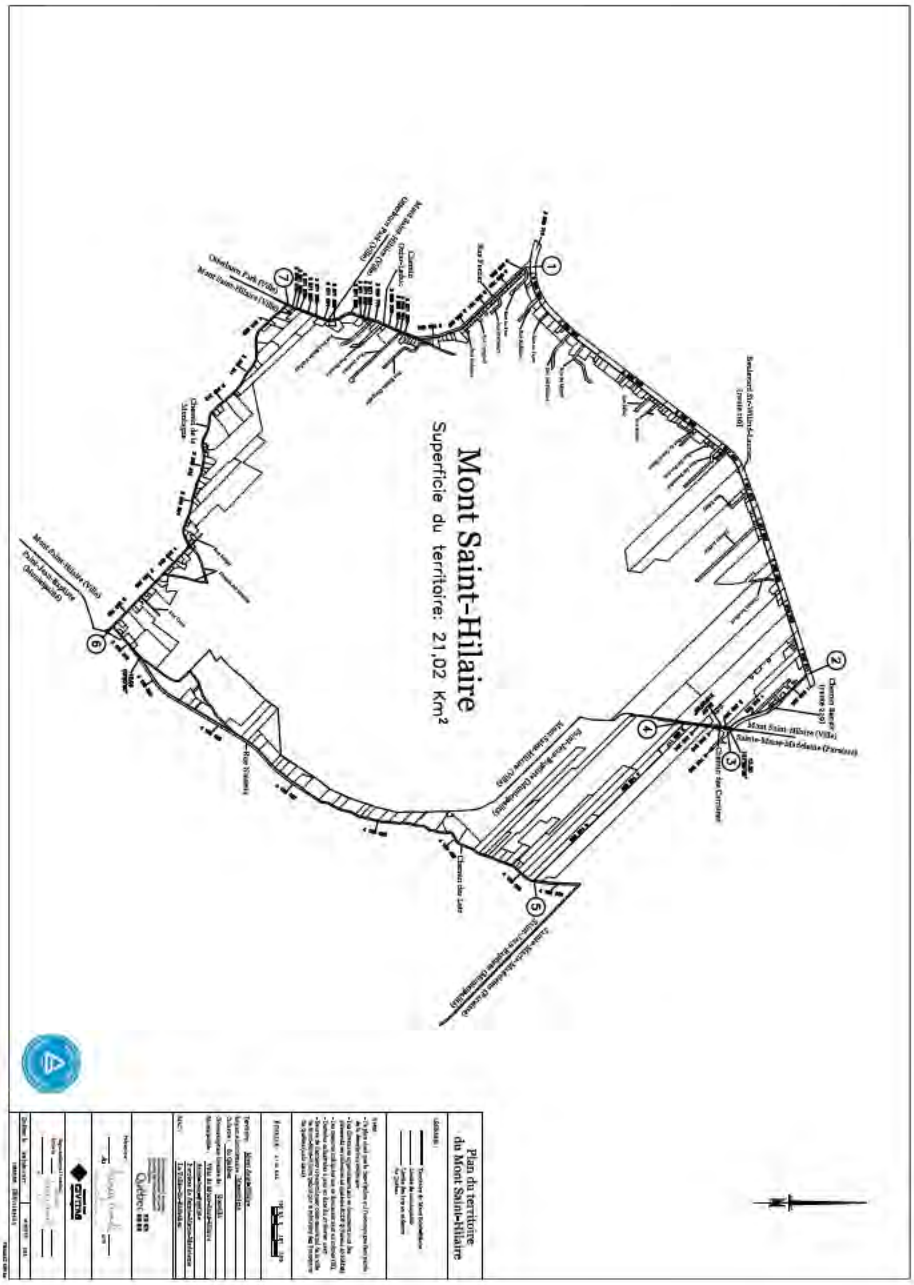
Audrey HAMEL (2577)
ARPENTEURE-GÉOMÈTRE

VRAIE COPIE CONFORME
ÉMISE LE 2017-06-29

PAR :

GBY10103603-253 (AH)

© Éditeur officiel du Québec



© Éditeur officiel du Québec

PROVINCE DE QUÉBEC
MUNICIPALITÉS : ROUGEMONT, SAINT-DAMASE ET SAINT-JEAN-BAPTISTE
MUNICIPALITÉS RÉGIONALES DE COMTÉ : ROUVILLE, LES MASKOUTAINS ET LA VALLÉE-DU-RICHELIEU

DESCRIPTION TECHNIQUE

TERRITOIRE DU MONT ROUGEMONT

En référence au plan municipal de Rougemont publié par le ministère des Transports du Québec (juin 2014) et au plan du cadastre du Québec des circonscriptions foncières de Saint Hyacinthe et Rouville (données extraites d'Infolot le 27 février 2017), tout le territoire suivant :

Partant de l'intersection de l'emprise Est du rang du Cordon (lot 2 768 476) avec la ligne séparative des lots 4 914 295 et 5 263 146, soit le point "**1**" figurant sur le plan joint à la présente description, étant le "POINT DE DÉPART" ;

De là, dans une direction Sud Est, suivant la limite Nord Est du lot 4 914 295 jusqu'à la limite Ouest du lot 2 365 921, soit jusqu'au point "**2**" ;

De là, dans une direction Nord, suivant la limite Ouest dudit lot, jusqu'à l'emprise Sud du rang Marie Anne (lot 2 366 169), soit jusqu'au point "**3**" ;

De là, dans une direction Est, suivant l'emprise Sud du rang Marie Anne (lots 2 366 169, 2 706 404 et 2 945 325), jusqu'à l'emprise Ouest du rang du Haut Corbin (route 231) (lot 2 706 387), soit jusqu'au point "**4**" ;

De là, dans une direction générale Sud, suivant l'emprise Ouest et Sud Ouest dudit rang (lots 2 706 387, 2 706 388, 2 706 390, 2 706 389 et 2 706 325), puis l'emprise Ouest et Nord Ouest de La Grande Caroline (route 231) (lots 5 979 550, 5 979 549, 5 979 548, 5 979 547, 5 979 546,

GBY10103603-250 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

5 979 545, 5 979 544, 5 979 543, 5 979 542, 5 979 541, 5 979 532, 5 979 540, 5 979 531, 5 979 530, 5 979 529, 5 979 539, 5 979 538, 5 979 537, 5 979 536, 5 979 535, 5 979 534, 5 979 533, 6 011 583, 1 715 834, 1 715 833, 1 715 832, 1 715 823, 1 715 824, 1 715 827 et 1 715 828), jusqu'à l'emprise Nord Est de la rue Principale (lot 1 715 861), soit jusqu'au point "**5**" ;

De là, dans une direction générale Nord Ouest, suivant ladite emprise (lots 1 715 861, 1 715 869, 1 715 870, 1 715 863 et 1 715 864), puis l'emprise Nord Est, Est et Sud Est du rang de la Montagne (route 229), (lots 1 715 892, 1 716 080, 1 715 808, 1 715 807, 1 715 803 et 1 715 800), jusqu'à l'emprise Est du rang du Cordon (lot 2 926 581), soit jusqu'au point "**6**" ;

De là, dans une direction Nord, suivant ladite emprise (lots 2 926 581, 4 150 483, 4 150 484, 4 150 491, 4 150 492, 2 768 476) pour revenir au "POINT DE DÉPART", numéro "**1**" au plan joint.

Les distances sur ce document sont en mètres (SI).

Les gisements sur ce document sont en référence au système SCOPQ (fuseau 8) NAD 83.

Les coordonnées des points sont :

	Coordonnées SCOPQ	
Numéro de point	Y	X
1	5041693	338056
2	5040386	339302
3	5040771	339433
4	5040933	341754
5	5032700	339979
6	5037500	336526

GBY10103603-250 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

Cette description a été préparée pour le Gouvernement du Québec, représenté par son ministre du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

Le plan qui l'accompagne fait partie intégrante de la présente description.

PRÉPARÉ À QUÉBEC, LE 29 JUIN 2017, SOUS LE NUMÉRO 250 DE MES MINUTES.

DOSSIER GBY10103603

Audrey Hamel

Audr

ARPENTEURE-GÉOMÈTRE

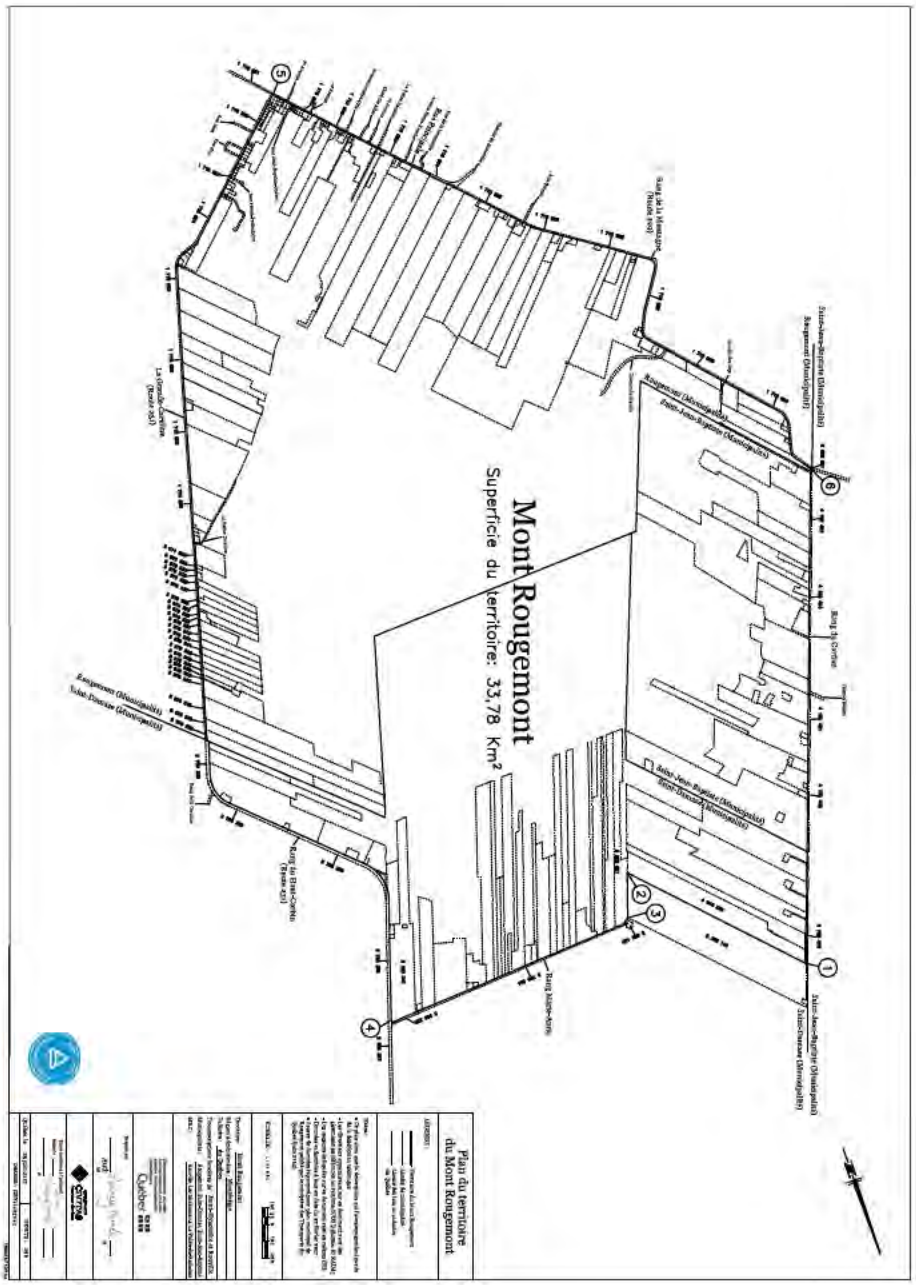
VRAIE COPIE CONFORME

ÉMISE LE 2017-06-29

PAR : Audrey Hamel

GBY10103603-250 (AH)

© Éditeur officiel du Québec



© Éditeur officiel du Québec

PROVINCE DE QUÉBEC
MUNICIPALITÉ : MONT-SAINT-GRÉGOIRE
MUNICIPALITÉ RÉGIONALE DE COMTÉ : LE HAUT-RICHELIEU

DESCRIPTION TECHNIQUE

TERRITOIRE DU MONT SAINT-GRÉGOIRE

En référence au plan municipal de Mont Saint Grégoire publié par le ministère des Transports du Québec (juin 2014) et au plan du cadastre du Québec de la circonscription foncière de Saint Jean (données extraites d'Infolot le 27 février 2017), tout le territoire suivant :

Partant de l'intersection de l'emprise Est du chemin du Sous Bois (lot 4 160 154), avec la limite séparatrice des municipalités de Mont Saint Grégoire et de Sainte Angèle de Monnoir, soit le point "**1**" figurant sur le plan joint à la présente description, étant le "POINT DE DÉPART";

De là, dans une direction Sud Est, suivant la limite séparatrice des municipalités (limite Sud Ouest des lots 4 110 577 et 1 713 845), jusqu'à l'emprise Nord Ouest du rang de la Montagne (lot 4 160 161), soit jusqu'au point "**2**";

De là, dans une direction générale Sud Ouest, suivant ladite emprise (lots 4 160 161 et 4 160 150), jusqu'à l'emprise Nord Est du chemin du Sous Bois (lot 4 160 149), soit jusqu'au point "**3**";

De là, dans une direction générale Nord, suivant ladite emprise (lots 4 160 149, 4 160 130, 4 160 152 et 4 160 154) pour revenir au "POINT DE DÉPART", numéro "**1**" au plan joint.

GBY10103603-252 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

Les distances sur ce document sont en mètres (SI).

Les gisements sur ce document sont en référence au système SCOPQ (fuseau 8) NAD 83.

Les coordonnées des points sont :

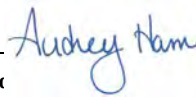
	Coordonnées SCOPQ	
Numéro de point	Y	X
1	5025641	332349
2	5024492	333535
3	5023297	332398

Cette description a été préparée pour le Gouvernement du Québec, représenté par son ministre du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

Le plan qui l'accompagne fait partie intégrante de la présente description technique.

PRÉPARÉE À QUÉBEC, LE 29 JUIN 2017, SOUS LE NUMÉRO 252 DE MES MINUTES.

DOSSIER GBY10103603



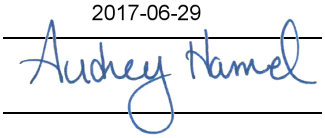
Auc

ARPENTEURE-GÉOMÈTRE

VRAIE COPIE CONFORME

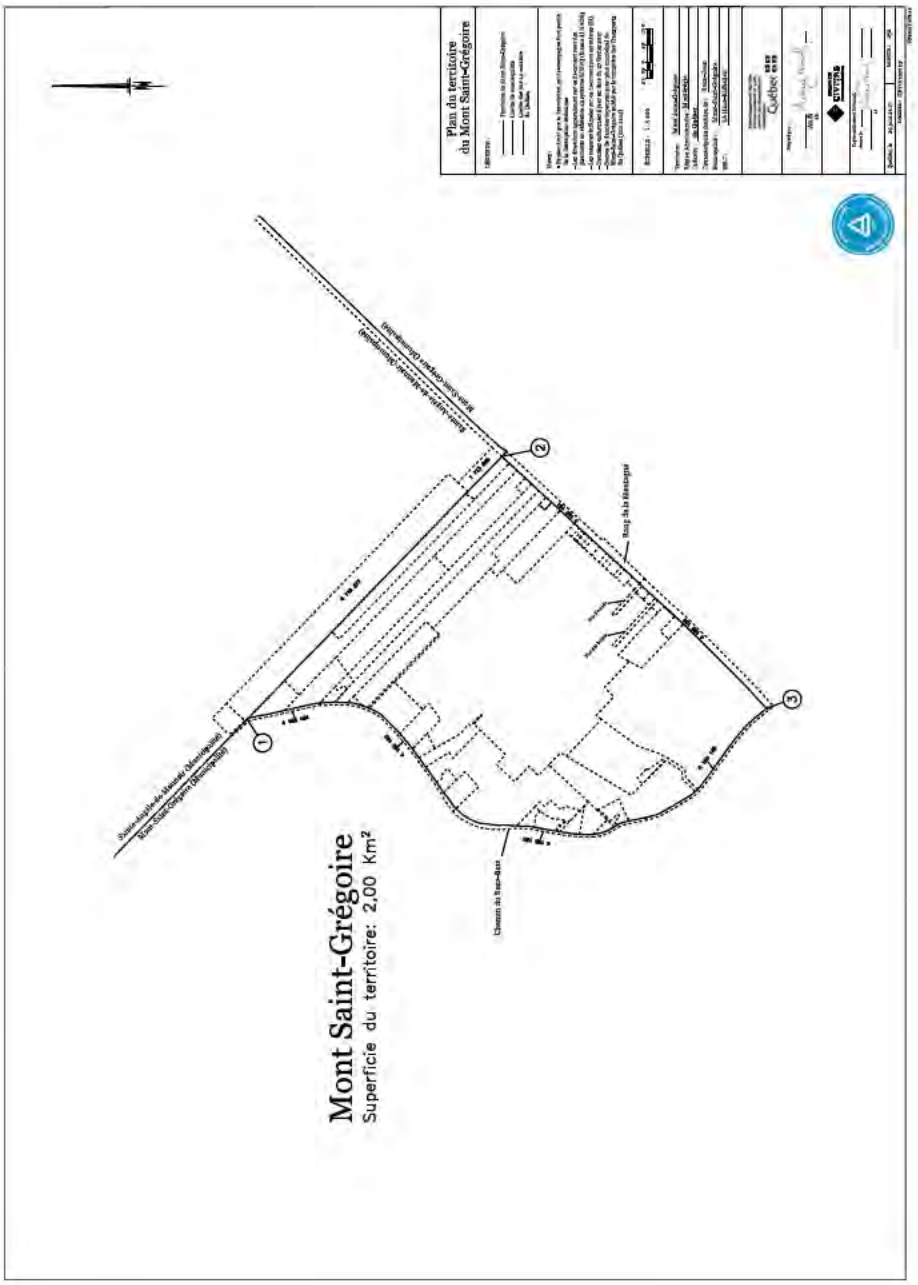
ÉMISE LE 2017-06-29

PAR :



GBY10103603-252 (AH)

© Éditeur officiel du Québec



© Éditeur officiel du Québec

PROVINCE DE QUÉBEC
MUNICIPALITÉS : SAINT-PAUL-D'ABBOTSFORD ET VILLE DE SAINT-PIE
MUNICIPALITÉ RÉGIONALE DE COMTÉ : ROUVILLE, LES MASKOUTAINS

AUDREY HAMEL 2577 ARPENTEURE-GÉOMÈTRE

DESCRIPTION TECHNIQUE

TERRITOIRE DU MONT YAMASKA

En référence au plan municipal de Saint Paul d'Abbotsford publié par le ministère des Transports du Québec (juin 2014) et au plan du cadastre du Québec des circonscriptions foncières de Rouville et de Saint Hyacinthe (données extraites d'Infolot le 27 février 2017), tout le territoire suivant :

Partant de l'intersection de l'emprise Nord Ouest de la rue Principale Est (route 112) (lot 3 518 126), avec l'emprise Nord Est du chemin de fer (lot 3 518 172), soit le point "**1**" figurant sur le plan joint à la présente description, étant le "POINT DE DÉPART";

De là, dans une direction générale Nord, suivant ladite emprise du chemin de fer (lots 3 518 172, 3 518 183, 3 518 085 et 3 518 086), jusqu'à l'emprise Sud Est du rang Elmire, soit jusqu'au point "**2**";

De là, dans une direction générale Est, suivant ladite emprise (lot 3 851 044), puis celle du rang d'Émileville (lots 2 972 100 et 2 972 099), puis suivant l'emprise Sud du rang du Haut de la Rivière Sud (lots 2 979 099, 2 972 103, 2 972 098, 2 972 091, 2 972 102, 2 972 090, 2 972 101, 2 972 089 et 2 972 063), jusqu'à l'emprise Sud Ouest du Grand rang Saint Charles, soit jusqu'au point "**3**";

De là, dans une direction générale Sud, suivant ladite emprise (lots 2 972 063, 3 518 115, 3 518 106, 3 518 110, 3 518 116 et 3 518 117) jusqu'à l'emprise Nord de la rue Principale Est (route 112), soit jusqu'au point "**4**";

GBY10103603-255 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

De là, dans une direction générale Ouest, suivant ladite emprise (lots 3 518 119, 3 518 120 et 3 518 241) jusqu'à l'emprise Ouest de la rue Southière (lot 3 518 215), soit jusqu'au point "**5**";

De là, dans une direction Sud, suivant un gisement de 217°53'16" sur une distance de dix neuf mètres et quarante et un centièmes (19,41 m), puis, suivant la limite Ouest du lot 3 518 739 jusqu'à sa limite Sud, puis suivant un gisement de 192°30'10" sur une distance de neuf mètres et quatorze centièmes (9,14 m) jusqu'à la limite Nord du lot 3 516 683, soit jusqu'au point "**6**";

De là, vers l'Ouest, suivant ladite limite jusqu'à l'emprise Est du Petit rang Saint Charles (lot 3 518 136), puis suivant un gisement de 281°44'58" sur une distance de dix huit mètres et dix neuf centièmes (18,19 m) jusqu'au sommet Nord Est du lot 3 517 331, puis suivant la limite Nord dudit lot et des lots 5 300 460 et 5 300 459 jusqu'à la limite Ouest de ce dernier, soit jusqu'au point "**7**";

De là, vers le Nord, suivant la limite Ouest du lot 3 519 101, puis suivant un gisement de 11°42'33" sur une distance de soixante dix mètres et trente deux centièmes (70,32 m) jusqu'au sommet Sud Ouest du lot 3 518 611, puis suivant la limite Ouest dudit lot jusqu'à son sommet Nord Ouest, puis suivant un gisement de 11°31'26" sur une distance de cent dix neuf mètres et soixante sept centièmes (119,67 m) jusqu'au sommet Sud Ouest du lot 3 518 371, puis suivant la limite Ouest dudit lot jusqu'à l'emprise Sud de la rue Principale Est (route 112) (lot 3 518 248), puis suivant un gisement de 11°56'37" sur une distance de treize mètres et vingt cinq centièmes (13,25 m) jusqu'à son emprise Nord, soit jusqu'au point "**8**";

De là, dans une direction générale Ouest, suivant ladite emprise (lots 3 518 248 à 3 518 250, 3 518 258 et 3 518 126) pour revenir au "POINT DE DÉPART", numéro "**1**" au plan joint.

GBY10103603-255 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

Les distances sur ce document sont en mètres (SI).

Les gisements sur ce document sont en référence au système SCOPQ (fuseau 8) NAD 83.

Les coordonnées des points sont :

	Coordonnées SCOPQ	
Numéro de point	Y	X
1	5032937	352168
2	5037759	351910
3	5038169	355940
4	5032486	356476
5	5032914	354461
6	5032560	354378
7	5032804	353202
8	5033163	353276

Cette description a été préparée pour le Gouvernement du Québec, représenté par son ministre du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

Le plan qui l'accompagne fait partie intégrante de la présente description technique.

GBY10103603-255 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

PRÉPARÉE À QUÉBEC, LE 29 JUIN 2017, SOUS LE NUMÉRO 255 DE MES MINUTES.

DOSSIER GBY10103603

Audrey Hamel

Auc

ARPENTEURE-GÉOMÈTRE

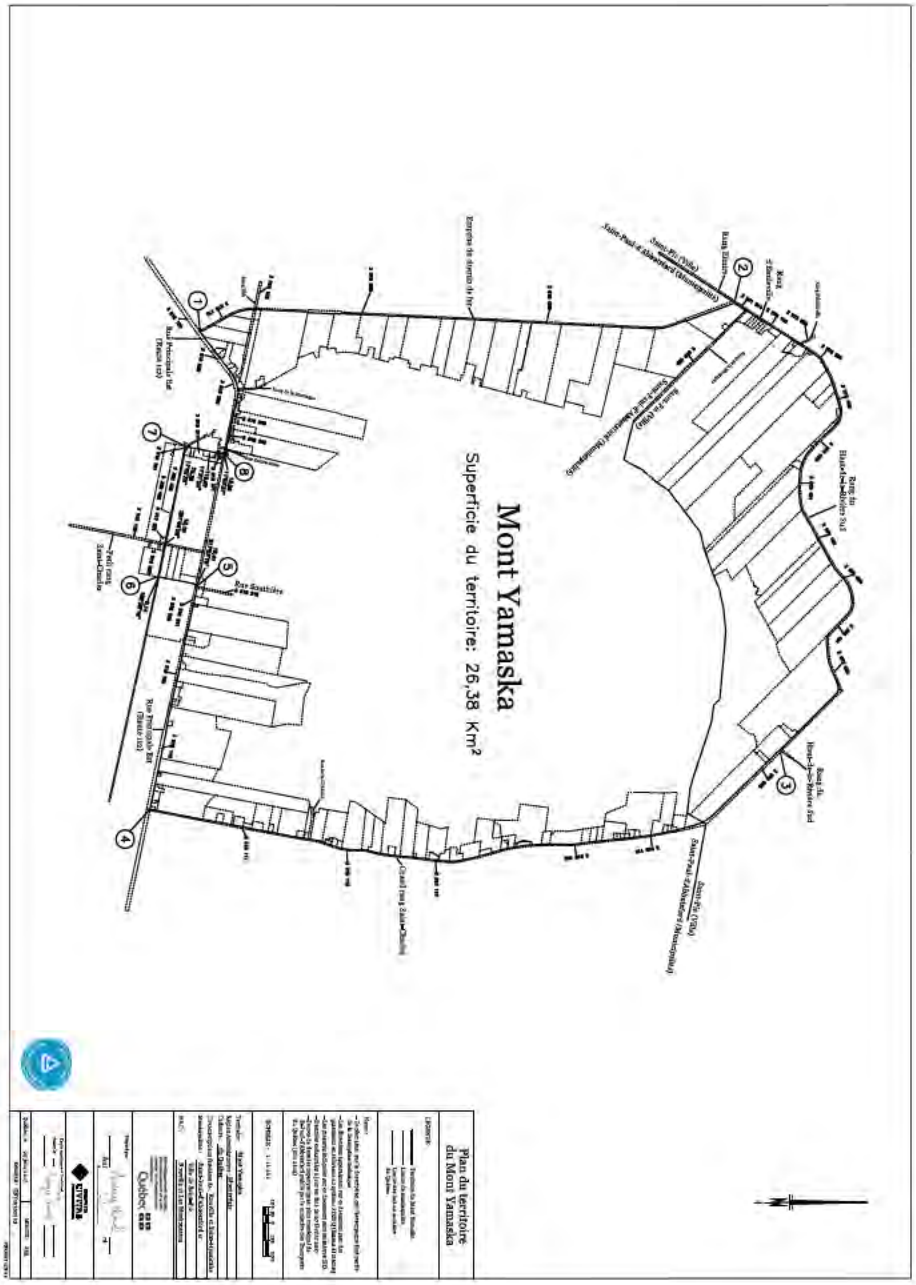
VRAIE COPIE CONFORME

ÉMISE LE 2017-06-29

PAR : Audrey Hamel

GBY10103603-255 (AH)

© Éditeur officiel du Québec


Mont Yamaska
Superficie du territoire: 26,38 Km²
Plan du territoire du Mont Yamaska

PROVINCE DE QUÉBEC
MUNICIPALITÉS : VILLE DE BROMONT ET VILLE DE LAC-BROME
MUNICIPALITÉ RÉGIONALE DE COMTÉ : BROME-MISSISQUOI

DESCRIPTION TECHNIQUE

TERRITOIRE DU MONT BROME

En référence au plan municipal des villes de Bromont et de Lac Brome publié par le ministère des Transports du Québec (août 2014) et au plan du cadastre du Québec des circonscriptions foncières de Brome et Shefford (données extraites d'Infolot le 27 février 2017), tout le territoire suivant :

Partant de l'intersection de l'emprise Sud Est de la rue Shefford (route 241) (lot 2 591 977) avec la ligne naturelle des hautes eaux Sud Ouest de la rivière Yamaska (rive gauche), soit le point "**1**" figurant sur le plan joint à la présente description, étant le "POINT DE DÉPART";

De là, dans une direction générale Sud Est suivant la ligne naturelle des hautes eaux Sud Ouest de la rivière Yamaska (rive gauche) jusqu'à un point situé à la limite Nord Est du lot 2 593 948, à une distance de trente trois mètres et quatre vingt dix sept centièmes (33,97 m) du sommet Nord de ce lot, soit jusqu'au point "**2**" ;

De là, vers le Sud, suivant un gisement de 179°59'27" sur une distance de deux cent un mètres et quarante six centièmes (201,46 m) jusqu'à la limite Sud du lot 3 581 215, soit jusqu'au point "**3**" ;

De là, vers l'Ouest, suivant ladite limite puis la limite Sud du lot 3 581 216 sur une distance de cinquante quatre mètres et soixante dix huit centièmes (54,78 m), jusqu'au point "**4**" ;

GBY10103603-249 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

De là, vers le Sud, suivant un gisement de 171°15'23" sur une distance de quatre cent quatre vingt quinze mètres et dix sept centièmes (495,17 m), jusqu'au point "**5**" ;

De là, vers l'Ouest, suivant un gisement de 269°34'19" sur une distance de trois cent soixante treize mètres et quarante et un centièmes (373,41 m), jusqu'au point "**6**" ;

De là, vers le Sud, suivant un gisement de 173°23'23" sur une distance de cinq cent quarante huit mètres et cinquante sept centièmes (548,57 m), jusqu'au sommet Nord Est du lot 2 929 108, soit jusqu'au point "**7**" ;

De là, vers l'Ouest, suivant la limite Nord dudit lot et du lot 2 929 110, jusqu'à la limite Est du lot 2 929 113, soit jusqu'au point "**8**" ;

De là, vers le Sud, suivant un gisement de 177°21'04" sur une distance de cinq cent soixante seize mètres et trente quatre centièmes (576,34 m), jusqu'à la limite Nord du lot 2 929 095, soit jusqu'au point "**9**" ;

De là, vers l'Ouest, suivant la limite Nord des lots 2 929 095 et 2 929 138, jusqu'à l'emprise Ouest du chemin Huntington (lot 2 929 138), soit jusqu'au point "**10**" ;

De là, vers le Sud, suivant ladite emprise et celle du chemin d'Iron Hill (lots 2 929 138, 2 929 139, 3 379 012, 3 379 011, 3 379 010, 3 379 009, 3 379 001, 3 163 819 et 3 167 075) jusqu'à la limite Sud du lot 3 163 647, soit jusqu'au point "**11**" ;

De là, vers l'Ouest, suivant la limite Sud des lots 3 163 647 et 3 163 646, puis suivant un gisement de 273°11'10" sur une distance de onze mètres et quatre vingt quatorze centièmes (11,94 m), jusqu'à la limite Est du chemin Rumsby, soit jusqu'au point "**12**" ;

GBY10103603-249 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

De là, vers l'Ouest, suivant la limite Sud du lot 3 163 689, puis suivant un gisement de 270°23'39" sur une distance de sept cent soixante et un mètres et quatre vingt deux centièmes (761,82 m) jusqu'à la limite Est du lot 2 930 640, soit jusqu'au point "**13**" ;

De là, vers le Sud, suivant la limite Ouest des lots 4 437 806, 4 437 805, 4 437 804 et 2 930 625, jusqu'à la limite séparatrice des villes de Bromont et de Lac Brome à la limite Nord du lot 3 938 229, soit jusqu'au point "**14**" ;

De là, vers l'Ouest, suivant la limite Nord du lot 3 167 048, puis suivant un gisement de 280°57'47" sur une distance de sept mètres (7,00 m), jusqu'au point "**15**" ;

De là, vers l'Ouest, suivant la limite Nord du lot 3 163 512, puis suivant un gisement de 280°57'47" sur une distance de cent quarante mètres et vingt centièmes (140,20 m), jusqu'au point "**16**" ;

De là, vers l'Ouest, suivant la limite Nord des lots 5 236 349, 5 236 350, 5 236 348, 4 090 006, 4 090 005, 5 252 129, 5 252 128 et 2 929 900, jusqu'à la ligne naturelle des hautes eaux du Lac Bromont, soit jusqu'au point "**17**" ;

De là, dans une direction générale Ouest, suivant ligne naturelle des hautes eaux Sud du Lac Bromont, puis la ligne naturelle des hautes eaux Sud du ruisseau Beaver Meadow (rive gauche), jusqu'à l'emprise Est de la route Pierre Laporte (route 241) (lot 2 929 783), soit jusqu'au point "**18**" ;

De là, dans une direction générale Nord, suivant ladite emprise (lots 2 929 783, 3 473 048, 2 929 805, 3 473 047, 3 473 057, 2 929 807, 3 473 056, 2 929 806, 2 929 801, 2 929 802, 2 929 855, 2 929 804, 2 929 812 et 2 929 814), jusqu'à la limite Nord du lot 2 929 814, soit jusqu'au point "**19**" ;

GBY10103603-249 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

De là, dans une direction générale Nord et Nord Est, suivant l'emprise Est et Sud Est de la rue Shefford (route 241) (lots 2 929 815, 2 929 816, 2 929 810, 2 929 759, 2 929 758, 2 929 757, 2 929 761, 2 929 756, 2 930 049, 2 930 056, 2 930 050, 2 930 051, 2 591 985, 2 591 984, 2 591 983, 2 591 980 à 2 591 982, 2 591 978, 2 591 979 et 2 591 977), pour revenir au "POINT DE DÉPART", numéro "**1**" au plan joint.

Les distances sur ce document sont en mètres (SI).

Les gisements sur ce document sont en référence au système SCOPQ (fuseau 8) NAD 83.

GBY10103603-249 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

Les coordonnées des points sont :

	Coordonnées SCOPQ	
Numéro de point	Y	X
1	5020382	371568
2	5019083	374568
3	5018882	374568
4	5018895	374477
5	5018406	374552
6	5018403	374179
7	5017858	374242
8	5017876	373858
9	5017286	373884
10	5017290	373780
11	5014401	373571
12	5014453	372853
13	5014482	371532
14	5013920	371553
15	5013935	371477
16	5013968	371307
17	5014153	370365
18	5013302	366463
19	5017090	367324

Cette description a été préparée pour le Gouvernement du Québec, représenté par son ministre du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

Le plan qui l'accompagne fait partie intégrante de la présente description technique.

GBY10103603-249 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

PRÉPARÉ À QUÉBEC, LE 29 JUIN 2017, SOUS LE NUMÉRO 249 DE MES MINUTES.

DOSSIER GBY10103603

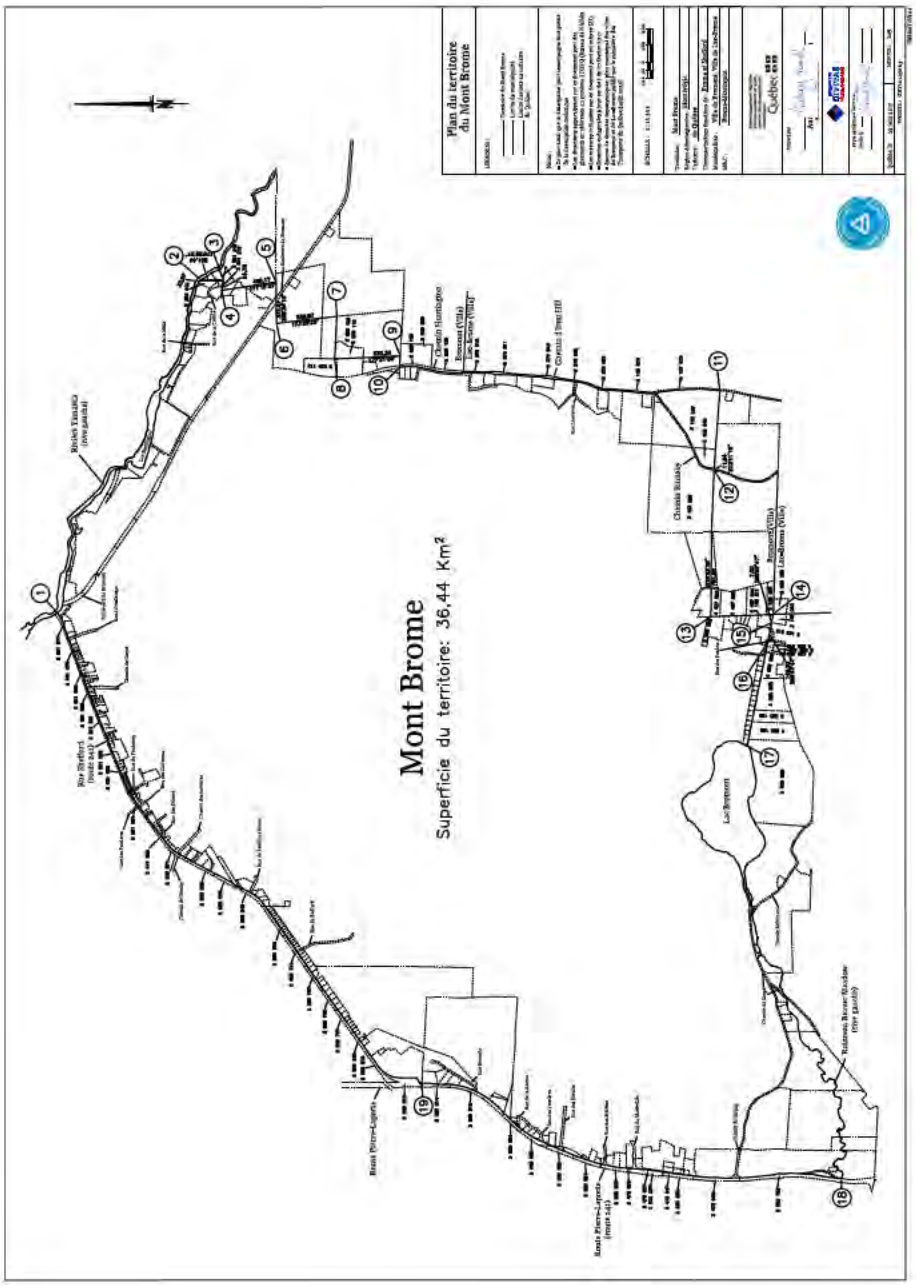
Audrey HAMEL (2577)
ARPENTEURE-GÉOMÈTRE

VRAIE COPIE CONFORME
ÉMISE LE 2017-06-29

PAR :

GBY10103603-249 (AH)

© Éditeur officiel du Québec



© Éditeur officiel du Québec

PROVINCE DE QUÉBEC
MUNICIPALITÉ : CANTON DE SHEFFORD
MUNICIPALITÉ RÉGIONALE DE COMTÉ : LA HAUTE-YAMASKA

DESCRIPTION TECHNIQUE

TERRITOIRE DU MONT SHEFFORD

En référence au plan municipal du canton de Shefford publié par le ministère des Transports du Québec (août 2014) et au plan du cadastre du Québec de la circonscription foncière de Shefford (données extraites d'Infolot le 27 février 2017), tout le territoire suivant :

Partant de l'intersection de l'emprise Est du chemin Saxby Sud (lot 3 317 645), avec l'emprise Sud du chemin Denison Est (route 112) (lot 3 317 508), soit le point "**1**" figurant sur le plan joint à la présente description, étant le "POINT DE DÉPART";

De là, dans une direction générale Est, suivant l'emprise Sud du chemin Denison Est (route 112) (lots 3 317 508, 4 620 041, 4 620 039, 4 620 037, 4 620 035, 4 620 033, 3 317 618, 3 317 615, 3 317 612 et 3 317 609), puis l'emprise du chemin Robinson Ouest (route 112) (lots 3 317 609, 3 317 606, 4 573 994 et 3 317 599) jusqu'à la limite Ouest du lot 4 523 539, soit jusqu'au point "**2**";

De là, dans une direction générale Sud, suivant ladite limite et la limite Est du lot 2 596 079 jusqu'à son sommet Sud puis dans le prolongement de ladite limite, suivant un gisement de 199°10'59" sur une distance de quarante trois mètres et soixante trois centièmes (43,63 m), puis suivant la limite Ouest du lot 4 523 537, soit jusqu'au point "**3**";

De là, dans une direction Est, puis dans une direction générale Sud, suivant la limite Sud et Ouest du lot 4 523 537 jusqu'à son sommet Sud Ouest, puis suivant un gisement de 164°35'47" sur une distance de quatre

GBY10103603-254 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

cent huit mètres et quatre vingt dix centièmes (408,90 m), jusqu'au sommet Nord Est du lot 2 595 680, puis suivant la limite Est dudit lot et des lots 3 411 700 et 2 595 704 jusqu'à l'emprise Nord de la Route 241 (lot 3 317 897), soit jusqu'au point "**4**";

De là, vers l'Ouest, suivant ladite emprise (lot 3 317 897), puis dans une direction générale Sud Ouest (lots 3 317 498, 3 317 910 et 3 317 908) jusqu'à l'emprise Nord du chemin Jolley (lot 3 317 907), soit jusqu'au point "**5**";

De là, dans une direction générale Nord Ouest, suivant l'emprise Nord Est et Est dudit chemin (lots 3 317 907, 3 317 921 et 3 317 808) jusqu'à l'emprise Sud du chemin du Mont Shefford (lot 3 398 222), puis suivant un gisement de 343°10'28" sur une distance de seize mètres et cinquante et un centièmes (16,51 m), puis suivant l'emprise Nord Est du chemin Jolley (lots 3 398 222 et 3 317 500) jusqu'à l'emprise Est du chemin Saxby Sud (lot 3 317 893), puis suivant un gisement de 301°55'30" sur une distance de treize mètres et quatre vingt centièmes (13,80 m) jusqu'au sommet Nord Est du lot 2 593 394 sis le long de l'emprise Ouest de ce chemin, soit jusqu'au point "**6**";

De là, vers l'Ouest, suivant la limite Nord dudit lot et du lot 2 593 392, jusqu'à son sommet Nord Ouest, soit jusqu'au point "**7**";

De là, vers le Nord, suivant un gisement de 2°39'05" sur une distance de mille cent quarante mètres et vingt deux centièmes (1140,22 m) jusqu'à la limite Sud du lot 2 596 191, soit jusqu'au point "**8**";

De là, vers le Nord, suivant un gisement de 0°18'47" sur une distance de cinquante neuf mètres et soixante centièmes (59,60 m), puis suivant la limite Est des lots 2 596 186 et 2 596 193, puis suivant un gisement de 357°19'42" sur une distance de sept cent soixante seize mètres et soixante quatre centièmes (776,64 m), jusqu'à la limite Nord du lot 2 594 349, soit jusqu'au point "**9**";

GBY10103603-254 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

De là, vers l'Est, suivant la limite Nord dudit lot et des lots 2 594 348, 3 594 347, 2 594 346, 2 594 345, 2 594 344, 3 318 210, 2 594 369 et 2 594 368 jusqu'à l'emprise Ouest de la rue Paquette (lot 3 318 072), puis suivant un gisement de 97°24'49" sur une distance de dix huit mètres et soixante dix centièmes (18,70 m) jusqu'à l'emprise Est de ladite rue, puis suivant la limite Nord des lots 2 596 153, 5 332 622 et 5 332 621 jusqu'à l'emprise Nord Ouest du chemin Saxby Sud (lot 3 317 645), puis suivant un gisement de 97°36'16" sur une distance de douze mètres et soixante dix neuf centièmes (12,79 m), jusqu'à l'emprise Sud Est dudit chemin, soit jusqu'au point "**10**";

De là, dans une direction générale Nord Est, suivant ladite emprise (lot 3 317 645) pour revenir au "POINT DE DÉPART" identifié au moyen du chiffre "**1**" sur le plan ci joint.

Les distances sur ce document sont en mètres (SI).

Les coordonnées des points sont :

	Coordonnées SCOPQ	
Numéro de point	Y	X
1	5027188	372605
2	5025699	378078
3	5024774	377756
4	5023218	378166
5	5022076	373921
6	5024077	371617
7	5024116	371325
8	5025255	371378
9	5026782	371316
10	5026648	372321

GBY10103603-254 (AH)

© Éditeur officiel du Québec

Les gisements sur ce document sont en référence au système SCOPQ (fuseau 8) NAD 83.

Cette description a été préparée pour le Gouvernement du Québec, représenté par son ministre du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

Le plan qui l'accompagne fait partie intégrante de la présente description technique.

PRÉPARÉE À QUÉBEC, LE 29 JUIN 2017, SOUS LE NUMÉRO 254 DE MES MINUTES.

DOSSIER GBY10103603

Audr

ARPENTEURE-GÉOMÈTRE

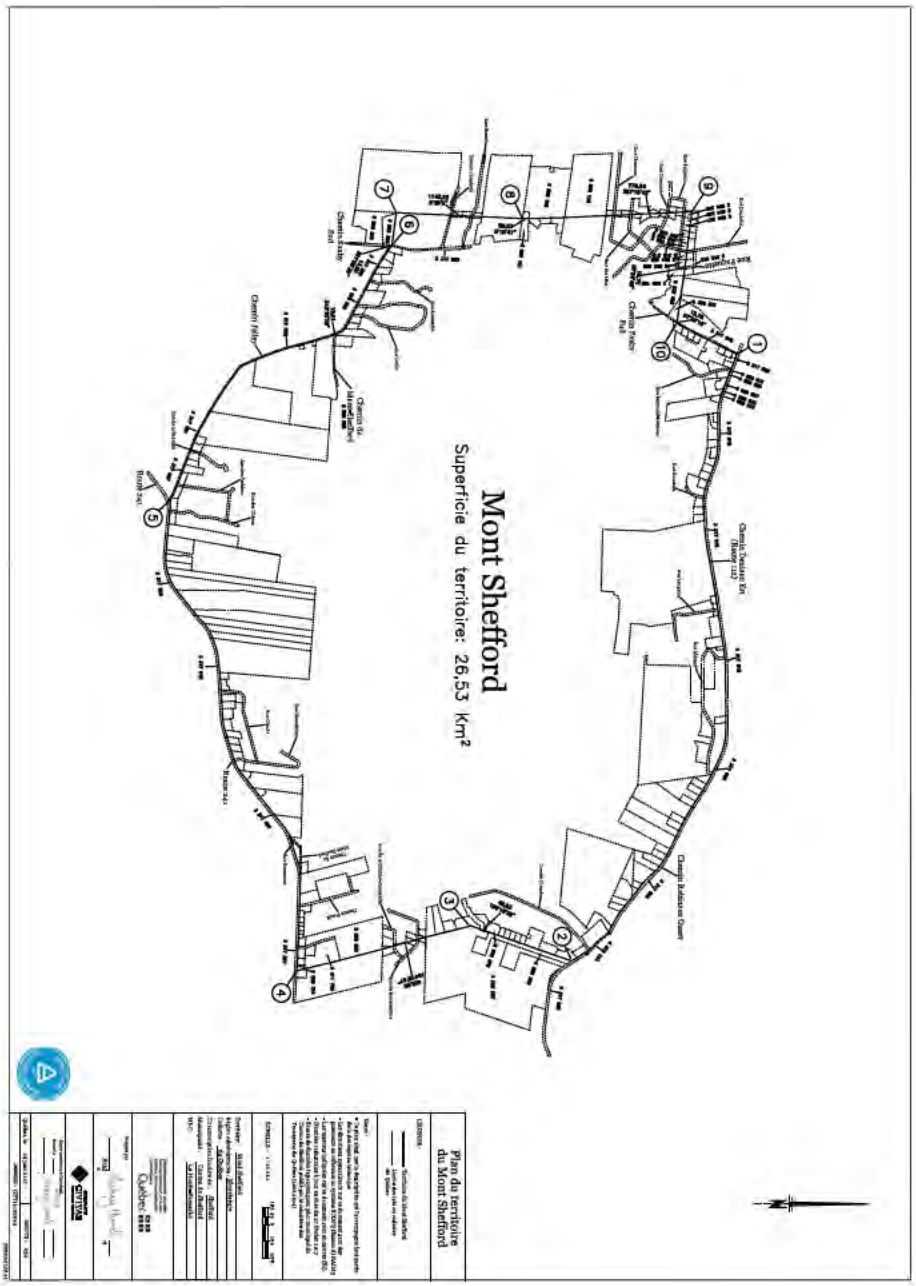
VRAIE COPIE CONFORME

ÉMISE LE 2017-06-29

PAR :

GBY10103603-254 (AH)

© Éditeur officiel du Québec



MISES À JOUR
D. 236-2019, 2019 G.O. 2, 912
L.Q. 2018, c. 23, a. 811

© Éditeur officiel du Québec

D. 871-2020, 2020 G.O. 2, 3620A
D. 1369-2021, 2021 G.O. 2, 6737

© Éditeur officiel du Québec

Annexe F

Québec

© Éditeur officiel du Québec

À jour au 1er septembre 2023
Ce document a valeur officielle.

chapitre Q-2, r. 47.01

Règlement concernant la traçabilité des sols contaminés excavés

Loi sur la qualité de l'environnement
(chapitre Q-2, a. 95.1, 1er al., par. 3, 7 et 21).

Loi sur certaines mesures permettant d'appliquer les lois en matière d'environnement et de sécurité des barrages
(chapitre M-11.6, a. 30 et 45).

D. 877-2021; L.Q. 2022, c. 8, a. 1.

TABLE DES MATIÈRES

CHAPITRE I
DISPOSITIONS GÉNÉRALES..... **1**

CHAPITRE II
TRAÇABILITÉ DES SOLS CONTAMINÉS EXCAVÉS

SECTION I
INSCRIPTION..... **8**

SECTION II
SUIVI DES SOLS..... **12**

SECTION III
LOCALISATION DES SOLS PENDANT LEUR TRANSPORT..... **24**

CHAPITRE III
SANCTIONS

SECTION I
SANCTIONS ADMINISTRATIVES PÉCUNIAIRES..... **25**

SECTION II
SANCTIONS PÉNALES..... **31**

CHAPITRE IV
DISPOSITION FINALE..... **37**

CHAPITRE I

DISPOSITIONS GÉNÉRALES

D. 877-2021, c. I.

1. Le présent règlement vise à limiter et à contrôler la contamination causée ou susceptible d'être causée par des sols contaminés excavés, au moyen de la mise en place de mesures permettant d'en assurer la traçabilité afin qu'ils soient déchargés dans un lieu où il est permis de les recevoir.

D. 877-2021, a. 1.

2. Il s'applique aux sols qui contiennent des contaminants provenant d'une activité humaine, peu importe la valeur de concentration de ces derniers.

Sont considérés comme des sols visés par le premier alinéa les sédiments extraits d'un lac ou d'un cours d'eau, y compris l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et les mers qui entourent le Québec, qui contiennent de tels contaminants.

Il ne s'applique pas aux sols contaminés excavés qui sont transportés jusqu'à ou par un aéronef.

D. 877-2021, a. 2.

3. Lorsque des sols sont visés à la fois par le présent règlement et par l'un ou l'autre des articles 8 à 10 du Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés (chapitre Q-2, r. 46) ou, si ce dernier règlement ne s'y applique pas, lorsque des sols visés par le présent règlement se trouvent dans une situation similaire à l'une de celles qui sont prévues à ces articles, le présent règlement ne s'applique à ces sols qu'à compter du moment où:

1° selon le cas, ils ne sont plus visés par ces articles ou les conditions qui y sont prévues ne sont plus respectées, ou ils ne se trouvent plus dans une situation similaire à l'une de celles prévues à ces articles; et

2° ils sont transportés pour être déchargés dans un lieu autre que leur terrain d'origine.

Lorsque des sols visés à l'article 2 sont transportés à partir de leur terrain d'origine jusqu'à une installation destinée exclusivement à leur traitement et exploitée conformément à une autorisation délivrée en application de l'article 22 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2), ci-après appelée «Loi», le présent règlement ne s'y applique qu'à compter du moment où ils sont transportés à partir de cette installation pour être déchargés dans un lieu autre que leur terrain d'origine.

D. 877-2021, a. 3.

4. On entend par:

«infrastructure linéaire» : l'une ou l'autre des infrastructures suivantes:

1° une infrastructure routière ou une voie ferrée;

2° un oléoduc;

3° une conduite de transport servant à l'alimentation ou à la distribution de gaz naturel;

4° une ligne de transport ou de distribution en matière d'énergie électrique ou de télécommunication;

5° une installation de gestion ou de traitement des eaux visée à l'article 32 de la Loi;

«lieu récepteur» : tout lieu situé au Québec où sont déchargés, temporairement ou définitivement, des sols contaminés;

© Éditeur officiel du Québec

«maître d'ouvrage» : toute personne, toute municipalité ou tout ministère qui demande la construction, la modification ou le démantèlement d'une infrastructure linéaire, en assure le financement et fixe les échéances des travaux;

«responsable d'un lieu récepteur» : tout exploitant d'un lieu récepteur ou, si ce lieu n'est pas exploité, tout autre responsable de ce lieu;

«terrain d'origine» : le terrain d'où sont excavés des sols contaminés.

D. 877-2021, a. 4.

5. Tout propriétaire de sols contaminés excavés, tout maître d'ouvrage de travaux d'excavation de sols contaminés sur une infrastructure linéaire et, si des sols sont excavés à la suite d'un rejet accidentel de matières dangereuses, celui qui est responsable du rejet, peut autoriser une personne à remplir à sa place toute obligation qui, en vertu du présent règlement, doit être remplie au moyen du système informatique prévu à cette fin par le ministre ou toute obligation qui est prévue au premier alinéa de l'article 22, sous réserve des exceptions mentionnées au troisième alinéa de cet article.

D. 877-2021, a. 5.

6. Tout responsable d'un lieu récepteur où sont déchargés temporairement des sols contaminés est tenu, avant que ces sols puissent quitter ce lieu, aux obligations qui sont prévues à l'article 12, compte tenu des adaptations nécessaires.

Lorsque des sols sont retournés à leur terrain d'origine par le responsable d'un lieu récepteur, celui à qui ces sols sont retournés est tenu, à leur arrivée, aux obligations qui sont prévues à l'article 19, compte tenu des adaptations nécessaires.

Malgré le premier alinéa, lorsque le responsable d'un lieu récepteur refuse de recevoir des sols contaminés, les obligations qui y sont prévues incombent à celui à qui les sols sont retournés, en plus de celles qui lui incombent en vertu du deuxième alinéa.

Le premier alinéa ne s'applique pas lorsque le lieu récepteur est un bateau ou un train.

D. 877-2021, a. 6.

7. Les renseignements et les documents exigés par le présent règlement sont fournis au ministre au moyen du système informatique prévu par ce dernier.

Toute signature qui y est exigée est apposée de façon électronique.

D. 877-2021, a. 7.

CHAPITRE II

TRAÇABILITÉ DES SOLS CONTAMINÉS EXCAVÉS

D. 877-2021, c. II.

SECTION I

INSCRIPTION

D. 877-2021, sec. I.

8. Lorsqu'il est prévu que des sols contaminés soient transportés, doivent être inscrits dans le système informatique prévu par le ministre, avant que les sols puissent quitter leur terrain d'origine:

© Éditeur officiel du Québec

1° si la quantité de sols à transporter est supérieure à 200 tonnes métriques:

a) le propriétaire des sols ou, si les sols sont excavés dans le cadre de travaux sur une infrastructure linéaire, le maître d'ouvrage des travaux ou, si les sols sont excavés à la suite d'un rejet accidentel de matières dangereuses, celui qui est responsable du rejet;

b) le transporteur des sols;

2° toute personne autorisée en application de l'article 5 ou du deuxième alinéa;

3° tout responsable d'un lieu récepteur où les sols doivent être déchargés, sauf si ce lieu est un bateau ou un train;

4° toute personne mandatée pour donner une attestation visée au premier alinéa de l'article 16.

Dans les autres cas, l'inscription dans le système informatique n'est pas obligatoire. Toutefois, lorsqu'il est prévu qu'une quantité de sols contaminés égale ou inférieure à 200 tonnes métriques soit transportée, s'il n'est pas inscrit dans le système informatique, le propriétaire des sols ou, si les sols sont excavés dans le cadre de travaux sur une infrastructure linéaire, le maître d'ouvrage des travaux ou, si les sols sont excavés à la suite d'un rejet accidentel de matières dangereuses, celui qui est responsable du rejet, doit autoriser une personne à remplir à sa place les obligations qui, en vertu du présent règlement, doivent être remplies au moyen du système informatique.

L'inscription du responsable d'un lieu récepteur visé au paragraphe 3 du premier alinéa doit précéder d'au moins 72 heures le transport des sols.

D. 877-2021, a. 8.

9. Les renseignements suivants doivent être fournis pour l'inscription dans le système informatique:

1° dans le cas d'une personne physique, son nom et son adresse professionnelle ou, si elle n'en a pas, son adresse personnelle;

2° dans le cas d'une société par actions, d'une société de personnes ou de tout autre groupement de personnes, ou dans le cas d'une fiducie, le nom sous lequel elle ou il s'identifie dans l'exercice de ses activités liées à des travaux d'excavation, son adresse, sa forme juridique ainsi que le numéro d'entreprise du Québec qui lui est attribué lorsqu'elle ou il est immatriculé en vertu de la Loi sur la publicité légale des entreprises (chapitre P-44.1);

3° dans les autres cas, son nom et son adresse, ainsi que, le cas échéant, sa forme juridique.

Celui qui s'inscrit dans le système informatique doit en outre donner son consentement pour que tous les renseignements et les documents fournis au ministre afin de se conformer au présent règlement puissent être communiqués lorsque nécessaire à son application.

D. 877-2021, a. 9.

10. Le responsable d'un lieu récepteur doit également, pour que son inscription soit complétée:

1° indiquer, dans le système informatique, si les activités exercées dans ce lieu sont ou non exemptées de l'obligation d'obtenir une autorisation en vertu de l'article 22 de la Loi;

2° s'il est visé par l'un des documents suivants, fournir une copie de ce document au ministre:

a) une autorisation délivrée en vertu de l'article 22 de la Loi lui permettant d'exploiter ce lieu ou, s'il n'est pas exploité, lui permettant que les sols transportés y soient déchargés;

© Éditeur officiel du Québec

b) une déclaration de conformité produite en application de l'article 31.0.6 de la Loi pour le déchargement de sols contaminés dans ce lieu récepteur;

c) un plan de réhabilitation approuvé par le ministre qui contient une mesure visant le déchargement de sols contaminés dans ce lieu récepteur.

D. 877-2021, a. 10.

11. Toute modification aux renseignements ou aux documents fournis en application de l'article 9 ou de l'article 10 doit être communiquée au ministre dans les 7 jours de la connaissance de la modification et faire l'objet d'un consentement, par celui qui les a fournis, pour qu'ils puissent être communiqués lorsque nécessaire à l'application du présent règlement.

D. 877-2021, a. 11.

SECTION II

SUIVI DES SOLS

D. 877-2021, sec. II.

12. Tout transport de sols contaminés doit, avant que les sols puissent quitter leur terrain d'origine, être consigné sur un bordereau de suivi sur lequel doivent être inscrits les renseignements suivants:

1° l'adresse du terrain d'origine ou, s'il n'en existe pas, soit la désignation cadastrale de ce terrain, soit ses coordonnées géographiques et dans ces 2 derniers cas, le nom de la municipalité dans laquelle il est situé;

2° le cas échéant, le nom du projet dans le cadre duquel les travaux d'excavation des sols sont exécutés;

3° le nom et l'adresse professionnelle de la personne qui remplit le bordereau ou, si elle n'en a pas, son adresse personnelle;

4° si elle n'est pas propriétaire du terrain, le nom et l'adresse de ce propriétaire;

5° le nom et l'adresse du transporteur des sols;

6° le nom du conducteur du véhicule servant au transport des sols;

7° le numéro d'immatriculation du véhicule servant au transport des sols ainsi que, le cas échéant, celui de sa remorque et de sa semi-remorque;

8° les valeurs de concentration les plus élevées, parmi les suivantes, qui s'appliquent aux contaminants présents dans les sols, les valeurs prévues au sous-paragraphe *a* étant les moins élevées et celles prévues au sous-paragraphe *d* étant les plus élevées:

a) valeurs inférieures ou égales à celles prévues à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (chapitre Q-2, r. 37);

b) valeurs supérieures à celles prévues à l'annexe I du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains et inférieures ou égales à celles prévues à l'annexe II de ce règlement;

c) valeurs supérieures à celles prévues à l'annexe II du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains et inférieures à celles prévues à l'annexe I du Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (chapitre Q-2, r. 18);

d) valeurs égales ou supérieures à celles prévues à l'annexe I du Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés;

© Éditeur officiel du Québec

9° les catégories, parmi celles proposées sur le bordereau, auxquelles appartiennent les contaminants, présents dans les sols, dont les valeurs de concentration correspondent à celles inscrites en application du paragraphe 8;

10° la quantité de sols à transporter, exprimée en tonnes métriques;

11° la date du transport des sols et l'heure à laquelle le transporteur des sols a quitté le terrain d'origine;

12° le nom, s'il y en a un, sous lequel le lieu récepteur des sols est identifié et son adresse ou, s'il n'en existe pas, soit la désignation cadastrale de ce terrain, soit ses coordonnées géographiques et dans ces 2 derniers cas, le nom de la municipalité dans laquelle il est situé.

Tout bordereau de suivi doit être signé et daté et il doit comporter une confirmation que les renseignements qui y sont inscrits sont complets et exacts.

D. 877-2021, a. 12.

13. Dans le cas où des sols contaminés à transporter ont été excavés dans le cadre de travaux sur une infrastructure linéaire, il n'est pas obligatoire d'inscrire sur le bordereau de suivi les renseignements prévus au paragraphe 4 du premier alinéa de l'article 12.

Dans le cas où des sols contaminés à transporter ont été excavés à la suite d'un rejet accidentel de matières dangereuses ou dans le cas où ils ont été découverts de manière fortuite, seuls les renseignements prévus aux paragraphes 1 à 3, 5 à 7 et 10 à 12 du premier alinéa de l'article 12 ainsi que le contaminant rejeté doivent être inscrits sur le bordereau de suivi.

D. 877-2021, a. 13.

14. L'obligation de remplir le bordereau de suivi de sols contaminés avant qu'ils puissent quitter leur terrain d'origine incombe, selon le cas:

1° au propriétaire des sols visés par le transport; ou

2° si les sols ont été excavés dans le cadre de travaux sur une infrastructure linéaire, au maître d'ouvrage des travaux; ou

3° si les sols ont été excavés à la suite d'un rejet accidentel de matières dangereuses, à celui qui est responsable du rejet.

D. 877-2021, a. 14.

15. Lorsqu'il est prévu que des sols contaminés soient transportés, le premier transport de ces sols doit, pour qu'ils puissent quitter leur terrain d'origine, être précédé d'un avis au ministre indiquant la quantité totale estimée de sols à transporter. L'avis est fourni par celui qui est tenu de remplir les bordereaux de suivi en vertu de l'article 14.

D. 877-2021, a. 15.

16. Celui qui est tenu de remplir les bordereaux de suivi en vertu de l'article 14 doit également, lorsque la quantité totale estimée de sols à transporter est supérieure à 200 tonnes métriques, fournir au ministre, dans les 15 jours suivant le dernier transport des sols, une attestation, donnée par une personne habilitée, que la totalité des sols transportés hors du terrain d'origine a bien fait l'objet d'un bordereau de suivi.

Est habilitée à donner l'attestation visée au premier alinéa toute personne qui remplit au moins l'une des conditions suivantes:

© Éditeur officiel du Québec

1° être un professionnel au sens de l'article 1 du Code des professions (chapitre C-26) ou une personne autorisée par un ordre professionnel à exercer une activité réservée aux membres de cet ordre;

2° être titulaire d'un diplôme d'études postsecondaires dans une discipline scientifique et posséder au moins 5 années d'expérience dans le domaine de la caractérisation et de la réhabilitation des terrains et n'être ni celui qui est tenu de remplir les bordereaux de suivi, ni la personne physique qui a rempli ces bordereaux, ni celui qui excave les sols, ni un de leurs employés;

3° être une personne agréée ou certifiée dans le domaine de la caractérisation et de la réhabilitation de terrains par un organisme de certification accrédité par le Conseil canadien des normes en vertu de la norme ISO 17024.

D. 877-2021, a. 16; D. 993-2023, a. 1.

17. Lorsqu'il est prévu que plus de 200 tonnes métriques de sols contaminés soient transportées, tout transporteur des sols doit, avant qu'ils puissent quitter leur terrain d'origine ou un lieu récepteur où ils ont été déchargés, inscrire sur le bordereau de suivi de ces sols qu'ils ont bien été chargés dans le véhicule utilisé pour leur transport ainsi que le numéro de téléphone de l'appareil utilisé en application de l'article 24, si un tel numéro existe.

Le bordereau de suivi doit être signé et daté et il doit comporter une confirmation que les renseignements qui y sont inscrits en application du premier alinéa et des paragraphes 5 à 7, 10 et 11 du premier alinéa de l'article 12 sont complets et exacts.

Le présent article ne s'applique pas lorsque les sols sont transportés à partir d'un lieu récepteur et qu'ils sont déchargés dans un lieu dont l'adresse est la même que celle de ce lieu récepteur.

D. 877-2021, a. 17.

18. Lorsqu'il est prévu que plus de 200 tonnes métriques de sols contaminés soient transportées, le responsable du lieu récepteur des sols doit, avant que les sols puissent quitter leur terrain d'origine, en plus des autres obligations qui lui sont imparties par les dispositions qui précèdent, avoir fourni au ministre une confirmation du fait qu'il a convenu avec celui qui est tenu, en vertu de l'article 14, de remplir les bordereaux de suivi des sols, que ces derniers pouvaient être déchargés dans ce lieu récepteur.

D. 877-2021, a. 18.

19. Le responsable d'un lieu récepteur doit, avant que des sols contaminés puissent y être déchargés, inscrire sur le bordereau de suivi des sols:

1° le numéro d'immatriculation du véhicule utilisé pour leur transport et, le cas échéant, celui de sa remorque et de sa semi-remorque;

2° la date et l'heure auxquelles le transporteur des sols est arrivé au lieu récepteur;

3° selon le cas, soit que les sols seront valorisés dans ce lieu récepteur, soit qu'ils y seront éliminés, lorsque ces 2 options y sont offertes;

4° le nom de la personne qui remplit le bordereau.

Le responsable du lieu récepteur doit également inscrire sur le bordereau de suivi, dès que les sols ont été déchargés, leur quantité, exprimée en tonnes métriques.

Le bordereau de suivi doit être signé et daté et il doit comporter une confirmation que les renseignements qui y sont inscrits en application du premier et du deuxième alinéa ainsi que des paragraphes 5, 6 et 12 du premier alinéa de l'article 12 sont complets et exacts.

© Éditeur officiel du Québec

Le présent article ne s'applique pas lorsque le lieu récepteur est un bateau ou un train.

D. 877-2021, a. 19.

20. Tout transporteur de sols contaminés ne peut décharger ces derniers dans un lieu récepteur avant que le responsable de ce lieu n'ait rempli les obligations prévues au premier alinéa de l'article 19, sauf si ce lieu récepteur est un bateau ou un train.

D. 877-2021, a. 20.

21. Lorsque le responsable d'un lieu récepteur refuse de recevoir des sols contaminés, il doit inscrire une mention à cet effet sur le bordereau de suivi des sols ainsi que la raison de ce refus.

Celui qui remplit le nouveau bordereau de suivi de ces sols avant qu'ils puissent quitter le lieu récepteur doit lui aussi y inscrire la mention visée au premier alinéa ainsi que la raison du refus, par le responsable du lieu récepteur, de recevoir les sols.

Le présent article ne s'applique pas lorsque le lieu récepteur est un bateau ou un train.

D. 877-2021, a. 21.

22. Dans le cas où des sols contaminés sont déchargés à l'extérieur du Québec, celui tenu de remplir le bordereau de suivi des sols en vertu du premier alinéa de l'article 6 ou, selon le cas, de l'article 14 doit être présent à l'arrivée du transporteur des sols à l'endroit où les sols sont déchargés et il doit obtenir du responsable de cet endroit un document, signé et daté par ce dernier, confirmant la réception des sols et leur quantité. Il doit fournir ce document au ministre dans les 24 heures suivant le déchargement des sols.

Il doit de plus inscrire sur le bordereau de suivi des sols le numéro d'immatriculation du véhicule ayant servi au transport des sols et, le cas échéant, celui de sa remorque et de sa semi-remorque, la date et l'heure auxquelles le transporteur des sols est arrivé à l'endroit où les sols sont déchargés, le nom du responsable de cet endroit ainsi que la quantité de sols inscrite par ce dernier sur le document visé au premier alinéa. Le bordereau de suivi doit être signé et daté et il doit comporter une confirmation que les renseignements qu'il y a inscrits sont complets et exacts.

Si une personne est autorisée, en application de l'article 5, à remplir les obligations prévues au premier et au deuxième alinéa, il ne peut s'agir ni du responsable de l'endroit où les sols sont déchargés, ni d'un de ses employés.

D. 877-2021, a. 22.

23. Dans le cas où des sols contaminés sont déchargés sur un bateau ou un train, celui tenu de remplir le bordereau de suivi des sols en vertu du premier alinéa de l'article 6, si les sols y ont été transportés à partir d'un autre lieu récepteur, ou de l'article 14, si les sols y ont été transportés directement à partir de leur terrain d'origine, doit, avant que les sols soient déchargés sur le bateau ou sur le train, inscrire sur ce bordereau de suivi les renseignements suivants:

1° le numéro d'identification du bateau ou du train qui transporte les sols;

2° la date et l'heure auxquelles il était prévu, au moment où les sols ont quitté l'autre lieu récepteur ou leur terrain d'origine, qu'ils soient déchargés sur le bateau ou le train;

3° le lieu où les sols seront déchargés du bateau ou du train;

4° la date et l'heure auxquelles il était prévu, au moment où les sols ont quitté l'autre lieu récepteur ou leur terrain d'origine, que le bateau ou le train arrive dans le lieu visé au paragraphe 3;

© Éditeur officiel du Québec

5° le nom et l'adresse du nouveau transporteur des sols.

D. 877-2021, a. 23.

SECTION III

LOCALISATION DES SOLS PENDANT LEUR TRANSPORT

D. 877-2021, sec. III.

24. Lorsqu'il est prévu que plus de 200 tonnes métriques de sols contaminés soient transportées, tout transporteur de ces sols doit, lors de leur transport, que ce soit à partir de leur terrain d'origine ou à partir d'un lieu récepteur où ils ont été déchargés, utiliser un appareil, compatible avec le système informatique prévu par le ministre, qui transmet à ce système, pendant toute la durée du transport des sols, leur position géographique, et ce, même dans le cas où les sols sont déchargés à l'extérieur du Québec.

Le premier alinéa ne s'applique pas lorsque les sols sont transportés par bateau ou par train ou lorsqu'ils sont transportés à partir d'un lieu récepteur et déchargés dans un lieu dont l'adresse est la même que celle de ce lieu récepteur.

D. 877-2021, a. 24.

CHAPITRE III

SANCTIONS

D. 877-2021, c. III.

SECTION I

SANCTIONS ADMINISTRATIVES PÉCUNIAIRES

D. 877-2021, sec. I.

25. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 500 $ dans le cas d'une personne physique ou de 2 500 $ dans les autres cas peut être imposée à celui qui:

1° ne respecte pas le délai minimal de 72 heures pour son inscription dans le système informatique, en contravention avec le troisième alinéa de l'article 8;

2° fait défaut de donner le consentement exigé par le deuxième alinéa de l'article 9 et par l'article 11;

3° fait défaut de fournir une copie d'un document exigée par le paragraphe 2 de l'article 10;

4° fait défaut de fournir au ministre la confirmation exigée par l'article 18;

5° fait défaut de signer ou de dater tout document lorsqu'une telle signature est requise par le présent règlement.

D. 877-2021, a. 25.

26. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 750 $ dans le cas d'une personne physique ou de 3 500 $ dans les autres cas peut être imposée à celui qui:

1° fait défaut de fournir au ministre l'avis prévu par l'article 15 ou qui le fournit après le premier transport des sols;

© Éditeur officiel du Québec

2° fournit au ministre l'attestation visée au premier alinéa de l'article 16, donnée par une personne qui ne satisfait à aucune des conditions qui sont prévues au deuxième alinéa de cet article, fait défaut de fournir cette attestation ou fait défaut de la fournir dans le délai qui y est prévu;

3° fait défaut de fournir au ministre le document exigé par le premier alinéa de l'article 22 ou fait défaut de le fournir dans le délai qui y est prévu.

D. 877-2021, a. 26.

27. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 1 000 $ dans le cas d'une personne physique ou de 5 000 $ dans les autres cas peut être imposée à celui qui:

1° fait défaut de fournir tout renseignement qui est exigé par le premier alinéa de l'article 9, le paragraphe 1 de l'article 10, le premier alinéa de l'article 12, le deuxième alinéa de l'article 13, le premier alinéa de l'article 17, le premier ou le deuxième alinéa de l'article 19, l'article 21, le deuxième alinéa de l'article 22 et l'article 23 ou qui est nécessaire à leur application, ou ne respecte pas les délais ou le moment fixés pour ce faire;

2° fait défaut de respecter les obligations auxquelles il est tenu en vertu de l'article 11 à l'égard de modifications aux renseignements ou aux documents fournis en application de l'article 9 ou de l'article 10, ou fait défaut de respecter les délais fixés pour les respecter;

3° fait défaut de fournir la confirmation visée au deuxième alinéa de l'article 12, au deuxième alinéa de l'article 17, au troisième alinéa de l'article 19 et au deuxième alinéa de l'article 22;

4° fait défaut de respecter l'interdiction prévue à l'article 20;

5° contrevient à l'article 24.

D. 877-2021, a. 27.

28. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 1 500 $ dans le cas d'une personne physique ou de 7 500 $ dans les autres cas peut être imposée à celui qui:

1° remplit un bordereau de suivi alors qu'il n'est pas visé à l'article 14 ou qu'il n'est pas autorisé à le faire en application de l'article 5;

2° transporte ou fait transporter des sols contaminés avant d'avoir inscrit dans un bordereau de suivi les renseignements exigés par le premier alinéa de l'article 17;

3° autorise le responsable d'un endroit où des sols contaminés sont déchargés à l'extérieur du Québec ou un de ses employés à remplir à sa place les obligations prévues au premier et au deuxième alinéa de l'article 22, en contravention avec le troisième alinéa de cet article.

D. 877-2021, a. 28.

29. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 2 000 $ dans le cas d'une personne physique ou de 10 000 $ dans les autres cas peut être imposée à celui qui:

1° ne remplit pas le bordereau de suivi visé à l'article 12, en contravention avec le premier ou le deuxième alinéa de l'article 6 ou avec le premier alinéa de l'article 12 et l'article 14;

2° n'utilise pas, en contravention avec le premier alinéa de l'article 7, le système informatique prévu par le ministre pour fournir les renseignements et les documents exigés par le présent règlement;

3° n'est pas inscrit dans le système informatique prévu par le ministre avant le transport de sols contaminés, en contravention avec le premier alinéa de l'article 8;

© Éditeur officiel du Québec

4° n'autorise pas une personne à remplir à sa place les obligations qui, en vertu du présent règlement, doivent être remplies au moyen du système informatique prévu par le ministre, alors qu'il n'est pas inscrit dans ce système, en contravention avec le deuxième alinéa de l'article 8.

D. 877-2021, a. 29.

30. Une sanction administrative pécuniaire d'un montant de 250 $ dans le cas d'une personne physique ou de 1 000 $ dans les autres cas peut être imposée à celui qui fait défaut de respecter une disposition du présent règlement pour laquelle aucune sanction administrative pécuniaire n'est autrement prévue.

D. 877-2021, a. 30.

SECTION II

SANCTIONS PÉNALES

D. 877-2021, sec. II.

31. Est passible d'une amende d'au moins 2 500 $ et d'au plus 250 000 $ dans le cas d'une personne physique, ou d'au moins 7 500 $ et d'au plus 1 500 000 $ dans les autres cas, celui qui:

1° ne respecte pas le délai minimal de 72 heures pour son inscription dans le système informatique, en contravention avec le troisième alinéa de l'article 8;

2° fait défaut de donner le consentement exigé par le deuxième alinéa de l'article 9 et par l'article 11;

3° fait défaut de fournir une copie d'un document exigée par le paragraphe 2 de l'article 10;

4° fait défaut de fournir au ministre la confirmation exigée par l'article 18;

5° fait défaut de signer ou de dater tout document lorsqu'une telle signature est requise par le présent règlement.

D. 877-2021, a. 31.

32. Est passible d'une amende d'au moins 4 000 $ et d'au plus 250 000 $ dans le cas d'une personne physique ou d'au moins 12 000 $ et d'au plus 1 500 000 $ dans les autres cas, celui qui:

1° fait défaut de fournir au ministre l'avis prévu par l'article 15 ou qui le fournit après le premier transport des sols;

2° fournit au ministre l'attestation visée au premier alinéa de l'article 16, donnée par une personne qui ne satisfait à aucune des conditions qui sont prévues au deuxième alinéa de cet article, fait défaut de fournir cette attestation ou fait défaut de la fournir dans le délai qui y est prévu;

3° fait défaut de fournir au ministre le document exigé par le premier alinéa de l'article 22 ou fait défaut de le fournir dans le délai qui y est prévu.

D. 877-2021, a. 32.

33. Est passible d'une amende d'au moins 5 000 $ et d'au plus 500 000 $ dans le cas d'une personne physique ou d'au moins 15 000 $ et d'au plus 3 000 000 $ dans les autres cas, celui qui:

1° fait défaut de fournir tout renseignement qui est exigé par le premier alinéa de l'article 9, le paragraphe 1 de l'article 10, le premier alinéa de l'article 12, le deuxième alinéa de l'article 13, le premier alinéa de l'article 17, le premier ou le deuxième alinéa de l'article 19, l'article 21, le deuxième alinéa de l'article 22 et

© Éditeur officiel du Québec

l'article 23 ou qui est nécessaire à leur application, ou ne respecte pas les délais ou le moment fixés pour ce faire;

2° fait défaut de respecter les obligations auxquelles il est tenu en vertu de l'article 11 à l'égard de modifications aux renseignements ou aux documents fournis en application de l'article 9 ou de l'article 10, ou fait défaut de respecter les délais fixés pour les respecter;

3° fait défaut de fournir la confirmation visée au deuxième alinéa de l'article 12, au deuxième alinéa de l'article 17, au troisième alinéa de l'article 19 et au deuxième alinéa de l'article 22;

4° fait défaut de respecter l'interdiction prévue à l'article 20;

5° contrevient à l'article 24.

D. 877-2021, a. 33.

34. Est passible d'une amende d'au moins 8 000 $ et d'au plus 500 000 $ dans le cas d'une personne physique ou d'au moins 24 000 $ et d'au plus 3 000 000 $ dans les autres cas, celui qui:

1° remplit un bordereau de suivi alors qu'il n'est pas visé à l'article 14 ou qu'il n'est pas autorisé à le faire en application de l'article 5;

2° transporte ou fait transporter des sols contaminés avant d'avoir inscrit dans un bordereau de suivi les renseignements exigés par le premier alinéa de l'article 17;

3° autorise le responsable d'un endroit où des sols contaminés sont déchargés à l'extérieur du Québec ou un de ses employés à remplir à sa place les obligations prévues au premier et au deuxième alinéa de l'article 22, en contravention avec le troisième alinéa de cet article.

D. 877-2021, a. 34.

35. Est passible d'une amende d'au moins 10 000 $ et d'au plus 1 000 000 $ dans le cas d'une personne physique ou d'au moins 30 000 $ et d'au plus 6 000 000 $ dans les autres cas, celui qui:

1° ne remplit pas le bordereau de suivi visé à l'article 12, en contravention avec le premier ou le deuxième alinéa de l'article 6 ou avec le premier alinéa de l'article 12 et l'article 14;

2° n'utilise pas, en contravention avec le premier alinéa de l'article 7, le système informatique prévu par le ministre pour fournir les renseignements et les documents exigés par le présent règlement;

3° n'est pas inscrit dans le système informatique prévu par le ministre avant le transport de sols contaminés, en contravention avec le premier alinéa de l'article 8;

4° n'autorise pas une personne à remplir à sa place les obligations qui, en vertu du présent règlement, doivent être remplies au moyen du système informatique prévu par le ministre, alors qu'il n'est pas inscrit dans ce système, en contravention avec le deuxième alinéa de l'article 8.

D. 877-2021, a. 35.

36. Celui qui contrevient à toute autre obligation imposée par le présent règlement est passible, dans le cas où aucune autre peine n'est prévue par la présente section ou par la loi, d'une amende d'au moins 1 000 $ et d'au plus 100 000 $ dans le cas d'une personne physique, ou, dans les autres cas, d'une amende d'au moins 3 000 $ et d'au plus 600 000 $.

D. 877-2021, a. 36.

© Éditeur officiel du Québec

CHAPITRE IV

DISPOSITION FINALE

D. 877-2021, c. IV.

37. *(Omis en partie).*

Jusqu'au 31 décembre 2021, il s'applique uniquement au transport, à partir du terrain d'origine, d'une quantité de sols contaminés égale ou supérieure à 5 000 tonnes métriques, excavés dans le cadre de travaux ayant débuté le ou après le 1er novembre 2021.

À compter du 1er janvier 2022, il s'applique également au transport:

1° à partir du terrain d'origine, de toute quantité égale ou supérieure à 1 000 tonnes métriques de sols contaminés, excavés dans le cadre de travaux ayant débuté avant cette date, à cette date ou après celle-ci, et qui, selon le cas:

a) sont visés par un contrat conclu de gré à gré après la date de l'édiction du présent règlement;

b) sont visés par un contrat conclu à la suite d'un appel d'offres public ou d'un appel d'offres du secteur privé, effectué au moyen d'un avis publié après la date de l'édiction du présent règlement, ou d'un appel d'offres sur invitation effectué après cette même date;

c) ne sont pas visés par un contrat;

2° à partir d'un lieu récepteur:

a) de toute quantité égale ou supérieure à 1 000 tonnes métriques de sols contaminés auxquels le présent règlement s'applique en vertu de l'article 3, provenant du même terrain d'origine et excavés dans le cadre de travaux ayant débuté avant le 1er janvier 2022, à cette date ou après celle-ci et qui sont visés par l'un des cas prévus aux sous-paragraphes *a* à *c* du paragraphe 1;

b) de sols contaminés, peu importe la quantité de sols à transporter et la date à laquelle ils ont été déchargés dans ce lieu, dans les autres cas.

Une copie de tout contrat, de tout avis et de tout appel d'offres sur invitation visés au paragraphe 1 du troisième alinéa, sur laquelle doivent apparaître lisiblement, dans le cas d'un contrat, la date de sa signature ainsi que les signatures des cocontractants, dans le cas d'un avis, la date de sa publication et dans le cas d'un appel d'offres sur invitation, la date inscrite sur l'invitation, doit être transmise au ministre sur demande.

À compter du 1er janvier 2023, le présent règlement s'applique à tous les transports de sols contaminés excavés effectués à cette date ou après celle-ci, peu importe la date à laquelle les travaux d'excavation de ces sols ont débuté.

Le sous-paragraphe *b* du paragraphe 1 du premier alinéa de l'article 8 et les articles 17, 20 et 24 ne s'appliquent qu'à compter du 1er janvier 2023, peu importe la date à laquelle les travaux d'excavation des sols qui sont transportés ont débuté.

D. 877-2021, a. 37.

MISES À JOUR
D. 877-2021, 2021 G.O. 2, 3831
D. 993-2023, 2023 G.O. 2, 2471

© Éditeur officiel du Québec

Annexe G

Québec

© Éditeur officiel du Québec

À jour au 1er septembre 2023
Ce document a valeur officielle.

chapitre M-11.6, r. 1

Règlement concernant les frais exigibles liés à la traçabilité des sols contaminés excavés

Loi sur certaines mesures permettant d'appliquer les lois en matière d'environnement et de sécurité des barrages (chapitre M-11.6, a. 90).

Ce règlement portait auparavant la désignation alphanumérique suivante: chapitre Q-2, r. 28.01.

Les frais prévus au règlement ont été indexés selon l'avis publié à la Partie 1 de la Gazette officielle du Québec le 28 janvier 2023, page 55. (a. 4) (Effet à compter du 1er janvier 2023)

A.M. 2021-09-23; L.Q. 2022, c. 8, a. 1.

TABLE DES MATIÈRES

CHAPITRE I
DISPOSITIONS GÉNÉRALES..... **1**

CHAPITRE II
FRAIS EXIGIBLES ET PAIEMENT ET INDEXATION DES FRAIS..... **4**

CHAPITRE III
DISPOSITION FINALE..... **8**

CHAPITRE I

DISPOSITIONS GÉNÉRALES

A.M. 2021-09-23, c. I.

1. Le présent règlement a pour objet de prescrire les frais exigibles destinés à couvrir les coûts liés à la mise en place de mesures permettant d'assurer la traçabilité des sols contaminés excavés afin qu'ils soient déchargés dans un lieu où il est permis de les recevoir.

A.M. 2021-09-23, a. 1.

2. Les sols visés par le présent règlement sont ceux auxquels s'applique le Règlement concernant la traçabilité des sols contaminés excavés (chapitre Q-2, r. 47.01).

A.M. 2021-09-23, a. 2.

3. Dans le présent règlement, les expressions «infrastructure linéaire», «lieu récepteur», «maître d'ouvrage», «responsable d'un lieu récepteur» et «terrain d'origine» ont le même sens que celui qui leur est donné dans le Règlement concernant la traçabilité des sols contaminés excavés (chapitre Q-2, r. 47.01).

A.M. 2021-09-23, a. 3.

CHAPITRE II

FRAIS EXIGIBLES ET PAIEMENT ET INDEXATION DES FRAIS

A.M. 2021-09-23, c. II.

4. Des frais de 2,13 $ par tonne métrique de sols sont exigibles pour toute quantité de sols contaminés transportés, dans le cadre de travaux:

1° à partir de leur terrain d'origine, à l'exception de ceux visés par l'article 3 du Règlement concernant la traçabilité des sols contaminés excavés (chapitre Q-2, r. 47.01);

2° à partir d'un lieu récepteur, lorsque les sols sont visés par l'article 3 du Règlement concernant la traçabilité des sols contaminés excavés et que ce dernier règlement s'y applique.

A.M. 2021-09-23, a. 4.

5. Dans le cas des sols transportés à partir de leur terrain d'origine, les frais sont exigibles du propriétaire des sols ou, si les sols sont excavés dans le cadre de travaux sur une infrastructure linéaire, du maître d'ouvrage des travaux ou, si les sols sont excavés à la suite d'un rejet accidentel de matières dangereuses, de celui qui est responsable du rejet.

Dans le cas des sols transportés à partir d'un lieu récepteur, les frais sont exigibles du responsable de ce lieu.

A.M. 2021-09-23, a. 5.

6. Les frais exigibles en vertu du présent règlement doivent être payés en totalité dans les 30 jours suivant la notification, par le ministre, d'un avis de réclamation des sommes qui lui sont dues à ce titre.

Ces frais sont payables en espèces, par chèque ou par mandat bancaire ou postal fait à l'ordre du ministre des Finances ou selon un mode de paiement électronique.

A.M. 2021-09-23, a. 6.

© Éditeur officiel du Québec

7. Les frais exigibles en vertu du présent règlement sont indexés au 1er janvier de chaque année en fonction du taux correspondant à la variation annuelle de l'indice moyen d'ensemble des prix à la consommation au Canada, tel que cet indice est publié par Statistique Canada; ce taux est calculé en établissant la différence entre la moyenne des indices mensuels pour la période de 12 mois se terminant le 30 septembre de la dernière année et la moyenne des indices mensuels pour la période équivalente de l'avant-dernière année.

Le ministre publie le résultat de cette indexation à la *Gazette officielle du Québec* avant le 1er janvier de chaque année et, s'il le juge approprié, par tout autre moyen.

A.M. 2021-09-23, a. 7.

CHAPITRE III

DISPOSITION FINALE

A.M. 2021-09-23, c. III.

8. *(Omis en partie).*

Jusqu'au 31 décembre 2021, il s'applique uniquement à toute quantité de sols contaminés égale ou supérieure à 5 000 tonnes métriques transportés à partir de leur terrain d'origine et qui sont excavés dans le cadre de travaux ayant débuté le ou après le 1er novembre 2021.

À compter du 1er janvier 2022, il s'applique également:

1° à toute quantité de sols contaminés égale ou supérieure à 1 000 tonnes métriques transportés à partir de leur terrain d'origine, qui sont excavés dans le cadre de travaux ayant débuté avant cette date, à cette date ou après celle-ci et qui, selon le cas:

a) sont visés par un contrat conclu de gré à gré après la date de l'édiction du Règlement concernant la traçabilité des sols contaminés excavés (chapitre Q-2, r. 47.01);

b) sont visés par un contrat conclu à la suite d'un appel d'offres public ou d'un appel d'offres du secteur privé, effectué au moyen d'un avis publié après la date de l'édiction du Règlement concernant la traçabilité des sols contaminés excavés, ou d'un appel d'offres sur invitation effectué après cette même date;

c) ne sont pas visés par un contrat;

2° à toute quantité de sols contaminés égale ou supérieure à 1 000 tonnes métriques transportés à partir d'un lieu récepteur, lorsque les conditions suivantes sont réunies:

a) ils sont visés par l'article 3 du Règlement concernant la traçabilité des sols contaminés excavés et ils se trouvent dans l'un des cas qui y sont prévus donnant lieu à l'application, à leur égard, de ce règlement;

b) ils proviennent du même terrain d'origine;

c) ils sont excavés dans le cadre de travaux ayant débuté avant le 1er janvier 2022, à cette date ou après celle-ci et ils sont visés par l'un des cas prévus aux sous-paragraphes *a* à *c* du paragraphe 1.

À compter du 1er janvier 2023, le présent règlement s'applique à toute quantité de sols contaminés excavés dans le cadre de travaux effectués le 1er janvier 2023 ou après cette date, peu importe la date à laquelle les travaux d'excavation de ces sols ont débuté, et transportés à partir de leur terrain d'origine, ou à partir d'un lieu récepteur lorsque les sols sont visés par l'article 3 du Règlement concernant la traçabilité des sols

© Éditeur officiel du Québec

contaminés excavés et qu'ils se trouvent dans l'un des cas qui y sont prévus donnant lieu à l'application, à leur égard, de ce règlement.

A.M. 2021-09-23, a. 8.

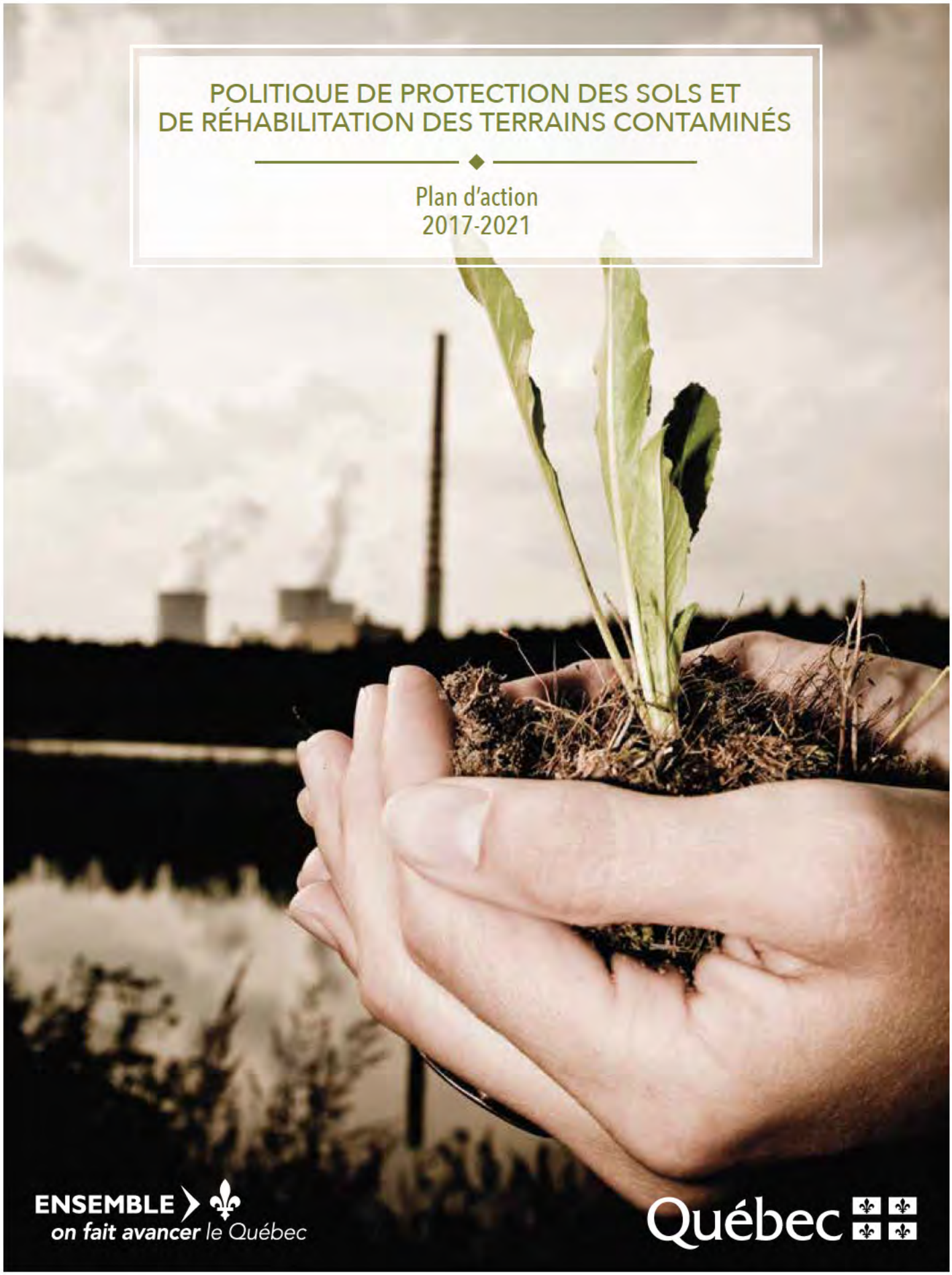
MISES À JOUR
A.M. 2021-09-23, 2021 G.O. 2, 6390

© Éditeur officiel du Québec

Annexe H

POLITIQUE DE PROTECTION DES SOLS ET DE RÉHABILITATION DES TERRAINS CONTAMINÉS

Plan d'action
2017-2021



ENSEMBLE on fait avancer le Québec

Québec

COORDINATION ET RÉDACTION

Cette publication a été réalisée par la Direction du Programme de réduction des rejets industriels et des lieux contaminés du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC).

RENSEIGNEMENTS

Pour tout renseignement, vous pouvez communiquer avec madame Renée Gauthier de la Direction du Programme de réduction des rejets industriels et des lieux contaminés.

Téléphone : 418 521-3950, poste 4929
Télécopieur : 418 644-3386
Internet : www.mddelcc.gouv.qc.ca

Pour obtenir un exemplaire du document :

Visitez notre site Web :
http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/politique.pdf

RÉFÉRENCE À CITER

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES. *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés : Plan d'action 2017-2021*, 2017, 34 pages. [En ligne]. http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/politique.pdf

Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2017
ISBN : 978-2-550-78177-6 (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays.
© Gouvernement du Québec, 2017

MOT DU MINISTRE ET DE SON ADJOINT PARLEMENTAIRE

Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés et son Plan d'action 2017-2021

Au cours des dernières années, la réhabilitation de nombreux terrains contaminés et la création de centres de traitement de sols ont fait partie des progrès considérables réalisés par la société québécoise en matière de protection de l'environnement et de revitalisation durable du territoire. La nouvelle Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés et son Plan d'action 2017-2021 consolident nos actions et présentent les mesures que nous préconisons pour poursuivre le travail accompli.

Résultat d'une consultation menée auprès d'intervenants issus des milieux industriel, municipal, entrepreneurial et gouvernemental, cette nouvelle politique réaffirme les priorités du Québec en matière de réhabilitation de terrains contaminés, mais également en ce qui concerne la valorisation des sols faiblement contaminés et la prévention des sources de contamination des sols et des eaux souterraines.

Avec cette politique, le Québec se prépare à faire de nouvelles avancées en exerçant son leadership, tant sur le plan de la réglementation qu'à l'égard du développement de l'expertise et des technologies vertes.

Un nouveau programme, ClimatSol-Plus, sera destiné à apporter une aide financière aux municipalités aux prises avec des terrains contaminés. Ce programme d'envergure générera des investissements importants. Il s'agit d'un engagement de 55 M$ de notre gouvernement en soutien à la décontamination des sites municipaux et privés.

De plus, comme le prévoit le Plan d'action 2017-2021, 120 M$ seront investis dans des travaux de réhabilitation de terrains contaminés appartenant à l'État. Également, une modification réglementaire viendra appliquer éventuellement une redevance sur les sols contaminés enfouis. Réinvesties dans des programmes d'aide financière annoncés pour les citoyens, les petits propriétaires de station-service et le développement des technologies vertes, ces sommes contribueront à la modernisation de l'économie et à la création d'emplois.

La mise en œuvre de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés constitue un geste concret de protection de l'environnement, mais aussi de développement durable. La réutilisation des terrains contaminés permettra de dynamiser les milieux de vie, que ce soit par la création d'espaces verts ou par la densification de la trame urbaine, ce qui contribuera à l'amélioration de la qualité de vie des citoyens et à la réduction des émissions de gaz à effet de serre.

La Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés fait état des objectifs élevés que se donne le Québec pour une gestion optimale des terrains contaminés afin d'assurer, ensemble, la qualité de l'environnement et l'avenir de nos enfants. Faisons le pour eux!

David Heurtel
Ministre du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

Marc H. Plante
Adjoint parlementaire du ministre et député de Maskinongé

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION 1

1. LE CONTEXTE 3

2. LES PRINCIPES 7

3. LES STRATÉGIES 9

4. LES OBJECTIFS 9

5. LE PLAN D'ACTION 11

5.1 Enjeu 1 : La protection de l'environnement 11

5.1.1 Stratégie 1 : Prévenir de nouvelles contaminations des sols et des eaux souterraines 12

5.1.2 Stratégie 2 : Contrer la propagation de la contamination des sols et des eaux souterraines 15

5.2 Enjeu 2 : La revitalisation durable du territoire 17

5.2.1 Stratégie 3 : Assurer la réhabilitation des terrains 18

5.2.2 Stratégie 4 : Favoriser la valorisation des sols excavés et le développement des technologies vertes 25

5.3 Mise en œuvre du Plan d'action 2017-2021 et reddition de comptes 30

6. CONCLUSION 31

ANNEXE - TABLEAU SYNTHÈSE DU PLAN D'ACTION 2017-2021 32

LISTE DES ENCADRÉS

Encadré 1 : Les mesures envisagées dans le plan de mise en œuvre de la Politique de 1998 1

Encadré 2 : Le projet de loi n° 102 14

Encadré 3 : Le Règlement sur les réservoirs de mazout de l'Île-du-Prince-Édouard 16

Encadré 4 : Les équipements pétroliers à risque élevé au Québec : mesures de prévention 17

Encadré 5 : Le projet européen CityChlor 18

Encadré 6 : L'impact de l'aménagement urbain sur les émissions de GES 20

Encadré 7 : Les friches industrielles et les terrains verts 21

Encadré 8 : Les garanties financières exigées par Hydro-Québec pour assurer le démantèlement des parcs éoliens et la décontamination des sols 22

Encadré 9 : La dynamique du marché et de la revitalisation des terrains contaminés 23

Encadré 10 : Le programme ClimatSol-Plus 24

Encadré 11 : Les stations-service abandonnées 25

Encadré 12 : Le « Tank Site Remediation Program » de l'Alberta 25

Encadré 13 : Programme d'aide financière alimenté par la redevance à l'enfouissement de sols contaminés 26

Encadré 14 : Le Programme d'intervention sur les réservoirs de mazout au Vermont 26

Encadré 15 : Les interventions de l'industrie chimique suisse en Alsace 28

Encadré 16 : Le déplacement des sols contaminés en Flandre 30

INTRODUCTION

« Du point de vue environnemental, il est souhaitable de récupérer les anciens terrains dont les sols sont contaminés plutôt que d'en faire des zones d'ombres interdites, clôturées et inaccessibles. » C'est ainsi que s'amorçait en 1988 le premier chapitre de la Politique de réhabilitation des terrains contaminés (ci-après la « Politique de 1988 »), le document par lequel le ministre de l'Environnement exprimait publiquement, pour la première fois, ses intentions quant au devenir des terrains contaminés. Cette orientation inscrivait le document dans la foulée d'un nouveau concept paru à peine quelques mois plus tôt dans un rapport de la Commission mondiale sur l'environnement et le développement : « le développement durable[1] ».

La Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés a remplacé ce premier document en 1998 (ci-après la « Politique de 1998 »). Comme son nom l'indique, cette nouvelle version élargissait son champ d'action à la prévention de nouvelles contaminations. Elle décrivait également plusieurs mesures (voir l'encadré 1) que le Ministère entendait mettre en œuvre.

Encadré 1 : Les mesures envisagées dans le plan de mise en œuvre de la Politique de 1998

- Un encadrement légal et réglementaire;
- Un réseau de « professionnels agréés » issus du secteur privé;
- Une tarification pour différents actes administratifs;
- Un programme d'intervention sur les terrains utilisés par des entreprises;
- Des instruments économiques facilitant la revitalisation des terrains contaminés;
- Une procédure d'évaluation des risques et un mécanisme permettant de revitaliser des terrains tout en laissant en place de la contamination dépassant les critères génériques pour les sols;
- La validation de critères génériques pour les sols;
- La publication de documents administratifs et de guides techniques;
- La restructuration du programme du Groupe d'étude et de restauration des lieux d'élimination de déchets dangereux (GERLED).

Toutes ces mesures ont progressivement été mises en place, incluant l'adoption de la Loi modifiant la Loi sur la qualité de l'environnement et d'autres dispositions législatives relativement à la protection et à la réhabilitation des terrains (L.Q. 2002, chapitre 11) portant sur la réhabilitation des terrains contaminés, et de trois règlements visant la protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés, ainsi que la gestion des sols excavés[2].

Il est maintenant temps de revoir la Politique de 1998, de redéfinir les orientations et d'élaborer un nouveau plan d'action du gouvernement du Québec en matière de terrains contaminés pour les années futures.

---

[1] Au terme de ses travaux, la Commission mondiale sur l'environnement et le développement avait produit un rapport intitulé *Notre avenir à tous,* traduction française d'*Our Common Future* (1987). Communément appelé « rapport Brundtland », du nom de la présidente de la commission, la Norvégienne Gro Harlem Brundtland, ce rapport popularisera l'usage de l'expression « développement durable » et sa définition.

[2] Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (RLRQ, chapitre Q-2, r. 18), Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (RLRQ, chapitre Q-2, r. 37) et Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés (RLRQ, chapitre Q-2, r. 46).

La présente Politique s'articule autour de deux principaux enjeux :

- Enjeu 1 : La protection de l'environnement;
- Enjeu 2 : La revitalisation durable du territoire.

Découlant de ces enjeux, le plan d'action comporte quatre stratégies :

- Stratégie 1 : Prévenir de nouvelles contaminations des sols et des eaux souterraines;
- Stratégie 2 : Contrer la propagation de la contamination des sols et des eaux souterraines;
- Stratégie 3 : Assurer la réhabilitation des terrains;
- Stratégie 4 : Favoriser la valorisation des sols excavés et le développement des technologies vertes.

La Politique s'accompagne également du Plan d'action 2017-2021 qui vise, pour la période concernée, à atteindre des objectifs intermédiaires. À mi-parcours, le plan d'action fera l'objet d'un bilan. À l'échéance du plan d'action, un second bilan sera dressé afin de permettre l'élaboration, à partir des constats réalisés, d'un nouveau plan d'action et, au besoin, une révision de la Politique.

1. LE CONTEXTE

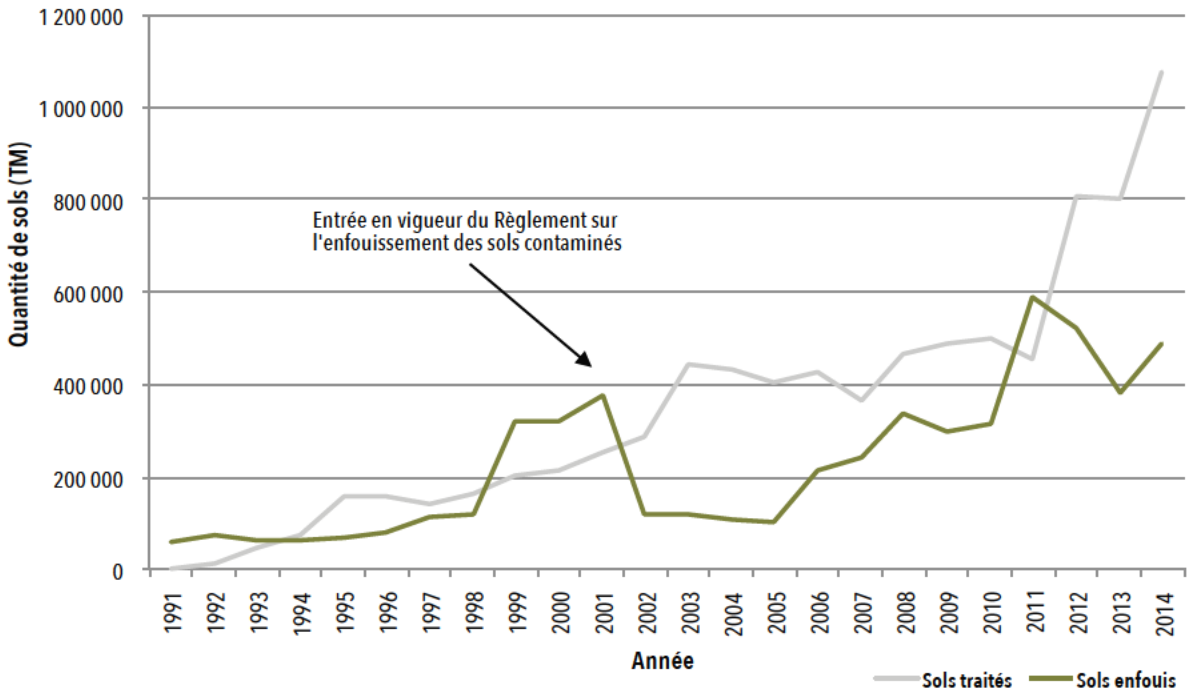
L'adoption en 1988 de la Politique de réhabilitation des terrains contaminés a mis en marche, sur l'ensemble du territoire québécois, un vaste processus de réhabilitation des terrains contaminés. Près de 30 ans après la parution de ce document, plusieurs éléments permettent de mesurer les retombées de ce qui a été fait et le chemin parcouru :

- Selon les données que détient le Ministère, de 1988 à 2015, plus de 5 000 terrains ont été réhabilités au Québec, ce qui représente une superfice totale estimée à 75 km^2. Cette superficie correspond à 16 % de la superficie de l'île de Montréal (483 km^2 de superficie);
- En 1988, aucun centre de traitement de sols contaminés ni aucun lieu d'enfouissement commercial spécifique pour les sols contaminés n'existaient au Québec. Aujourd'hui, une trentaine de centres de traitement et cinq lieux d'enfouissement autorisés sont en exploitation. Depuis l'adoption du Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (RESC) en 2001 et l'entrée en vigueur de la section IV.2.1 de la Loi sur la qualité de l'environnement (RLRQ, chapitre Q-2; ci-après LQE) en 2003, on constate une nette augmentation des quantités de sols traités (graphique 1);
- Les programmes Revi-Sols et ClimatSol, mis en place par le gouvernement du Québec à compter de 1998, ont permis la revitalisation de nombreux terrains. À eux seuls, les 305 projets retenus par la Ville de Montréal en vertu du programme Revi-Sols ont généré des investissements de 2,6 G$, permis la construction de 9 083 unités d'habitation et contribué à la création de plus de 16 000 emplois[3];
- Au fil des interventions, l'expertise québécoise en matière de gestion et de réhabilitation des terrains contaminés s'est accrue. Des dizaines de municipalités se sont investies dans les programmes de réhabilitation mis en place par le gouvernement, y consacrant personnel et ressources;
- Des centaines de consultants travaillent maintenant dans le domaine au Québec. La liste des experts habilités à attester certains documents en vertu de l'article 31.65 de la LQE comporte à elle seule plus d'une centaine de noms. Chacune des personnes inscrites sur cette liste possède plus de 10 années d'expérience dans le domaine de la caractérisation et de la réhabilitation des terrains contaminés.

Depuis 1988, de grands progrès ont été manifestement accomplis en matière de protection et de réhabilitation des terrains. Toutefois, le simple fait que, en moyenne, plus de 300 nouveaux terrains contaminés sont annuellement inscrits à l'inventaire du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) indique que le travail n'est pas terminé. De plus, depuis 2005, la quantité de sols enfouis ne cesse d'augmenter, pour atteindre près de 500 000 tonnes métriques en 2014.

[3] Source : *Programme Revi-Sols : Bilan 1998-2006*, Ville de Montréal.

Graphique 1 : Évolution du traitement et de l'enfouissement des sols contaminés



Source : Compilation du MDDELCC des rapports annuels et des données divulguées par les établissements.

La nouvelle Politique est accompagnée du premier Plan d'action 2017-2021, qui a pour but, pour la période concernée, l'atteinte d'objectifs intermédiaires. Ce plan décrit les actions et indique les objectifs à atteindre.

La Politique se fonde sur la volonté gouvernementale de bâtir une économie verte. Elle vise la mise en œuvre de mesures qui permettront de répondre aux deux enjeux suivants :

- Enjeu 1 : La protection de l'environnement;
- Enjeu 2 : La revitalisation durable du territoire.

ENJEU 1 : La protection de l'environnement

Les sols sont un élément vital de l'écosystème. Ils forment un habitat pour une multitude de plantes et d'organismes. La forêt et l'agriculture en dépendent. Ils constituent un support pour de nombreuses activités humaines, autant agricoles, urbaines et industrielles que récréatives. Ils sont une source de matières premières (gravier, sable, etc.). Ils contiennent finalement une réserve d'eau souterraine essentielle à de multiples usages (eau potable, irrigation, procédés industriels, etc.). La contamination des sols et des eaux souterraines peut donc avoir des répercussions majeures à la fois sur l'environnement, la santé et l'économie.

Un terrain potentiellement contaminé doit faire l'objet d'une caractérisation permettant de déterminer s'il y a nécessité d'intervenir pour protéger la santé et l'environnement. S'il s'avère effectivement contaminé, il ne peut être oublié, même s'il ne constitue pas un risque. Un changement d'utilisation ou des travaux mal planifiés peuvent modifier la situation et contribuer à la propagation des contaminants et à l'exposition des humains et des organismes à ces contaminants.

ENJEU 2 : La revitalisation durable du territoire

Des milliers de terrains ont été contaminés au Québec, rendant inutilisable une portion non négligeable du territoire. Plusieurs friches industrielles contaminées sont localisées au cœur d'agglomérations urbaines. Les complexes industriels ou les infrastructures (chemins de fer, gares de triage, etc.) qui s'y trouvaient ont périclité, laissant derrière des propriétés abandonnées et inutilisables. À certains endroits, il s'agit des dernières grandes surfaces disponibles pour du développement. La réhabilitation de ces terrains est avantageuse du point de vue tant environnemental que social et économique.

Les interventions qui y seront effectuées contribueront à une revitalisation durable du territoire dans la mesure où elles maximisent certaines actions, dont les suivantes :

L'élimination et le contrôle des contaminants

Les contaminants se trouvant dans le milieu peuvent constituer un risque pour la santé, l'environnement et les biens. Les interventions permettant l'élimination de l'ensemble ou d'une partie de la contamination respectent plusieurs des principes soutenant le développement durable.

La réduction des émissions de gaz à effet de serre

La revitalisation des friches industrielles permet de densifier une trame urbaine, ce qui constitue une manière efficace de réduire l'étalement urbain et les émissions de gaz à effet de serre (GES). La densification du territoire, la réhabilitation des terrains contaminés et la lutte contre les changements climatiques vont de pair. En prime, cette réutilisation contribue à augmenter l'assiette fiscale municipale.

La sauvegarde des terres agricoles ou des milieux naturels

En réutilisant les terrains contaminés situés en milieu urbain ou périurbain, on diminue la pression sur les terres agricoles et les milieux naturels et l'on contribue à les sauvegarder. Au Québec, plusieurs friches industrielles contaminées (anciens complexes industriels, gares de triage, etc.) situées au cœur d'agglomérations urbaines constitueront, une fois réhabilitées, de grandes surfaces disponibles pour le développement.

La préservation des ressources

Une fois traités, les sols contaminés excavés ont le potentiel de remplacer dans certains ouvrages des sols propres, réduisant ainsi l'exploitation et la destruction de milieux naturels.

Vue du secteur de la Pointe-aux-Lièvres, en 1971

© Droits réservés Ville de Québec

Esquisse – Écoquartier prévu sur le terrain de la Pointe-aux-Lièvres (projection)

© Droits réservés Ville de Québec

2. LES PRINCIPES

La Loi sur le développement durable (RLRQ, chapitre D-8.1.1) a été sanctionnée le 19 avril 2006. L'article 2 de cette loi rappelle que « le développement durable s'entend d'un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs. Le développement durable s'appuie sur une vision à long terme qui prend en compte le caractère indissociable des dimensions environnementale, sociale et économique des activités de développement ». L'article 6 de cette même loi décrit les 16 principes qui doivent sous-tendre le développement durable.

Les mesures préconisées par la Politique adhèrent à cette vision et les principes qui les sous tendent sont énoncés dans la Loi sur le développement durable, en particulier les suivants :

La prévention

En présence d'un risque connu, des actions de prévention, d'atténuation et de correction doivent être mises en place, en priorité à la source.

La santé et la qualité de vie

Les personnes, la protection de leur santé et l'amélioration de leur qualité de vie sont au centre des préoccupations relatives au développement durable. Les personnes ont droit à une vie saine et productive, en harmonie avec la nature.

La protection de l'environnement

Pour parvenir à un développement durable, la protection de l'environnement doit faire partie intégrante du processus de développement.

Le respect de la capacité de support des écosystèmes

Les activités humaines doivent être respectueuses de la capacité de support des écosystèmes et en assurer la pérennité.

La préservation de la biodiversité

La diversité biologique rend des services inestimables et doit être conservée au bénéfice des générations actuelles et futures. Le maintien des espèces, des écosystèmes et des processus naturels qui entretiennent la vie est essentiel pour assurer la qualité de vie des citoyens.

Le pollueur-payeur

Les personnes qui génèrent de la pollution ou dont les actions dégradent l'environnement doivent assumer leur part des coûts des mesures de prévention, de réduction et de contrôle des atteintes à la qualité de l'environnement et de la lutte contre celles-ci.

L'internalisation des coûts

La valeur des biens et des services doit refléter l'ensemble des coûts qu'ils occasionnent à la société durant tout leur cycle de vie, de leur conception jusqu'à leur consommation et leur disposition finale.

L'équité et la solidarité sociale

Les actions de développement doivent être entreprises dans un souci d'équité intragénérationnelle et intergénérationnelle, ainsi que d'éthique et de solidarité sociale.

3. LES STRATÉGIES

L'approche actuelle en matière de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés a permis la réhabilitation de milliers de terrains. Toutefois :

- Les mécanismes de prévention ne sont pas appliqués à leur pleine mesure;
- De nouveaux terrains continuent de s'ajouter au passif environnemental du Québec;
- De nombreux terrains échappent au processus de revitalisation et constituent toujours un fardeau pour les municipalités;
- Certains contaminants ne sont pas traités, faute de technologies adéquates implantées au Québec;
- La valorisation des sols traités ou faiblement contaminés n'est pas optimale.

Les diverses mesures proposées dans la Politique visent à changer la situation. Le document traduit les stratégies suivantes :

1. Prévenir de nouvelles contaminations des sols et des eaux souterraines;
2. Contrer la propagation de la contamination des sols et des eaux souterraines;
3. Assurer la réhabilitation des terrains;
4. Favoriser la valorisation des sols excavés et le développement des technologies vertes.

4. LES OBJECTIFS

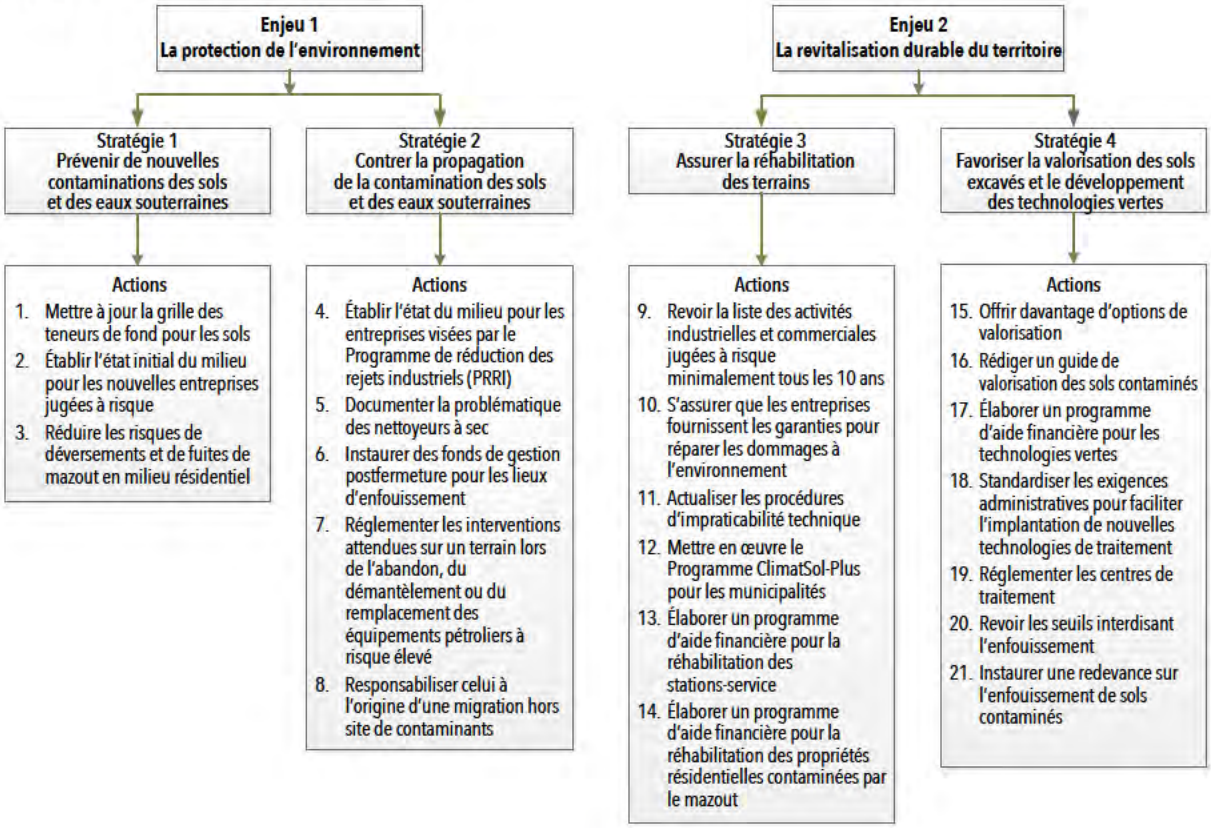
Les objectifs du Plan d'action 2017-2021 sont les suivants :

- Que le MDDELCC investisse 120 M$ dans des travaux de réhabilitation de terrains contaminés appartenant à l'État;
- Que 80 % des sols contaminés excavés soient traités en vue d'être valorisés;
- Qu'au moins 75 terrains soient traités à l'aide d'une technologie *in situ*;
- Que 100 terrains de stations-service appartenant à de petits propriétaires soient décontaminés;
- Que 200 terrains résidentiels contaminés par du mazout soient décontaminés.

5. LE PLAN D'ACTION

La protection de l'environnement et la revitalisation durable du territoire sont les deux enjeux de la Politique. Le plan d'action permettant de répondre à ces enjeux comporte quatre stratégies d'intervention, desquelles découlent 21 actions. Les enjeux, les stratégies et les actions sont illustrés à la figure 1. Les biens livrables et les échéanciers liés à chacune des actions sont fournis en annexe.

Figure 1 : Enjeux, stratégies et actions



5.1 Enjeu 1 : La protection de l'environnement

Le MDDELCC a adopté trois règlements ayant trait à la réhabilitation des terrains contaminés et à la gestion des sols excavés : le RESC, le Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (RPRT) et le Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés (RSCTSC).

Le plan d'action associé à la Politique prévoit divers autres ajouts ou des modifications réglementaires. Pour faciliter la compréhension et l'application des exigences, le MDDELCC procédera à une refonte de toute la réglementation pertinente à la protection des sols et à la réhabilitation des terrains contaminés.

Cette refonte sera faite en concordance avec le contenu des modifications relatives aux terrains contaminés prévues à la Loi modifiant la Loi sur la qualité de l'environnement afin de moderniser le régime d'autorisation

environnementale et modifiant d'autres dispositions législatives notamment pour réformer la gouvernance du Fonds vert (ci-après, le projet de loi nº 102).

Encadré 2 : Le projet de loi nº 102

Adopté le 23 mars 2017, le projet de loi nº 102 vise à doter le Québec d'un régime d'autorisation environnementale moderne, clair, prévisible, optimisé et conforme aux plus hauts standards en matière de protection de l'environnement. Les modifications proposées aux articles sur la réhabilitation des terrains contaminés visent à :

1. **Éviter que celui qui cesse une activité visée par règlement n'assume pas ses responsabilités**

   Obligation de transmettre un avis de cessation d'activité au ministre dans le délai déterminé par règlement du gouvernement, lorsqu'il y a cessation définitive d'une activité visée à l'annexe III du RPRT.

2. **Faciliter la réutilisation de terrains à réhabiliter**

   Faire en sorte que le projet de réutilisation se concrétise sans embûches :
   Possibilité, si une réutilisation est réalisée en même temps que la cessation d'une activité visée sur un terrain, que le promoteur qui entend réutiliser le terrain puisse présenter un plan de réhabilitation et procéder à une réhabilitation en lieu et place de celui qui a cessé. Une garantie financière sera alors exigée au promoteur. En cas de défaut, le ministre peut revenir auprès de celui qui a cessé.

   Obtenir une connaissance accrue de l'état des terrains :
   Possibilité de requérir la caractérisation d'un terrain sur lequel s'installe une activité nécessitant une autorisation en vertu de l'article 22 de la LQE s'il est fondé de croire qu'il pourrait être contaminé et, le cas échéant, la possibilité de demander des interventions (réhabilitation ou confinement) sur ce terrain et de prescrire des conditions relatives à ces interventions dans l'autorisation. Il est dorénavant précisé de façon plus claire qu'une étude de caractérisation peut être exigée parmi les études supplémentaires prévues à l'article 22 actuel dans le cas où le site pourrait être contaminé.

3. **Simplifier administrativement la démarche pour les activités à faible risque**

   Possibilité, sous certaines conditions, de déposer une déclaration de conformité plutôt qu'un plan de réhabilitation approuvé dans le cadre d'une réhabilitation de terrain contaminé par excavation et gestion des sols contaminés dans un lieu autorisé à les recevoir.

   Dans le cas du changement de l'utilisation d'un terrain ayant supporté une activité visée où s'installe une nouvelle activité qui doit être encadrée par une autorisation en vertu de l'article 22 de la LQE : permettre, à la suite de la réalisation de l'étude de caractérisation, que le plan de réhabilitation approuvé fasse partie intégrante de l'autorisation, de façon à ce que la réhabilitation du terrain et la mise en place de l'activité puissent se faire simultanément.

5.1.1 Stratégie 1 : Prévenir de nouvelles contaminations des sols et des eaux souterraines

Pendant longtemps, les sols ont été considérés comme un lieu d'élimination pouvant recevoir tout ce que l'on voulait bien y enfouir. Les années 1980 ont sonné le réveil lorsque des résidus industriels ont refait surface des décennies après avoir été enfouis ou lorsque des nappes d'eau se sont avérées contaminées et inutilisables. Les interventions qui ont été effectuées à la suite de cette prise de conscience ont démontré qu'il était à la fois difficile et coûteux de redonner aux sols et eaux souterraines leur qualité perdue.

Établir l'état initial du milieu

Pour être en mesure de préserver un milieu, il faut d'abord en connaître les caractéristiques initiales. La Politique de 1998 a introduit, pour divers métaux et métalloïdes, une grille des teneurs de fond (critère A) permettant de déterminer l'état naturel des sols. Ces teneurs de fond ont été établies statistiquement à partir d'une étude de distribution de valeurs issues de cinq provinces géologiques du Québec calculées par le ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN).

De nouvelles données, générées entre autres grâce à de nombreuses études de caractérisation, se sont ajoutées depuis 1998. Ces données seront utilisées pour actualiser les teneurs de fond de la grille.

ACTION 1

Le MDDELCC mettra à jour la grille des teneurs de fond (critère A) pour les sols.

Au Québec, l'eau souterraine est une source privilégiée d'approvisionnement en eau. Elle constitue souvent l'unique source économiquement exploitable en raison de sa qualité et de sa proximité avec le lieu de consommation. Malgré l'importance qu'elle revêt, la connaissance de cette ressource est fragmentaire.

En conséquence, le gouvernement a décidé en 2008 de mettre en place le Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines du Québec (PACES). De 2008 à 2015, ce programme a permis de dresser un portrait réaliste et concret de l'état de la ressource en eaux souterraines des territoires municipalisés du Québec méridional dans le but de la protéger et d'en assurer la pérennité.

Les données recueillies dans le cadre du PACES permettent de connaître l'état des eaux souterraines en établissant les concentrations en différents paramètres présents dans celles-ci. Ainsi, ces données pourraient s'avérer utiles lorsqu'un suivi de l'eau souterraine est requis par le RPRT. Il en est de même pour l'établissement de l'état initial des eaux souterraines (ex. anomalie géochimique) dans le cas d'implantation de nouvelles entreprises jugées à risque.

En mars 2003, le gouvernement a mis en vigueur le RPRT. Ce règlement stipule entre autres que l'exercice sur un terrain d'activités industrielles et commerciales jugées à haut risque est subordonné à la caractérisation et au contrôle de la qualité des eaux souterraines lorsque des installations de captage d'eaux de surface ou d'eaux souterraines destinées à la consommation humaine sont situées à moins d'un kilomètre à l'aval hydraulique du terrain.

La mise en place d'un programme de contrôle de la qualité des eaux souterraines de ces lieux permet de détecter la présence de contaminants et, le cas échéant, d'intervenir immédiatement pour restaurer la qualité du milieu et préserver la santé. Il peut toutefois être difficile pour les entreprises de déterminer si des puits se trouvent à moins d'un kilomètre et, en conséquence, de savoir si elles sont visées par ce règlement.

Le MDDELCC continuera de perfectionner les outils permettant d'identifier et de localiser les entreprises potentiellement tenues d'effectuer le contrôle de la qualité de leurs eaux souterraines de même que de leurs sources d'eau potable. La mise en place d'outils conviviaux permettant de superposer la localisation des puits et des entreprises facilitera le contrôle de la qualité des eaux souterraines par les entreprises, les directions régionales du MDDELCC et les consultants.

Par ailleurs, la Politique de 1998 demandait déjà aux nouvelles entreprises à risque de caractériser les sols et les eaux souterraines du terrain où elles allaient s'installer avant de construire, de façon à établir un bilan environnemental permettant de déterminer, à la fermeture de l'entreprise, l'impact sur la qualité de la ressource qu'elle aura eu et les niveaux de décontamination à atteindre. Pareille caractérisation a été exigée à la pièce par le MDDELCC lors de la délivrance de certificats d'autorisation selon l'article 22 de la LQE ou, pour les cas soumis à la procédure d'évaluation environnementale, en fonction des exigences du Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement (RLRQ, chapitre Q-2, r. 23).

ACTION 2

Le MDDELCC balisera et uniformisera l'exigence d'établir l'état initial des sols et des eaux souterraines dans les cas d'implantation de nouvelles entreprises jugées à risque.

Prévenir les déversements et les fuites de mazout

Il y avait 348 300 ménages qui utilisaient le mazout pour leurs besoins en chauffage en 2009. L'absence de suivi quant à l'état des réservoirs augmente considérablement les risques de fuites qui leur sont associés. Des provinces et des États voisins aux prises avec le même problème ont mis en place des mécanismes pour y faire face.

Encadré 3 : Le Règlement sur les réservoirs de mazout de l'Île-du-Prince-Édouard

Tous les réservoirs doivent avoir été inspectés par le détenteur d'un permis d'installateur de réservoirs domestiques de mazout (*Home Heat Tank Installer's Licence*). Ces réservoirs doivent, de plus, avoir une étiquette permanente d'identification fixée sur le tuyau de ventilation.

Le mazout ne peut être livré dans un réservoir domestique qui n'a pas été inspecté et qui n'a pas d'étiquette d'identification valide. Les réservoirs de mazout de calibre 14 (épaisseur de 2 mm) avec sortie au bout doivent être retirés ou remplacés après 15 ans, tandis que les réservoirs de calibre 12 (épaisseur de 2,3 mm) avec sortie au fond doivent être retirés ou remplacés après 25 ans. Depuis le 1er avril 2012, il est interdit d'installer un réservoir métallique à l'extérieur, et à partir du 1er juillet 2020, l'installation de nouveaux réservoirs métalliques à l'intérieur sera interdite.

Source : Ministère de l'Environnement de l'Île-du-Prince-Édouard.

À l'automne 2010, le MDDELCC a sollicité divers intervenants du milieu spécialisés dans l'installation, l'approvisionnement et le démantèlement des équipements de chauffage au mazout en milieu résidentiel pour constituer un comité chargé de lui proposer une stratégie d'intervention. Les principaux objectifs sont d'augmenter la fiabilité des équipements et de réduire les risques de déversements accidentels et de fuites lors de la livraison ou de l'entreposage de mazout en milieu résidentiel. Le Comité mazout a déposé son rapport en 2013.

ACTION 3

Le MDDELCC travaillera en collaboration avec les intervenants concernés à mettre en place une stratégie d'intervention afin de réduire les risques de déversements ou de fuites lors de la livraison ou de l'entreposage de mazout en milieu résidentiel.

Encadré 4 : Les équipements pétroliers à risque élevé au Québec : mesures de prévention

Par « équipement pétrolier », on entend tout récipient, tuyauterie, appareil ou autre matériel ou dispositif pouvant être utilisé pour la distribution, la manutention, le transvasement ou l'entreposage de produits pétroliers, ou faisant partie d'une installation d'équipements pétroliers. Cela représente une très vaste gamme d'équipements et d'installations : du bidon rouge de 4 litres jusqu'aux réservoirs de plusieurs milliers de litres situés dans un dépôt, sans oublier les réservoirs et la tuyauterie souterrains et les distributeurs de carburant d'une station-service.

Certains équipements font l'objet d'une surveillance plus serrée, tant lors de leur installation que de leur exploitation : ce sont les équipements pétroliers à risque élevé. Ils sont classés dans cette catégorie en fonction de quatre facteurs de risque : leur capacité d'entreposage, leur emplacement, leur utilisation et le type de produit pétrolier qu'ils contiennent.

Dans le but de réduire le nombre de fuites de pétrole liées à ces équipements, la Régie du bâtiment du Québec exige, depuis 2007, que tout nouveau réservoir et toute nouvelle tuyauterie souterrains à risque élevé possèdent une double paroi. Les réservoirs à risque élevé sont principalement ceux dont la capacité est de 4 000 litres ou plus, conformément à l'article 8.01 du Code de construction.

Source : Régie du bâtiment du Québec.

5.1.2 Stratégie 2 : Contrer la propagation de la contamination des sols et des eaux souterraines

À partir du moment où des contaminants s'échappent d'un terrain, soit par la voie des eaux souterraines, des eaux de surface ou du transport éolien, soit du fait de la présence d'infrastructures, ce dernier devient un terrain à risque dont l'impact actuel ou appréhendé sur les propriétés voisines et ses occupants doit être évalué au plus tôt. Si l'impact est confirmé, il est nécessaire de prendre les mesures adéquates pour y mettre un terme. Plus l'attente sera longue, plus il y aura un risque de se trouver aux prises avec une contamination dont l'ampleur et les impacts rendront toute intervention coûteuse et difficile.

Localiser la contamination et évaluer ses impacts

Le Programme de réduction des rejets industriels (PRRI), mis en place en 1988 par le ministère de l'Environnement du Québec, représente une stratégie d'intervention intégrant tous les milieux récepteurs et visant à réduire graduellement les rejets industriels qui y sont déversés. Cette stratégie cible les secteurs industriels dont les rejets de contaminants, notamment les rejets de substances toxiques, ont le plus d'impact sur les milieux environnants. L'application du PRRI se fait par étapes, chaque catégorie d'établissements industriels visés faisant successivement l'objet d'une modification au Règlement sur les attestations d'assainissement en milieu industriel (RLRQ, chapitre Q-2, r. 5). À ce jour, les établissements industriels des secteurs des pâtes et papiers (avril 1993) et de l'industrie minérale et de la première transformation des métaux (mai 2002) sont assujettis. Le Ministère prévoit assujettir au total quelque 150 entreprises.

À titre d'exemple, en vertu de la première attestation d'assainissement délivrée dans le secteur de l'aluminium, certaines activités ont dû être entreprises en vue d'acquérir des connaissances (ou de les compléter) sur la qualité des sols et des eaux souterraines. Cette acquisition de connaissances se traduira par la rédaction d'un bilan environnemental, c'est-à-dire d'un portrait à jour de la situation des eaux souterraines de l'entreprise.

ACTION 4

Les établissements visés par le PRRI continueront à établir progressivement l'état des sols et des eaux souterraines dans le but de mieux planifier les interventions pertinentes d'ici à la cessation d'activité de l'entreprise.

Le nettoyage à sec est une activité commerciale qui, du fait des produits utilisés et de pratiques inadéquates dans le passé, a un fort potentiel de contaminer les sols et les eaux souterraines et d'occasionner l'intrusion de vapeur dans le bâtiment. Si des améliorations apportées au cours des dernières années aux équipements et aux pratiques ont considérablement réduit ce risque de contamination, il est tout de même fréquent d'en trouver là où de telles activités ont eu lieu dans le passé. Compte tenu de la nature particulière de la contamination découlant de cette activité, soit la contamination des eaux souterraines par des solvants plus denses que l'eau, la réhabilitation du milieu s'avère souvent difficile et coûteuse.

ACTION 5

Le MDDELCC documentera la problématique des nettoyeurs à sec au Québec dans le but d'élaborer une stratégie d'intervention.

Encadré 5 : Le projet européen CityChlor

Le programme CityChlor, qui a bénéficié depuis la fin de 2009 et sur une période de 3,5 années d'un budget de 5,2 millions d'euros, visait l'élaboration d'approches intégrées de réhabilitation de contamination par des solvants chlorés en milieux urbains. Cette contamination résulte souvent d'activités commerciales ou industrielles à petite échelle, qui ont lieu au cœur du tissu urbain, comme les installations de nettoyage à sec ou encore les imprimeries. Dans de nombreux cas, le coût du traitement dépasse la capacité financière du pollueur.

Le projet, qui a profité de la collaboration de plusieurs pays, s'est concrétisé par des projets pilotes. Il visait non seulement à rassembler les connaissances techniques sur la caractérisation et la réhabilitation de tels terrains, mais également à élaborer des procédures tenant compte des aspects organisationnels et sociaux de la problématique, entre autres, en ce qui a trait à son impact sur les plans d'aménagement et la participation des communautés.

Source : *Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij* (OVAM), la Société publique des déchets de la Région flamande, Flandre, Belgique.

Responsabiliser celui qui est à l'origine de la contamination

Cinq lieux d'enfouissement de sols contaminés sont exploités actuellement au Québec. À ce jour, ils ont reçu des centaines de milliers de tonnes de sols contaminés. À la fin de leur vie utile, ces lieux devront continuer à être supervisés pour s'assurer que les contaminants qui s'y trouvent ne s'en échappent pas et, si cela devait arriver, qu'une intervention est faite. Il est essentiel de prévoir que les fonds pour effectuer ce suivi se constituent pendant que les lieux d'enfouissement sont toujours en exploitation.

ACTION 6

Le MDDELCC mettra en place les dispositions nécessaires afin que soient instaurés des fonds de gestion postfermeture pour les lieux d'enfouissement de sols contaminés.

Le MERN a transféré la compétence en matière d'équipements pétroliers à la Régie du bâtiment du Québec (RBQ) pour ce qui est des équipements proprement dits et au MDDELCC en ce qui concerne les impacts sur l'environnement. Dans ce cadre, des modifications ont été apportées à la LQE. Le MDDELCC doit maintenant procéder aux modifications réglementaires qui lui permettront de mieux encadrer ce secteur d'activité, soit préciser les interventions à réaliser en cas de fuite de produits pétroliers ou de remplacement, d'enlèvement ou d'abandon de réservoirs.

ACTION 7

Le MDDELCC modifiera sa réglementation afin d'obliger les responsables d'équipements de produits pétroliers à risque élevé à caractériser et à réhabiliter leur terrain lors du remplacement, de l'enlèvement ou de l'abandon d'un réservoir de produits pétroliers.

Il arrive qu'une contamination d'un terrain ait un impact sur les terrains voisins du fait de la migration des contaminants. Dans certains cas, le responsable du terrain omet de prévenir son voisin. Dans d'autres cas, le responsable du terrain peut avoir de la difficulté à se rendre sur les terrains voisins pour mesurer l'ampleur de cette contamination.

ACTION 8

Le MDDELCC prendra les mesures nécessaires pour que, dans les cas où il y a probabilité d'une migration de contaminants à l'extérieur du terrain, le responsable puisse, avec l'autorisation du propriétaire du terrain voisin, évaluer l'étendue et l'ampleur de la contamination, prendre les mesures nécessaires pour y mettre un terme et réhabiliter le milieu.

En 2009, l'Assemblée nationale a adopté la Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection (RLRQ, chapitre C-6.2). L'article 5 de cette loi stipule que « toute personne a le devoir, dans les conditions définies par la loi, de prévenir ou, à défaut, de limiter les atteintes qu'elle est susceptible de causer aux ressources en eau et, ce faisant, de prendre part à leur protection ». L'article 6 énonce pour sa part le principe suivant : « Toute personne est tenue de réparer, dans les conditions définies par la loi, les dommages qu'elle cause aux ressources en eau. »

L'article 8 décrit l'action en réparation des dommages : « Lorsque, par le fait, la faute ou l'acte illégal d'une personne, des dommages sont causés aux ressources en eau, notamment par une altération de leurs propriétés physiques, chimiques ou biologiques, de leurs fonctions écologiques ou de leur état quantitatif, le Procureur général peut, au nom de l'État gardien des intérêts de la nation dans ces ressources, intenter contre l'auteur des dommages une action en réparation ayant l'une ou l'autre des fins suivantes, ou une combinaison de celles-ci :

1. la remise en l'état initial ou dans un état s'en rapprochant;
2. la réparation par des mesures compensatoires;
3. la réparation par le versement d'une indemnité, de type forfaitaire ou autre. »

Le MDDELCC entreprendra une réflexion pour déterminer si les politiques et les mécanismes déjà existants et visant la protection et la réhabilitation des eaux souterraines lors des interventions effectuées sur les terrains contaminés permettent l'atteinte des objectifs de la Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection.

5.2 Enjeu 2 : La revitalisation durable du territoire

À ce jour, la volonté de réutiliser les terrains contaminés demeure l'un des principaux éléments moteurs pour assurer leur réhabilitation. La réutilisation de ces terrains, souvent situés au cœur des villes et bien desservis par des infrastructures de toutes sortes, constitue un avantage indéniable, du point de vue tant économique qu'environnemental.

Toutefois, pareille réutilisation ne peut être envisagée sans que l'état réel du terrain visé soit connu et que, le cas échéant, des mesures aient été prises pour que les nouveaux utilisateurs, l'environnement et les biens soient protégés.

Pour déterminer si un terrain contaminé ou potentiellement contaminé est en mesure d'être réutilisé sans risque, trois conditions doivent être réunies :

- Premièrement, il faut savoir si ce terrain est susceptible d'avoir été contaminé dans le passé;
- Deuxièmement, une caractérisation doit y être faite pour statuer sur la présence, la nature et l'importance de la contamination dans les sols et les eaux souterraines;

- Troisièmement, cette connaissance doit être accessible à celui qui entend redévelopper le terrain et à ceux qui y vivront dans l'avenir.

5.2.1 Stratégie 3 : Assurer la réhabilitation des terrains

La problématique des terrains contaminés découle en grande partie de l'industrialisation qui a eu lieu aux 19e et 20e siècles. À partir des années 1960, l'industrie a progressivement déménagé à l'extérieur des secteurs qui l'avaient vue naître, laissant derrière elle de vastes friches industrielles[4] contaminées ou potentiellement contaminées. Le déclin des anciens secteurs industriels s'est accompagné d'un déplacement des citadins vers les banlieues. L'accroissement de la circulation automobile et des émissions de GES, de même que le déclin des centres-villes sont en partie liés à cette mouvance. La volonté d'une partie de la population de se rapprocher des centres-villes et l'émergence des notions de développement durable et de lutte contre les changements climatiques contribuent toutefois à vouloir inverser cette dynamique d'étalement et à promouvoir un aménagement plus convivial du territoire. Cela ne peut s'accomplir pleinement que dans la mesure où l'on revitalise les friches industrielles qui constituent souvent la majorité des espaces vacants d'envergure disponibles dans les milieux urbanisés.

Encadré 6 : L'impact de l'aménagement urbain sur les émissions de GES

Dans une étude réalisée dans le cadre du programme Brownfield de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, des indicateurs de performance environnementale ont été estimés pour 163 friches industrielles (*brownfields*) situées dans cinq municipalités distinctes. Les résultats indiquent que la réutilisation de friches industrielles est plus performante que ne l'aurait été la réalisation d'autres scénarios de développement puisqu'elle se traduit par une diminution de 32 à 57 % du nombre de miles parcourus par véhicule et, en conséquence, une réduction équivalente de l'émission de GES.

Source : *Air and Water Quality Impacts of Brownfields Redevelopment: A Study of Five Communities*, EPA, 2011.

[4] Une **friche industrielle** est un terrain laissé à l'abandon à la suite de l'arrêt de l'activité industrielle ou commerciale, terrain qui peut être contaminé. Les bâtiments et les autres structures d'origine peuvent avoir été entièrement ou partiellement démolis ou toujours se trouver sur le terrain. L'expression correspond au concept de langue anglaise « brownfields ».

Encadré 7 : Les friches industrielles et les terrains verts

Une étude comparant le développement de friches industrielles et de « terrains verts » a analysé 48 projets de friches industrielles et a conclu que chaque acre de friches industrielles développée aurait requis 4,5 acres de « terrains verts ».

Source : Deason et collab., *Public Policies and Private Decisions Affecting the Redevelopment of Brownfields: An Analysis of Critical Factors, Relative Weights and Areal Differentials*, 2001.

Caractériser et réhabiliter les terrains contaminés

L'obligation légale de caractériser et, le cas échéant, de réhabiliter un terrain avant de le réutiliser découlant de la LQE ne s'applique qu'aux terrains où se sont déroulées les activités commerciales et industrielles listées par règlement. Certaines activités qui n'avaient pas été inscrites au moment de l'adoption du RPRT en 2003 se sont avérées suffisamment à risque de contaminer le milieu pour devoir maintenant y être ajoutées.

ACTION 9

Le MDDELCC entend revoir minimalement tous les 10 ans la liste des catégories d'activités industrielles et commerciales jugées à risque et listées par règlement.

Par ailleurs, la localisation sur des cartes des lieux où des entreprises exercent ou ont exercé dans le passé de telles activités permettrait d'orienter l'aménagement du territoire et de s'assurer que les précautions nécessaires sont prises avant de permettre une réutilisation de ces terrains. Les avancées technologiques des dernières années en matière de traitement de l'information et de géomatique ont grandement facilité le développement de meilleurs outils de cartographie des terrains contaminés. Le MDDELCC évaluera, conjointement avec les municipalités, comment répertorier et cartographier les terrains où ont œuvré les entreprises à risque réglementées.

S'assurer que les responsables ont les moyens financiers pour faire face à leurs obligations

La capacité d'intervenir rapidement à la suite d'une contamination est fonction de la capacité financière du responsable. Faute de moyens, l'intervention sera différée dans le temps ou limitée, ce qui augmentera les risques que la situation se détériore et que les coûts augmentent, ou que la contamination soit laissée en place et que la responsabilité soit finalement transférée à un tiers ou au gouvernement.

Le dépôt de garanties financières compte parmi les options qui seront envisagées par le MDDELCC pour s'assurer que les responsables ont les moyens financiers pour faire face à leurs obligations en cas de contamination. Cette option donne au MDDELCC le statut de créancier garanti. Des garanties financières sont déjà exigées par le MDDELCC dans le domaine des carrières et des sablières, des lieux d'enfouissement régis par le RESC et des centres de transfert de sols et de matières dangereuses résiduelles, ainsi que par le MERN pour couvrir la totalité du coût des travaux de restauration de l'ensemble du site minier.

ACTION 10

Le MDDELCC modifiera sa réglementation pour s'assurer que les entreprises susceptibles de contaminer les sols et les eaux souterraines fournissent les garanties financières leur permettant de faire face à leurs obligations et que ces garanties sont, au besoin, à la disposition du MDDELCC.

Encadré 8 : Les garanties financières exigées par Hydro-Québec pour assurer le démantèlement des parcs éoliens et la décontamination des sols

Le soumissionnaire reconnu doit s'engager à démanteler le parc éolien à l'échéance du contrat d'achat de l'électricité, à moins d'une entente à l'effet contraire avec Hydro-Québec Distribution. À cette fin, au dixième anniversaire du début des livraisons, le soumissionnaire devra déposer des garanties reliées au démantèlement du parc éolien. Le montant des garanties sera fixé par Hydro-Québec Distribution sur la base d'une évaluation des coûts nets de démantèlement du parc éolien à la fin du contrat. Hydro-Québec Distribution exercera les garanties de démantèlement à la fin du contrat si le soumissionnaire ne s'acquitte pas de ses obligations relatives au démantèlement de son parc éolien.

Les exigences applicables au moment du démantèlement visent, outre les éoliennes, les lignes aériennes souterraines du réseau collecteur d'électricité, le poste de transformation, les routes d'accès et la réhabilitation des sols. Ainsi, les sols devront être régalés au besoin, afin de redonner une surface la plus naturelle possible, puis le terrain sera remis en culture ou laissé en friche selon le cas.

Advenant la présence de contaminants, les sols sous les éoliennes, sous les transformateurs élévateurs, dans le poste électrique et dans les aires de construction feront l'objet d'une caractérisation. Les sols contaminés seront enlevés selon la réglementation en vigueur. Les sols sont ainsi laissés sans contamination qui aurait pu survenir au cours de l'exploitation ou de la désaffectation.

Source : Document d'appel d'offres A/O 2005-03, Électricité produite à partir d'éoliennes totalisant 2 000 MW de puissance installée, Hydro-Québec, 2005.

Déterminer à quel moment une décontamination peut s'arrêter

L'objectif d'une réhabilitation peut être de décontaminer un terrain jusqu'à une valeur réglementaire prédéterminée ou de façon à ce que le terrain soit ramené à l'état dans lequel il était avant d'être contaminé. Alternativement, on peut laisser en place dans un terrain des contaminants en concentrations supérieures aux valeurs limites réglementaires sous certaines conditions en ayant recours à la procédure d'analyse de risque. À ce jour, 156 terrains ont fait l'objet d'une approbation de plan de réhabilitation en ayant recours à cette procédure et 20 plans de réhabilitation sont à l'étude.

Il est également possible d'alléguer une impraticabilité d'intervenir davantage dans les situations exceptionnelles où, après avoir réalisé un maximum d'enlèvement des contaminants, il devient impraticable techniquement de poursuivre l'intervention de réhabilitation d'un terrain. Dans ces cas, la contamination résiduelle est laissée en place, mais sous certaines conditions. En plus de l'aspect strictement technique et de la préoccupation environnementale, le Ministère évaluera comment tenir compte des dimensions sociale et économique dans le contexte spécifique où un effort d'enlèvement optimal de la contamination a déjà été réalisé.

ACTION 11

Le MDDELCC entend actualiser la procédure pour les cas où le promoteur allègue l'impraticabilité pour laisser des contaminants en place, afin d'intégrer à l'analyse les dimensions sociale et économique.

Appuyer les municipalités dans la réhabilitation des terrains

En 1988, la première Politique de réhabilitation des terrains contaminés annonçait déjà la volonté de réutiliser les terrains contaminés comme étant l'un des principaux moteurs permettant d'assurer leur revitalisation. Près de 30 ans plus tard, la réutilisation des friches industrielles est devenue l'un des éléments incontournables de la revitalisation urbaine.

Encadré 9 : La dynamique du marché et de la revitalisation des terrains contaminés

Du point de vue du marché, les terrains contaminés se répartissent en trois groupes.

Les terrains de classe I
Les terrains dont « l'intérêt » (financier, prestige, faible contamination, etc.) est tel qu'il contrebalance les inconvénients et les coûts de la réhabilitation. Les projets de développement s'y réaliseront souvent avec l'aide de fonds privés seulement.

Les terrains de classe II
Les projets qui sont à la limite de la rentabilité. Un incitatif financier peut faire la différence.

Les terrains de classe III
Les terrains qui n'ont pas d'intérêt ou qui, tout en ayant un certain intérêt, sont grevés d'un coût de réhabilitation tel qu'il décourage tout investisseur. Plusieurs lieux d'élimination de déchets et terrains orphelins se trouvent dans cette catégorie.

Cette classification permet, entre autres, de comprendre que la revitalisation des friches industrielles peut être stimulée en augmentant la valeur (et le pouvoir d'attraction, l'un étant relié à l'autre) que possèdent en puissance certains secteurs urbains actuellement sous-utilisés. Cela peut être fait, par exemple, au moyen de politiques d'aménagement du territoire (localisation des infrastructures de transport en commun, embellissement du secteur, accès retrouvé à des cours d'eau, etc.). Les friches industrielles urbaines possèdent souvent, du fait de leur emplacement (au cœur des villes, près de rivières, le long de quais, etc.) ou du type de bâtiments qui s'y trouvent, des caractéristiques uniques. Les décisions que prendront les municipalités et les autorités gouvernementales en ce qui a trait à l'aménagement du territoire ont un effet direct sur la désirabilité de ces secteurs et peuvent en faire des lieux très recherchés, les faisant passer d'une classe à l'autre. Même sans attraits naturels, il est possible de transformer des friches industrielles urbaines abandonnées en nouveaux quartiers verts, lieux de résidence attrayants pour ceux qui souhaitent réinvestir la ville et profiter des possibilités qu'elle offre.

Source : Texte élaboré par le réseau d'experts européens Concerted Action on Brownfield and Economic Regeneration Network (CABERNET) et retravaillé pour le projet Québec-Wallonie-Bruxelles sur l'assainissement durable des terrains contaminés.

Les programmes Revi-Sols (1998-2005) et ClimatSol (2007-2015) ont démontré qu'il était possible de générer et d'accélérer la revitalisation des terrains contaminés à l'aide d'instruments économiques et d'autres mécanismes du marché qui encouragent les propriétaires de terrains contaminés, ou d'éventuels promoteurs, à décontaminer leurs terrains. Ces programmes ont également permis de mieux comprendre la dynamique financière de la réhabilitation et ses répercussions sur la fiscalité municipale.

Les municipalités jouent un rôle de premier plan dans la protection des sols, la réhabilitation et la réutilisation des terrains contaminés sur leur territoire. Ce sont elles qui connaissent le mieux l'historique régional et les usages qui ont pu être faits des terrains. Les municipalités, au moyen de plans d'aménagement, peuvent orienter les efforts des développeurs et faciliter la revitalisation de certaines zones contaminées. La réhabilitation des terrains contaminés est un enjeu municipal majeur. Le MDDELCC entend appuyer davantage les municipalités dans leurs efforts de réhabilitation des terrains.

Le 17 mars 2016, le ministre des Finances annonçait dans le budget 2016-2017 des montants visant à alimenter le programme d'aide financière CimatSol-Plus. Le but de ce programme est de favoriser la réhabilitation des terrains contaminés en milieu urbain.

ACTION 12

Le MDDELCC mettra en œuvre le programme ClimatSol-Plus afin d'appuyer les municipalités dans leurs efforts de réhabilitation des terrains.

Encadré 10 : Le programme ClimatSol-Plus

ClimatSol-Plus est divisé en deux volets :

- Le **Volet 1** est financé par le Fonds vert par l'entremise du Plan d'action 2013-2020 sur les changements climatiques (PACC 2013-2020). Ce volet favorise l'intégration de mesures qui contribuent à augmenter la résilience du milieu urbain à l'égard des changements climatiques dans les projets de développement et de mise en valeur de terrains contaminés. Le gouvernement contribue ainsi à améliorer la qualité de l'environnement, à protéger la santé des citoyennes et des citoyens et à améliorer leur cadre de vie.

  D'une durée de trois ans, le volet 1 est doté d'une enveloppe budgétaire de 30 millions de dollars.

- Le **Volet 2** est financé par des crédits additionnels accordés au Ministère. Ce volet facilite la décontamination des terrains qui présentent un fort potentiel de développement économique. Il répond aux besoins des municipalités en matière de réhabilitation des terrains contaminés sans toutefois imposer le respect des exigences liées aux changements climatiques prescrites au volet 1. Il a été élaboré en tenant compte de la taille des municipalités dans l'évaluation de la notion de fort potentiel économique.

  D'une durée de cinq ans, le volet 2 est doté d'une enveloppe budgétaire de 25 millions de dollars.

Au-delà des programmes d'aide gouvernementaux, le MDDELCC entend favoriser l'établissement de liens plus étroits avec les municipalités, de façon à échanger davantage d'informations sur la réhabilitation et la réutilisation des terrains.

L'établissement de moyens de communication plus soutenus avec les municipalités permettra de mieux connaître leurs besoins et de les soutenir par différents outils visant à favoriser la réhabilitation et la réutilisation des terrains.

Un soutien pour des problématiques spécifiques

Entre 1997 et 2010, le nombre de stations-service au Québec est passé de 5 059 à 2 924, une diminution de 42 % en 13 ans. Depuis le 1er mars 2003, la LQE oblige celui qui cesse définitivement l'exploitation d'une station-service de caractériser le terrain, de remettre l'étude au MDDELCC et, si le terrain est contaminé au-delà

des valeurs réglementaires, de déposer au MDDELCC un plan de réhabilitation et un échéancier de réalisation des travaux. Toutefois, cette obligation ne s'applique pas aux stations-service qui ont cessé leur activité avant 2003. De plus, plusieurs petits propriétaires sont dans l'impossibilité financière de procéder aux travaux requis. Placardées et inutilisées, ces propriétés sont des irritants environnementaux, esthétiques et économiques pour les municipalités où elles se trouvent.

La Politique de 1998 visait les terrains où se sont déroulées des activités commerciales et industrielles. La Politique de 2017 apportera un soutien, par l'entremise d'un programme d'aide financière, à deux clientèles exclues jusqu'à maintenant : les petits exploitants de station-service, démunis face aux obligations environnementales découlant de la cessation de leurs activités, et les propriétaires de terrains privés contaminés par des réservoirs de mazout abandonnés.

Encadré 11 : Les stations-service abandonnées

Sur le seul territoire de la ville de Québec, en 2007, on trouvait 45 stations-service abandonnées, dont 32 ayant cessé leurs activités avant 2003. Compte tenu de leur emplacement sur des artères ou à des intersections très achalandées, l'état d'abandon de la plupart des installations est grandement préjudiciable à l'esthétisme du quartier et à l'image de tous les immeubles avoisinants.

Tous les terrains sont déjà desservis par les différents réseaux publics (aqueduc et égouts, routes, transport en commun, etc.). En conséquence, leur réhabilitation, en plus de pallier le problème de l'esthétisme, générerait un apport fiscal net substantiel pour la municipalité, sans qu'elle ait à investir de fonds publics pour la mise aux normes des infrastructures. Le redéveloppement de ces terrains représenterait une augmentation de 20 M$ de la base foncière fiscale de la ville et des revenus bruts annuels supplémentaires de taxes d'environ 500 000 $.

Source : Avis de la Commission consultative économie et environnement sur les stations-service vacantes, Ville de Québec.

Encadré 12 : Le « Tank Site Remediation Program » de l'Alberta

Au Canada, l'Alberta a mis en place, en 2000, un programme de subvention administré par le ministère des Affaires municipales pour offrir une assistance financière aux municipalités ayant hérité d'anciennes stations-service pour non-paiement de taxes ou aux petits propriétaires (moins de cinq stations-service). Le programme n'accepte plus de nouveaux dossiers depuis 2009. Toutefois, certains terrains sont encore en cours de réhabilitation. En date de 2014, 65 M$ ont été accordés et 924 terrains ont été réhabilités grâce à ce programme.

Source : Ministère des Affaires municipales de l'Alberta.

ACTION 13

Le MDDELCC mettra sur pied un programme dont un des volets permettra de financer la réhabilitation de stations-service appartenant à de petits détaillants.

Encadré 13 : Programme d'aide financière alimenté par la redevance à l'enfouissement de sols contaminés

Un programme sera mis en place afin de permettre au MDDELCC de financer la réhabilitation de terrains contaminés de même que le développement et l'implantation de technologies vertes. Dans un premier temps, les fonds disponibles seront utilisés aux fins suivantes :

Volet 1 La caractérisation et la réhabilitation des stations-service appartenant à de petits détaillants (action 13);

Volet 2 La caractérisation et la réhabilitation de la contamination provenant des réservoirs de mazout se trouvant en milieu résidentiel (action 14);

Volet 3 La mise à l'essai et l'utilisation de technologies vertes dans le but de faciliter l'implantation de ces technologies et leur utilisation généralisée (action 17). Une enveloppe budgétaire pourra être réservée au développement de technologies de traitement pour les sols contaminés par des métaux, ainsi que pour le traitement in situ pour tout type de contaminants.

Les fuites ou les déversements de mazout provenant d'équipements installés en milieu résidentiel contaminent les sols et peuvent avoir un impact sur les eaux souterraines et de surface. Le mazout déversé peut s'infiltrer sous les bâtiments, être la cause d'odeurs, avoir des conséquences sur la santé des occupants et peut contaminer les terrains voisins. Chaque année, plus d'une centaine de cas de déversements sont signalés au MDDELCC. Les coûts associés à la caractérisation et à la réhabilitation, dans les cas les plus complexes, peuvent dépasser plusieurs dizaines de milliers de dollars. Seulement le tiers des réservoirs en usage en milieu résidentiel seraient assurés.

ACTION 14

Le MDDLECC mettra sur pied un programme dont un des volets permettra de financer la réhabilitation de propriétés résidentielles contaminées par le mazout.

Encadré 14 : Le Programme d'intervention sur les réservoirs de mazout au Vermont

Le Petroleum Cleanup Fund du Vermont permet depuis 2004 au ministère de l'Environnement de cet État de financer la caractérisation et la réhabilitation de terrains contaminés par des déversements de mazout en milieu résidentiel. Les revenus générés par ce programme proviennent d'une redevance d'un cent pour chaque gallon de mazout vendu dans l'État. Sur une base annuelle, ce programme permet des investissements moyens de 1,2 M$ pour la réhabilitation de déversements de mazout en milieu résidentiel.

Source : *Twenty-fourth Report on the Status of the Petroleum Cleanup Fund (Vermont)*, The Petroleum Cleanup Fund Advisory Committee, janvier 2012.

5.2.2 Stratégie 4 : Favoriser la valorisation des sols excavés et le développement des technologies vertes

La réhabilitation d'un terrain contaminé peut se limiter à excaver les sols contaminés pour aller les enfouir ailleurs, consacrant le sacrifice de la zone d'enfouissement choisie sur laquelle il faudra exercer un suivi et où il sera éventuellement nécessaire d'intervenir à nouveau dans le futur. Il est également possible, dans certaines conditions, de tout laisser en place après avoir démontré que cela ne constitue pas un risque en fonction de l'usage souhaité. Un suivi du terrain devra toutefois être effectué en permanence et, fatalement, un jour ou l'autre, quelqu'un devra s'attaquer à la décontamination d'un milieu. D'autres options permettent pourtant de faire mieux et se révèlent plus durables.

Le degré de durabilité d'un mode de réhabilitation peut être évalué en fonction des quatre caractéristiques suivantes :

1. Les contaminants se trouvant dans les sols et les eaux souterraines doivent être de préférence traités de façon optimale sur le terrain;
2. Le terrain réhabilité doit être en mesure d'être réutilisé pour la plus grande gamme de nouveaux usages possible, ou, énoncé d'une autre façon, le terrain réhabilité doit faire l'objet du moins de contraintes et de suivis futurs possibles, réduisant ainsi les risques de transfert de responsabilité à des tiers;
3. La réhabilitation doit être faite de manière à limiter le plus possible les émissions de GES associées au transport des sols;
4. Les sols excavés doivent être réutilisés, de préférence le plus près possible du lieu où ils ont été excavés.

Plus la réhabilitation effectuée permettra de remplir ces conditions, plus elle pourra être qualifiée de durable. Ainsi, l'indice de durabilité des divers modes de réhabilitation se décline de la façon suivante, en allant du plus au moins durable :

1. Traitement *in situ*;
2. Traitement sur place + valorisation sur place;
3. Traitement sur place + valorisation ailleurs;
4. Traitement hors site + valorisation;
5. Traitement sur place + enfouissement;
6. Traitement hors site + enfouissement;
7. Laissés sur place (à la suite d'une évaluation des risques et des impacts sur les eaux souterraines ou d'une allégation d'impraticabilité);
8. Excavation et enfouissement.

Encadré 15 : Les interventions de l'industrie chimique suisse en Alsace

Dans les années 1940 à 1960, les industries chimiques bâloises ont éliminé des déchets industriels avec des déchets municipaux dans des gravières, carrières et dépotoirs situés autant en Suisse qu'en Allemagne et en France (Alsace). Regroupées à partir de 2001 en un seul interlocuteur appelé le Groupement d'intérêts pour la sécurité des décharges de la région bâloise (GIDRB), les sociétés de la chimie bâloise ont fait des investigations sur les différents sites. À partir de 2008, le GIDRB est chargé de la sécurisation des sites du Letten et du Roemisloch en Alsace.

Les études effectuées ont permis de statuer que la carrière constituant le site du Letten avait reçu 40 000 tonnes de déchets industriels et chimiques déposés entre 1957 et 1960, mélangés à des matériaux naturels et à des gravats. Le dépotoir du site du Roemisloch avait quant à lui reçu environ 6 000 m³ de déchets industriels et chimiques mélangés à des matériaux naturels et à des gravats. Le choix du GIDRB a été de procéder à la sécurisation durable de ces sites afin de pouvoir lever à terme les restrictions d'usage. La sécurisation durable des décharges, telle qu'elle a été définie par l'industrie, avait pour objectif la réintégration des sites dans leur environnement (forêt). Elle a consisté à :

- Excaver tous les matériaux chimiques, c'est-à-dire tous les déchets déposés et la terre à laquelle ils sont mélangés;
- Les éliminer dans des installations d'élimination spécialisées (désorption thermique ou incinération).

Les interventions, menées aux coûts respectifs de [redacted] d'euros, ont été entièrement à la charge des sociétés membres du GIDRB.

Source : Groupement d'intérêts pour la sécurité des décharges de la région bâloise, présentation faite lors des journées d'échanges franco-suisses sur la gestion des sites et sols pollués, juin 2012.

Offrir davantage d'options de valorisation pour les sols excavés

Au Québec, en dépit d'une progression remarquable du traitement au fil des deux dernières décennies, trop de sols contaminés sont toujours enfouis (voir le tableau 1).

Tableau 1 : Quantités annuelles de sols traités et enfouis

Année	Sols traités		Sols enfouis				Total
	Quantité (tm)	%	Quantité> C (tm)	Quantité <C (tm)	Quantité totale (tm)	%	
2000	212 221	40	n.d.	n.d.	320 304	60	532 525
2001	254 984	40	n.d.	n.d.	378 500	60	633 484
2002	284 386	71	n.d.	n.d.	118 590	29	402 976
2003	442 561	79	105 603	12 818	118 421	21	560 982
2004	432 710	80	93 548	16 217	109 765	20	542 475
2005	405 484	80	84 801	17 555	102 356	20	507 840
2006	424 416	67	143 236	69 244	212 480	33	636 896
2007	362 762	60	123 588	119 780	243 368	40	606 130
2008	465 850	58	142 071	197 675	339 746	42	805 596

Année	Sols traités		Sols enfouis				Total
	Quantité (tm)	%	Quantité> C (tm)	Quantité <C (tm)	Quantité totale (tm)	%	
2009	488 396	62	135 527	161 131	296 658	38	785 054
2010	498 964	61	169 339	146 761	316 100	39	815 064
2011	453 589	44	160 932	425 607	586 539	56	1 040 128
2012	807 650	61	210 078	310 046	520 124	39	1 327 774
2013	801 478	68	198 095	185 477	383 572	32	1 185 050
2014	1 074 102	69	308 179	179 728	487 907	31	1 562 009

Source : Compiltation du MDDELCC des rapports annuels et des données divulguées par les établissements.

Le recours à l'enfouissement des sols contaminés s'explique actuellement par :

- L'absence de technologies de traitement pour certains types de contaminants;
- L'absence d'options de valorisation pour les sols traités ou légèrement contaminés;
- Le faible coût relatif de l'enfouissement par rapport au traitement, ce qui constitue un incitatif à enfouir.

Tout sol contaminé excavé qui peut être traité devrait être valorisé. On entend ici par valoriser l'acte de « redonner un usage, une utilité » aux sols traités ou faiblement contaminés. Ils peuvent avantageusement se substituer à un matériau propre lors de divers travaux d'ingénierie (p. ex. sous les routes, pour les écrans visuels, ou pour la végétalisation de milieux dégradés comme le terrain d'une mine). Pareille utilisation a le double avantage de :

- Faciliter la gestion des sols traités et ne pas sacrifier d'espace pour les éliminer;
- Diminuer la pression sur les milieux naturels qui devraient autrement être exploités pour combler la demande en matériau nécessaire pour construire les infrastructures.

Pour favoriser la valorisation des sols excavés, il est nécessaire de lever certains obstacles, dont :

- Certaines contraintes réglementaires;
- La disponibilité de lieux de valorisation;
- Les faibles propriétés géotechniques des sols traités;
- La mauvaise réputation de ces sols et, en conséquence, la rareté d'utilisateurs potentiels prêts à les recevoir;
- Le faible coût relatif de l'enfouissement par rapport au traitement.

ACTION 15

Le MDDELCC modifiera sa réglementation de façon à permettre davantage d'options de valorisation pour les sols traités ou légèrement contaminés.

Par ailleurs, le RSCTSC mentionne à l'article 6 les lieux où les sols contaminés excavés doivent être expédiés. Les responsables de ces sols excavés ne sont toutefois pas toujours tenus d'informer le MDDELCC, entre autres, dans les cas de réhabilitation volontaire. Dans le contexte où le RSCTSC serait modifié pour permettre la valorisation de sols faiblement contaminés, il devient encore plus nécessaire de s'assurer d'un plus grand contrôle de la provenance, du mouvement et de la destination de ces sols. Des modifications réglementaires seront ainsi proposées pour mieux encadrer la gestion des sols et faciliter le contrôle de ceux-ci afin d'éviter les situations de dispositions illégales.

Offrir un plus grand nombre d'options de valorisation nécessitera aussi la mise sur pied d'un système de traçabilité des sols afin de s'assurer d'un plus grand contrôle de la provenance, du mouvement et de la destination des sols excavés. Cette avenue explorée actuellement par certains intervenants du milieu pourrait être un mécanisme de suivi volontaire, c'est à dire issu d'initiatives des intervenants du secteur ou s'appuyer éventuellement sur des exigences réglementaires. Le respect des accords internationaux fait en sorte qu'on ne peut empêcher le transport des sols vers d'autres juridictions. L'intention est toutefois de favoriser le plus possible leur gestion au Québec afin de promouvoir l'industrie québécoise du traitement et d'encourager ainsi la valorisation de ces sols au Québec au lieu d'accroître l'empreinte environnementale de nos activités par l'utilisation de sols naturels. En plus d'éléments réglementaires, cela pourrait aussi passer par des clauses dans les programmes d'aide financière ou dans les contrats publics; notamment en collaboration avec les partenaires municipaux.

Encadré 16 : Le déplacement des sols contaminés en Flandre

Le gouvernement flamand a adopté en 2007 un arrêté concernant l'utilisation des terres excavées et visant à gérer leur dispersion et à éviter de créer de nouvelles pollutions. Une réglementation a été mise en place définissant les usages pouvant être faits des sols excavés, considérant leur niveau de contamination. Des règles ont également été instituées pour assurer la bonne gestion des sols excavés à la demande des entrepreneurs qui craignaient d'être poursuivis comme pollueurs pour avoir contaminé des terrains en y acheminant des sols excavés contaminés.

Selon cette réglementation, un rapport technique doit être envoyé à une banque de sols (Grondbank) pour tout volume de sols excavés de 250 m^3 et plus ou pour toute excavation sur un « terrain suspect ». La banque de sols, un organisme sans but lucratif, analyse la demande et accorde les autorisations de déplacement. Trente millions de tonnes de sols sont annuellement excavées et passent par ce système. De ces sols, 75 % peuvent être utilisés à tout usage (usage libre), 20 % sont utilisés dans les projets de construction et de 3 % à 5 % sont des sols contaminés qui doivent être traités.

Source : Présentation de l'OVAM (la Société publique des déchets de la Région flamande) pour le projet de coopération Bruxelles-Québec sur l'assainissement des terrains contaminés, 2009.

Pour être en mesure d'être employés à certains usages, les sols doivent non seulement être décontaminés en deçà d'un certain niveau de contamination, mais également posséder les caractéristiques géotechniques requises. C'est le cas par exemple des sols qui peuvent être utilisés comme couche de recouvrement dans les lieux d'enfouissement technique ou pour la construction de routes.

ACTION 16

Le MDDELCC rédigera un guide de valorisation des sols contaminés spécifiant, pour les options permises, les caractéristiques et le niveau de décontamination requis.

Favoriser la mise en place de technologies de traitement

Une des façons les plus efficaces pour le MDDELCC d'encourager la commercialisation des technologies de traitement est de soutenir la démonstration de nouvelles technologies. Cela concerne spécifiquement l'essai ou la mise en œuvre de démonstrations sur le terrain de technologies qui ont dépassé l'étape du prototype, mais qui ne sont pas pleinement mises en marché. Une enveloppe de [redacted]$ a été prévue dans le budget 2016-2017 du gouvernement pour subventionner les projets de démonstration de technologies innovantes. Ce montant servira à alimenter un programme d'une durée de trois ans. Les sommes d'argent récoltées par la mise en oeuvre éventuelle de l'action 21 de la Politique, soit l'instauration d'une redevance à l'enfouissement de sols contaminés, permettront d'assurer la suite d'un tel programme.

ACTION 17

Le MDDLECC mettra sur pied un programme dont un des volets permettra de financer le développement et l'implantation de technologies vertes, en particulier les technologies in situ et celles applicables sur le site.

Plusieurs technologies de traitement peuvent être appliquées à la réhabilitation d'un terrain contaminé particulier. Pour optimiser le rendement, il est souhaitable de standardiser les exigences administratives relatives à leur implantation.

ACTION 18

Le MDDELCC standardisera les exigences administratives de façon à faciliter la mise en place et le suivi des technologies de traitement.

Au fil des ans, un réseau de centres de traitement (regroupant une trentaine de centres) s'est implanté au Québec. Chacun de ces centres de traitement s'est installé après avoir reçu un certificat d'autorisation du MDDELCC. Les premières autorisations ont été accordées par le MDDELCC en 1991 et n'ont pas toujours été revues. Une actualisation de l'encadrement et des exigences est devenue nécessaire.

ACTION 19

Le MDDELCC mettra à jour sa réglementation pour encadrer plus efficacement les centres de traitement.

Créer les conditions favorisant le recours au traitement des sols

En 2001, le gouvernement du Québec a adopté le RESC. Entre autres, ce règlement établissait pour plus de deux cents contaminants la concentration au-delà de laquelle un sol contaminé excavé doit faire l'objet d'un traitement avant d'être enfoui. Ces seuils ont été fixés en tenant compte des normes américaines, des technologies de traitement de l'époque et de considérations de gestion. Les modes de traitement actuellement implantés au Québec permettent maintenant de traiter certains contaminants à des concentrations plus faibles que ce qui avait été initialement inscrit dans le Règlement. En revoyant certains de ces seuils, le MDDELCC favorisera le traitement et la valorisation d'un plus grand volume de sols.

ACTION 20

Le MDDELCC révisera les seuils réglementaires interdisant l'enfouissement et rendant obligatoire le traitement avant l'enfouissement à la lumière de l'évolution de la dynamique de l'enfouissement, du traitement et de la valorisation.

L'enfouissement des sols contaminés, contrairement à celui des matières résiduelles, n'est actuellement soumis à aucune redevance. Par souci de cohérence, l'enfouissement de sols contaminés devrait également faire l'objet du paiement d'une redevance. La redevance pourrait être modulée en fonction des possibilités de traitement. Les coûts globalement plus bas de l'enfouissement relativement au traitement pour certains types de contamination font en sorte que ces sols continueront d'être enfouis plutôt que traités et valorisés, les responsables de ces sols transférant ainsi leur passif à un tiers, c'est-à-dire le propriétaire du lieu d'enfouissement.

Le gouvernement souhaite rendre les activités de mise en valeur plus concurrentielles en instituant une redevance pour l'enfouissement des sols. Les sommes perçues alimenteront le programme d'aide financière. Une partie des sommes serait aussi utilisée pour renforcer le contrôle de la gestion des sols, notamment en ce qui concerne la destination des sols vers des lieux autorisés et la perception des redevances exigibles.

ACTION 21

Le MDDELCC instaurera une redevance pour l'enfouissement de sols contaminés qui permettra de soutenir la décontamination de terrains contaminés et l'implantation de technologies vertes, grâce à un programme d'aide financière.

5.3 Mise en œuvre du Plan d'action 2017-2021 et reddition de comptes

La Politique, et son Plan d'action 2017-2021, définit les priorités gouvernementales en matière de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés pour les cinq prochaines années, et présente les stratégies et les objectifs qui permettront de répondre aux deux grands enjeux que sont la protection de l'environnement et la revitalisation durable du territoire.

La reddition de comptes de la Politique et de son Plan d'action portera sur cinq objectifs et indicateurs :

Tableau 2 : Indicateurs pour la reddition de comptes

Objectif	Indicateur
Que le MDDELCC réalise des travaux de réhabilitation de terrains contaminés de 120 M$.	Sommes consacrées à la réhabilitation de terrains contaminés.
Que 80 % des sols contaminés excavés soient traités en vue d'être valorisés.	Taux de valorisation des sols contaminés excavés.
Qu'au moins 75 terrains soient traités à l'aide d'une technologie *in situ*.	Nombre de terrains réhabilités à l'aide d'une technologie *in situ*.
Que 100 terrains de stations-service appartenant à de petits propriétaires soient décontaminés.	Nombre de terrains réhabilités ayant supporté des stations-service appartenant à de petits propriétaires.
Que 200 terrains résidentiels contaminés par du mazout soient décontaminés.	Nombre de terrains résidentiels réhabilités qui étaient contaminés par du mazout.

La mise en œuvre de la Politique et son Plan d'action 2017-2021 se fera par l'entremise de la concrétisation des 21 actions découlant des enjeux, des stratégies et des objectifs qu'elle poursuit. Le tableau suivant présente les 21 actions qui seront mises de l'avant dans le cadre de la mise en œuvre de la Politique, avec leurs indicateurs associés, ainsi que leurs cibles. Au besoin, le Plan d'action pourra être ajusté en fonction de l'évolution de la situation.

6. CONCLUSION

En publiant sa première Politique de réhabilitation des terrains contaminés, le Québec s'est engagé en 1988 dans une vaste opération de caractérisation et de réhabilitation de son territoire. Au fil des années, des milliers d'interventions ont eu lieu sur autant de terrains. Pour être en mesure de gérer les millions de tonnes de sols contaminés qui ont été excavés, un réseau de centres de traitement et de lieux d'enfouissement consacrés aux sols contaminés a été mis en place. En parallèle, certaines mesures préventives ont été instaurées pour protéger les sols et les eaux souterraines et diminuer le nombre et la gravité des nouveaux cas de contamination.

Avec cette troisième mouture de la Politique et son plan d'action, le Québec entre dans une nouvelle étape du processus de revitalisation de son territoire. Dans un esprit de développement durable, la Politique vise à favoriser l'émergence d'une économie verte basée sur la réduction du passif environnemental, la réutilisation des friches industrielles, le développement des technologies vertes et la valorisation des sols traités. Le plan d'action prévoit s'attaquer aussi bien aux problèmes de grande envergure, tels que la réduction du passif environnemental du gouvernement, qu'à des cas de moindre ampleur, tel un simple déversement de mazout sur la propriété d'un citoyen. Il permettra également de résoudre un irritant de longue date signalé par le monde municipal, à savoir la présence de stations-service fermées qui dévitalisent le territoire.

L'environnement ne pouvant être dissocié de l'économie, la Politique intègre les nouveaux concepts qui font le pont entre les deux. Ainsi, l'internalisation des coûts et la responsabilité élargie des producteurs et des utilisateurs sont prônées, tant en prévention qu'en réhabilitation. Ces mesures permettront d'agir plus rapidement en cas de contamination et réduiront le risque que les terrains contaminés soient transférés à des tiers ou s'ajoutent au passif environnemental que doivent déjà gérer les municipalités et le gouvernement.

La prise de conscience généralisée du problème que représentent les terrains contaminés et la mise en place à tous les niveaux de mesures d'intervention constituent une preuve de l'efficacité des politiques mises en œuvre à ce jour par le gouvernement. Si, hier, la présence appréhendée de contamination sur un terrain suscitait de grandes craintes et pouvait être suffisante pour paralyser tout développement, ce n'est plus le cas aujourd'hui. Une telle découverte constitue certes toujours un obstacle, mais ce n'est plus une catastrophe. La problématique est comprise, intégrée et s'est avérée gérable. La Politique et son plan d'action poursuivent dans cette voie et complètent la mise en place de mesures permettant de prévenir la contamination de nouveaux terrains et d'accélérer la revitalisation durable de ceux qui l'ont été dans le passé.

ANNEXE

TABLEAU SYNTHÈSE DU PLAN D'ACTION 2017-2021

de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés

Action	Indicateur opérationnel	Cible
1. Le MDDELCC mettra à jour la grille des teneurs de fond (critère A) pour les sols.	Rédaction du guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés.	Parution en juillet 2016 Mise à jour en continu selon les besoins
2. Le MDDELCC balisera et uniformisera l'exigence d'établir l'état initial des sols et des eaux souterraines dans les cas d'implantation de nouvelles entreprises jugées à risque.	❖ Pour les sols : rédaction d'un guide de caractérisation physicochimique de l'état initial des sols avant l'implantation d'un projet industriel; ❖ Pour les eaux souterraines : rédaction d'un guide.	- Parution en août 2016 - Parution en 2020
3. Le MDDELCC travaillera en collaboration avec les intervenants concernés à mettre en place une stratégie d'intervention afin de réduire les risques de déversements ou de fuites lors de la livraison ou de l'entreposage de mazout en milieu résidentiel.	Rédaction d'une stratégie d'intervention.	Parution en 2018
4. Les établissements visés par le PRRI continueront à établir progressivement l'état des sols et des eaux souterraines dans le but de mieux planifier les interventions pertinentes d'ici à la cessation d'activité de l'entreprise (PRRI).	Amélioration de la connaissance des terrains et des interventions dans le cadre du PRRI.	En continu
5. Le MDDELCC documentera la problématique des nettoyeurs à sec au Québec dans le but d'élaborer une stratégie d'intervention.	Élaboration d'une stratégie d'intervention sur la problématique des nettoyeurs à sec au Québec.	2018
6. Le MDDELCC mettra en place les dispositions nécessaires afin que soient instaurés des fonds de gestion postfermeture pour les lieux d'enfouissement de sols contaminés.	Modification des trois règlements afférents à la protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés (RPRT, RESC et RSCTSC).	- Publication pour consultation en 2018[1] - Édiction en 2018[1]
7. Le MDDELCC modifiera sa réglementation afin d'obliger les responsables d'équipements de produits pétroliers à risque élevé à caractériser et à réhabiliter leur terrain lors du remplacement, de l'enlèvement ou de l'abandon d'un réservoir de produits pétroliers.	Modification des trois règlements afférents à la protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés (RPRT, RESC et RSCTSC).	- Publication pour consultation en 2018[1] - Édiction en 2018[1]

[1] Selon le calendrier gouvernemental.

Action	Indicateur opérationnel	Cible
8. Le MDDELCC prendra les mesures nécessaires pour que, dans les cas où il y a probabilité d'une migration de contaminants à l'extérieur du terrain, le responsable puisse, avec l'autorisation du propriétaire du terrain voisin, évaluer l'étendue et l'ampleur de la contamination, prendre les mesures nécessaires pour y mettre un terme et réhabiliter le milieu.	Modification des trois règlements afférents à la protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés (RPRT, RESC et RSCTSC).	- Publication pour consultation en 2017[1] - Édiction en 2018[1]
9. Le MDDELCC entend revoir la liste des catégories d'activités industrielles et commerciales jugées à risque et listées par règlement.	Modification des trois règlements afférents à la protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés (RPRT, RESC et RSCTSC).	- Publication pour consultation en 2017[1] - Édiction en 2018[1]
10. Le MDDELCC modifiera sa réglementation pour s'assurer que les entreprises susceptibles de contaminer les sols et les eaux souterraines fournissent les garanties leur permettant de faire face à leurs obligations et que ces garanties sont, au besoin, à la disposition du MDDELCC.	Élaboration d'un règlement-cadre sur les garanties financières.	Publication pour consultation en 2020[1]
11. Le MDDELCC entend actualiser la procédure pour les cas où le promoteur allègue l'impraticabilité pour laisser des contaminants en place, afin d'intégrer à l'analyse les dimensions sociale et économique.	Élaboration d'une nouvelle procédure d'impraticabilité technique.	Parution en 2018
12. Le MDDELCC mettra en œuvre le programme ClimatSol-Plus afin d'appuyer les municipalités dans leurs efforts de réhabilitation des terrains.	Mise en place du programme.	Lancement du programme en 2017
13. Le MDDELCC mettra sur pied un programme dont un des volets permettra de financer la réhabilitation de stations-service appartenant à de petits détaillants.	Mise en place d'un programme : Volet 1 du nouveau programme financé par la redevance à l'enfouissement des sols contaminés.	Lancement du programme en 2018[1]
14. Le MDDELCC mettra sur pied un programme dont un des volets permettra de financer la réhabilitation de propriétés résidentielles contaminées par le mazout.	Mise en place d'un programme : Volet 2 du nouveau programme financé par la redevance à l'enfouissement des sols contaminés.	Lancement du programme en 2018[1]
15. Le MDDELCC modifiera sa réglementation de façon à permettre davantage d'options de valorisation pour les sols traités ou légèrement contaminés.	Modification des trois règlements afférents à la protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés (RPRT, RESC et RSCTSC).	- Publication pour consultation en 2017[1] - Édiction en 2018[1]

[1] Selon le calendrier gouvernemental.

Action	Indicateur opérationnel	Cible
16. Le MDDELCC rédigera un guide de valorisation des sols contaminés spécifiant, pour les options permises, les caractéristiques et le niveau de décontamination requis.	Rédaction d'un guide sur la valorisation des sols contaminés.	Parution en 2018
17. Le MDDELCC mettra sur pied un programme dont un des volets permettra de financer le développement et l'implantation de technologies vertes, en particulier les technologies in situ et celles applicables sur le site.	Mise en place d'un programme : Volet 3 du nouveau programme financé par la redevance à l'enfouissement des sols contaminés.	Lancement du programme en 2019[1]
18. Le MDDELCC standardisera les exigences administratives de façon à faciliter la mise en place et le suivi des technologies de traitement.	Rédaction de fiches techniques : ❖ Fiche technique 8 : Centre de traitement de sols contaminés - Standardisation des demandes d'autorisation (article 22 de la LQE); ❖ Fiche technique 9 : Réhabilitation d'un terrain à l'aide d'un procédé de traitement *in situ*; ❖ Fiche technique 10 : Traitement de sols contaminés sur un terrain en réhabilitation à l'aide d'un procédé *ex situ*; ❖ Nouvelles fiches techniques.	Trois fiches parues en décembre 2016 En continu selon les besoins
19. Le MDDELCC mettra à jour sa réglementation pour encadrer plus efficacement les centres de traitement.	Modification des trois règlements afférents à la protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés (RPRT, RESC et RSCTSC).	- Publication pour consultation en 2017[1] - Édiction en 2018[1]
20. Le MDDELCC révisera les seuils réglementaires interdisant l'enfouissement et rendant obligatoire le traitement avant l'enfouissement à la lumière de l'évolution de la dynamique de l'enfouissement, du traitement et de la valorisation.	Modification des trois règlements afférents à la protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés (RPRT, RESC et RSCTSC).	- Publication pour consultation en 2017[1] - Édiction en 2018[1]
21. Le MDDELCC instaurera une redevance pour l'enfouissement de sols contaminés qui permettra de soutenir la décontamination de terrains contaminés et l'implantation de technologies vertes, grâce à un programme d'aide financière.	Modification du Règlement sur les redevances exigibles pour l'élimination de matières résiduelles.	- Publication pour consultation en 2017[1] - Édiction en 2017[1]

[1] Selon le calendrier gouvernemental.

Développement durable,
Environnement et Lutte
contre les changements
climatiques

Québec

Annexe I

BRUITS DE FOND GÉOCHIMIQUES POUR DIFFÉRENTS ENVIRONNEMENTS GÉOLOGIQUES AU QUÉBEC

PAR

J. CHOINIÈRE ET M. BEAUMIER

MAI 1997

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES

SERVICE DES MINÉRAUX INDUSTRIELS
ET DE L'ASSISTANCE À L'EXPLORATION

MRN-GÉOINFORMATION 2001

GM 58798

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION..... 1

1- CONCENTRATION DES ÉLÉMENTS DANS L'ENVIRONNEMENT NATUREL..... 2

2- CONTRAINTES INHÉRENTES AU TYPE DE DONNÉES..... 3

2.1- VARIATIONS DANS LES MATÉRIAUX ANALYSÉS..... 3

2.2-CHANGEMENTS ANALYTIQUES DANS LE TEMPS..... 5

2.2.1- TRAITEMENTS PRÉALABLES AU DOSAGE..... 5

2.2.2- CHANGEMENT DE MÉTHODE DE DOSAGE..... 5

3- SEGMENTATION DE LA BASE DE DONNÉES PAR RÉGION..... 7

3.1- SECTEUR APPALACHES (A)..... 7

3.2- SECTEUR BASSES-TERRES DU SAINT-LAURENT (B)..... 10

3.3- SECTEUR GRENVILLE (G)..... 10

3.4- SECTEUR SUPÉRIEUR ET RAE(S)..... 11

3.5- SECTEUR FOSSE DU LABRADOR (F)..... 11

4- DONNÉES STATISTIQUES..... 12

5- OBSERVATIONS..... 12

REMERCIEMENTS..... 24

RÉFÉRENCES..... 25

ANNEXE 1: COMPARAISON ENTRE LES SOLS ET LES SÉDIMENTS DE RUISSEAU

ANNEXE 2: COMPARAISON ENTRE LES DONNÉES FOURNIES PAR ABSORPTION ATOMIQUE PAR RAPPORT À CELLES FOURNIES PAR SPECTROMÉTRIE D'ÉMISSION ATOMIQUE AU PLASMA

ANNEXE 3: DONNÉES STATISTIQUES POUR DIFFÉRENTS SECTEURS DES PROVINCES GÉOLOGIQUES

INTRODUCTION

Le présent rapport fait suite à une demande adressée au sous-ministre associé aux Mines du ministère des Ressources naturelles par le sous-ministre adjoint aux politiques du ministère de l'Environnement et de la Faune, concernant l'établissement de bruits de fond en métaux dans les sols et l'eau souterraine.

Cette demande s'appuie sur la disponibilité au ministère des Ressources naturelles d'une importante base de données géochimiques qui fournit des informations sur les concentrations en métaux dans plus de 500 000 échantillons prélevés dans différentes régions du Québec.

Bien que cette base de données ait été constituée pour assister l'exploration minière, l'importance de ce type d'information pour l'évaluation de la qualité des écosystèmes et leur gestion en fonction de critères de santé a aussi été reconnue (Painter et al., 1994; Thornton et Webb, 1980)

Les données présentées ici ne considèrent que ce qui est naturel dans l'environnement (non anthropogénique). Les critères pour établir le danger de certains niveaux par rapport à la santé humaine ou animale ne sont pas l'objectif du présent document.

Nous nous limitons donc au concept de " bruits de fond " ou pour être plus précis à établir un cadre pour des concentrations de métaux lourds, non anthropogéniques, pour les eaux et pour les sols.

1- CONCENTRATION DES ÉLÉMENTS DANS L'ENVIRONNEMENT NATUREL

En géochimie d'exploration, on distingue l'environnement primaire, constitué essentiellement par la roche en place, de l'environnement secondaire, constitué de différents matériaux faisant partie du processus de l'érosion et d'altération de la roche en place (sols, sédiments, eaux souterraines...).

La concentration des éléments dans l'environnement secondaire est directement reliée à leur concentration dans l'environnement primaire. La concentration des métaux dans l'environnement primaire n'est pas homogène; elle est d'abord liée aux processus de cristallisation fractionnée à l'intérieur des magmas puis à des processus sédimentaires et métamorphiques. Ces variations de concentration se reflètent dans les matériaux de l'environnement secondaire.

La figure 1 schématise des variations de concentrations sur un territoire. L'enrichissement ou l'appauvrissement local indiqué sur ce schéma de même que les bruits de fond régionaux qui peuvent être géographiquement délimités sont aussi identifiés sous le nom de " province ou domaine géochimique ". Les anomalies qui apparaissent ponctuellement peuvent être causées soit par une unité géologique particulière de dimension restreinte, soit par des minéralisations métalliques qu'elles soient économiques ou non.

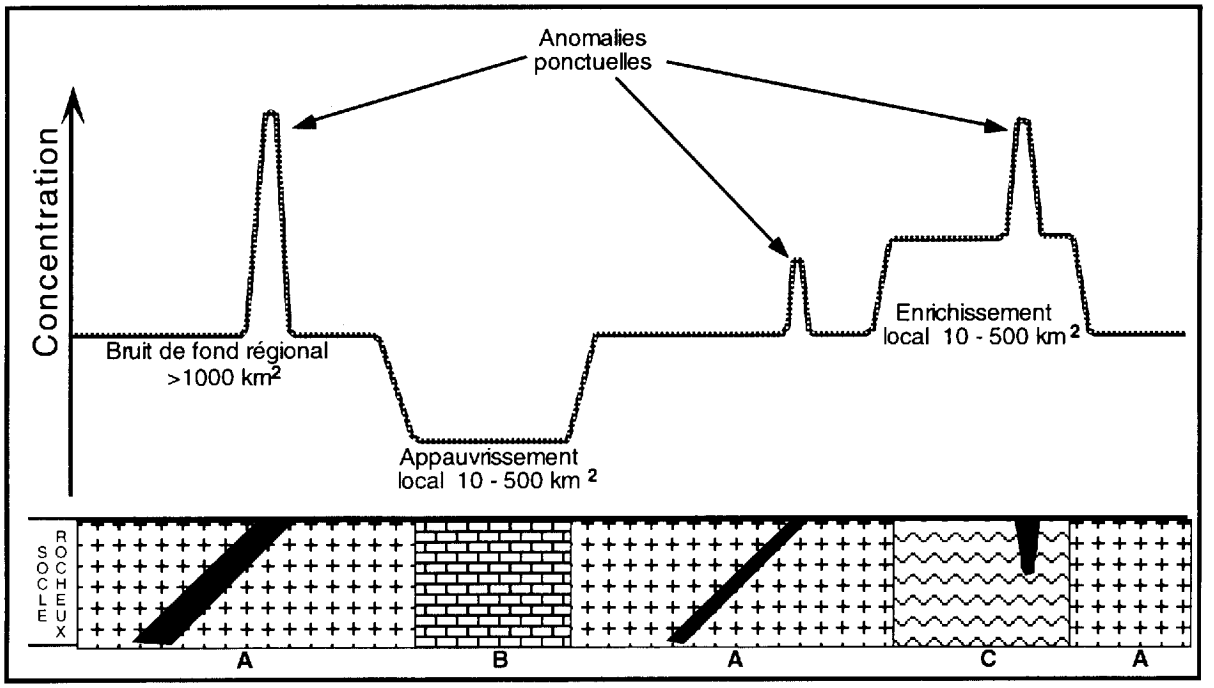


Figure 1: Schéma illustrant des variation de concentrations en fonction du socle sous-jacent

Plutôt que des analyses de sol, presque toutes les analyses utilisées pour cette étude, à l'exception des eaux, ont été faites sur des sédiments (de ruisseau ou de fond de lacs). Il peut y avoir des différences de concentrations entre les sols et les sédiments prélevés au même endroit, mais de façon générale, cette différence reste mineure si on considère que les deux matières originent de l'érosion du même sol.

La concentration des éléments dans les sols et les sédiments (de ruisseau et de lac) ne peut cependant être identique à 1 pour 1, plusieurs facteurs physico-chimiques pouvant influencer ces concentrations. Par exemple, le seul pourcentage de matières organiques présent dans l'échantillon de sol ou de sédiments peut avoir une influence significative sur la concentration de certains éléments; le plomb et le mercure y sont particulièrement sensibles. Il demeure toutefois valable d'utiliser les analyses des sédiments pour estimer les concentrations dans les sols. Cette pratique a été appliquée dans d'autres pays, notamment en Grande-Bretagne (Thornton et Webb, 1980). Voici ce que ces auteurs mentionnent à ce sujet : " Although in Britain there are no national maps showing the distribution of trace elements in soils, geochemical reconnaissance surveys, based on stream-sediment sampling, have provided a valuable and unique collection of baseline data that may be applied to the regional assessment of the trace element status of the environment ".

2- CONTRAINTES INHÉRENTES AUX TYPE DE DONNÉES

La base de donnée géochimique du MRN est constituée d'un très grand nombre d'échantillons répartis sur un vaste territoire et dont le prélèvement s'est échelonné sur 35 ans (Kirouac, 1996). Les principales contraintes reliées à l'utilisation de cette base de donnée, pour l'établissement de la répartition des métaux lourds dans l'environnement, résident principalement dans des variations dans les matériaux analysés, et dans des changements analytiques dans le temps.

2.1- VARIATIONS DANS LES MATÉRIAUX ANALYSÉS

Les deux principaux type de matériaux composant la base de données sont des échantillons hydriques (eaux souterraines) et des échantillons lithiques (sédiments de ruisseau et des lac, sols, etc.).

Les échantillons d'eau souterraine ont été prélevés surtout dans les régions où un épais recouvrement d'argiles marines ou lacustres atténue l'efficacité des méthodes de prospection géochimique de surface, soit: les Basses-Terres du Saint-Laurent. Des échantillons d'eau souterraine ont aussi été prélevés dans les Appalaches. Dans ces secteurs, afin d'aller chercher des mesures des concentrations de métaux lourds mobilisés dans l'environnement, le MRN a procédé entre 1974 et 1986 à de vastes campagnes d'échantillonnage systématiques. Le lien existant entre les minéralisations dans la roche et la concentration de métaux dans l'eau souterraine

y a été démontré (Lalonde, 1983).

Des échantillons de sédiments de ruisseau et de lac et des sols ont été prélevés dans presque toutes les régions du Québec. Ces trois types de matériaux sont évidemment reliés génétiquement. Ils interagissent entre eux et leurs constituants sont issus du même socle rocheux. L'efficacité de ces trois matériaux à refléter la composition du socle sous jacent a clairement été démontrée pour différentes région du Québec (Beaumier 1986, 1989c, 1991; Choinière 1982).

Est ce que les concentrations des métaux dans des sédiments de ruisseau sont du même ordre de grandeur que dans les sols? Pour répondre à cette question, nous avons choisi divers secteurs où les deux types de matériaux ont été prélevés. Plusieurs centaines d'échantillons ont été considérés pour chacun de ces secteurs. La comparaison a été effectuée pour les éléments suivants: As, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn. Les résultats sont présentés à l'annexe 1. On observe que la corrélation entre les concentrations dans les sédiments de ruisseau et les sols est relativement bonne pour les éléments dont le mode de dispersion est surtout détritique, comme le nickel, même les teneurs absolues se comparent directement. Pour d'autres, dont le mode de dispersion est surtout chimique, comme le manganèse, on observe une bonne corrélation mais les "teneurs absolues" présentent des différences. Le tableau 1 présente les différences dans les " teneurs absolues moyennes " observées entre les sédiments de ruisseau et les sols.

ÉLÉMENT	DIFFÉRENCE
Ni	2 ppm
Mn	216 ppm
Pb	12 ppm
Zn	56 ppm
Cu	9 ppm
As	1,5 ppm

TABLEAU 1: Différences entre les niveaux de teneurs observés dans les sols et les sédiments de ruisseau.

À partir de ces traitements, nous concluons que les relations entre les concentrations de métaux dans les sols versus les sédiments de ruisseau sont linéaires et du premier degré. Compte tenu des niveaux relativement faibles des différences de teneurs entre ces deux matériaux, nous n'avons pas jugé nécessaire de prendre en considération ces variations dans les matériaux d'échantillonnage. Il

est aussi à noter qu'il existe, pour de nombreuses substances, des variations de concentrations le long d'une même coupe de sol en fonction de l'horizon pédologique considéré.

2.2-CHANGEMENTS ANALYTIQUES DANS LE TEMPS

Au cours des décennies sur lesquelles s'étendent les campagnes d'échantillonnage les techniques analytiques ont évoluées. Les résultats d'analyse obtenus il y a 20 ou 25 ans se comparent-ils avec ceux que nous obtenons avec les techniques actuelles?

2.2.1- TRAITEMENTS PRÉALABLES AU DOSAGE

Les échantillons subissent d'abord une étape de préparation avant d'être acheminés au laboratoire d'analyse où une étape de mise en solution précéde le dosage proprement dit. Ces deux étapes ont été à peu près semblables à travers le temps et ne devraient donc pas être la source de variations analytiques dans le temps. En voici une brève description.

Les échantillons de sols, de sédiments de ruisseau ou de sédiments de lac sont séchés dans un four à une température d'environ 35 °C. Un broyage léger, à l'aide d'un marteau en bois, permet de réduire l'échantillon en poudre sans briser les minéraux silicatés constituant sa matrice. De façon à assurer l'homogénéité des échantillons, ces derniers sont passés sur un tamis de nylon pour obtenir une fine poudre de granulométrie inférieure à 177 microns.

La mise en solution généralement utilisée en exploration géochimique de l'environnement secondaire consiste en une attaque à l'acide nitrique à chaud. L'acide nitrique concentré sert à décomposer les oxydes de fer et de manganèse, la matière organique et les carbonates sans pour autant altérer de façon importante la matrice silicatée de l'échantillon (Rose et al., 1979). La température de mise en solution (90°C), sa stabilité (2°C), le temps de mise en solution (une heure) sont des facteurs déterminants dans l'exactitude des résultats

2.2.2- CHANGEMENT DE MÉTHODE DE DOSAGE

Les principales techniques utilisées pour le dosage de la majorité des métaux sont l'absorption atomique (AA) et la spectrométrie d'émission atomique au plasma (SEAP). La première a été utilisée jusqu'au début des années 80 pour être graduellement remplacée par la seconde. Les graphiques présentés à l'annexe 2 et le tableau 2 nous présentent la comparaison entre des résultats d'analyse obtenus par ces deux tecniques de dosage. Ils nous indiquent que ces deux techniques nous fournissent des résultats semblables. D'autre part la SEAP a permis le dosage d'éléments non disponibles auparavant sur AA, dont: Al, Ba, Cd, Cr, Fe, Na.

ÉLÉMENT	DIFFÉRENCE
Mn	48 ppm
Cu	0,2 ppm
Fe	0,005%
Zn	1,6 ppm
Co	0,7 ppm
Pb	0
Ni	0,6 ppm

TABLEAU 2: Différences entre les niveaux de teneurs obtenus par les analyses à l'absorption atomique (AA) et celles par spectrométrie d'émission atomique au plasma (SEAP)

Depuis 1986 la technique d'activation neutronique (AN) a remplacée l'absorption atomique (AA) pour le dosage de l'arsenic et la fluorimétrie (FL) pour le dosage de l'uranium tout en permettant le dosage d'éléments non disponibles avant, dont l'antimoine et le sélénium. Cette technique d'analyse fournit une mesure totale de la concentration d'un élément. Les résultats obtenus sont donc sensiblement supérieurs à ceux fournis par les techniques tributaires d'une attaque partielle à l'acide nitrique. Les éléments As et U étant les seuls à être passés d'une méthode d'analyse partielle (AA pour As et FL pour U) à une méthode d'analyse totale, nous avons évalué l'effet de ce changement. Nous avons utilisé les données d'un levé de 3 000 échantillons sur la Côte-Nord pour lequel les 2 techniques ont été utilisées. Les paramètres statistiques comparés sont la moyenne géométrique (X_g)et la teneur au 98ième percentile des distribution (P98). Pour l'arsenic X_g passe de 0,8 ppm (AA) à 1,4 ppm (AN) et P98 de 9,0 (AA) à6,5 (AN). Pour l'uranium X_g passe de 2,4 ppm (FL) à 3,9 ppm (AN) et P98 de 30,2 (FL) à 41,2 (AN)

Les changements dans les méthodes de dosage ont aussi entrainé des variations dans les limites de détection de certains éléments. L'élément le plus affecté par cette variation est l'arsenic dont la limite de détection de 0,1 ppm avant 1986 (AA) est par la suite passée à 1 ppm (AN). D'autre part, pour plusieurs éléments, les méthodes d'analyse utilisées fournissent une limite de détection très supérieure à leur concentration moyenne. C'est le cas de: Ag, Cd, Mo, Sb, et Se dans les sédiments et de As, Cd, Co, Cr, Hg, Mo, Ni et Pb dans les eaux. Ces limites de détection élevées ont pour effet de hausser les moyennes calculées par rapport aux moyennes réelles. Par contre, dans la majorité des cas, elles n'influencent pas les percentiles de distribution les plus élevés (P95, P98, P99).

Finalement, la dernière contrainte inhérente à l'utilisation de la base de données géochimique est que tous les éléments requis pour l'étude ne sont pas analysés sur toutes les portions du territoire. Le nombre d'éléments analysés est passé d'environ 6 dans les années 60 à environ une dizaine dans les années 70; depuis une douzaine d'années plus de 45 éléments sont analysés systématiquement dans tous les échantillons. Des échantillons prélevés il y a plus de 10 ou 15 ans sont toutefois souvent retournés au laboratoire pour obtenir des analyses plus complètes.

Toutes les analyses utilisées ont été effectuées au Centre de recherche minérale (CRM) du MRN. Au fil des ans, ce dernier a publié des manuels décrivant les méthodes utilisées (Guimont et Pichette, 1977; Gagné et Guimont, 1983; Guimont et al., 1981a).

3- SEGMENTATION DE LA BASE DE DONNÉES PAR RÉGION

Les données utilisées pour l'établissement des teneurs de bruit de fond proviennent de l'analyse de sédiments de ruisseau, de sédiments de fond de lac, de sols et d'eaux souterraines. Le prélèvement et l'analyse des échantillons de sédiments se sont étalés sur une trentaine d'années à partir de 1967. Les échantillons d'eaux souterraines proviennent de systèmes domestiques d'alimentation en eau potable; ils ont été prélevés et analysés entre 1974 et 1982. En plus de reposer sur la couverture de différentes régions, le choix des données à considérer a visé à minimiser les effets négatifs des contraintes présentées ci-dessus.

Comme nous l'avons vu ci-dessus, la concentration des éléments n'est pas homogène sur le territoire et est fortement tributaire de la composition du socle rocheux. Les provinces géologiques constituent une première subdivision de ce socle. Il a donc été convenu au départ de séparer la base de données en fonction des limites des provinces géologiques. Celles-ci couvrent cependant des territoires immenses. À l'intérieur d'une même province géologique, on peut retrouver plusieurs provinces ou domaines géochimiques, entre lesquels les contrastes géochimiques sont souvent beaucoup plus marqués que ceux observés entre les provinces géologiques. C'est pour essayer de tenir compte, en partie seulement, de ces variations à l'intérieur des provinces géologiques, que la base de données a aussi été segmentée à l'intérieur même de ces provinces. Les secteurs visés par ces segmentations sont localisés sur la figure 2 pour les sédiments et les sols, et sur la figure 3 pour les eaux souterraines.

3.1- SECTEUR APPALACHES (A)

Presque tout le secteur des Appalaches est couvert par des levés de sédiments de ruisseau à la densité moyenne de deux échantillons par km^2. On y a délimité quatre sous-secteurs : la partie est de la Gaspésie (A1), la partie ouest de la Gaspésie (A2), le Bas-Saint-Laurent (A3) et l'Estrie-Beauce (A4). Dans la mesure du possible,

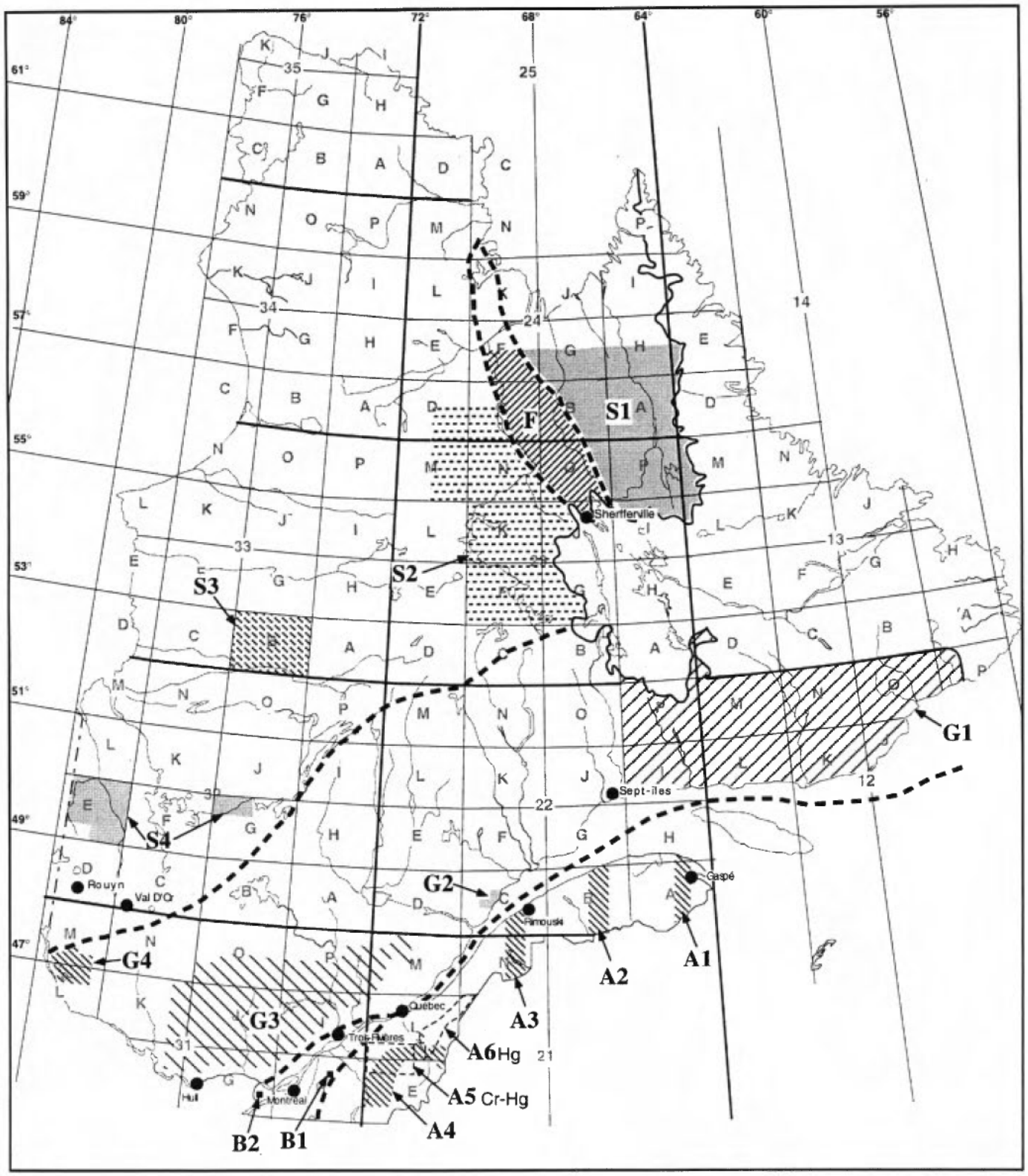


Fig. 2: Secteurs choisis pour les calculs statistiques dans les sédiments et les sols.

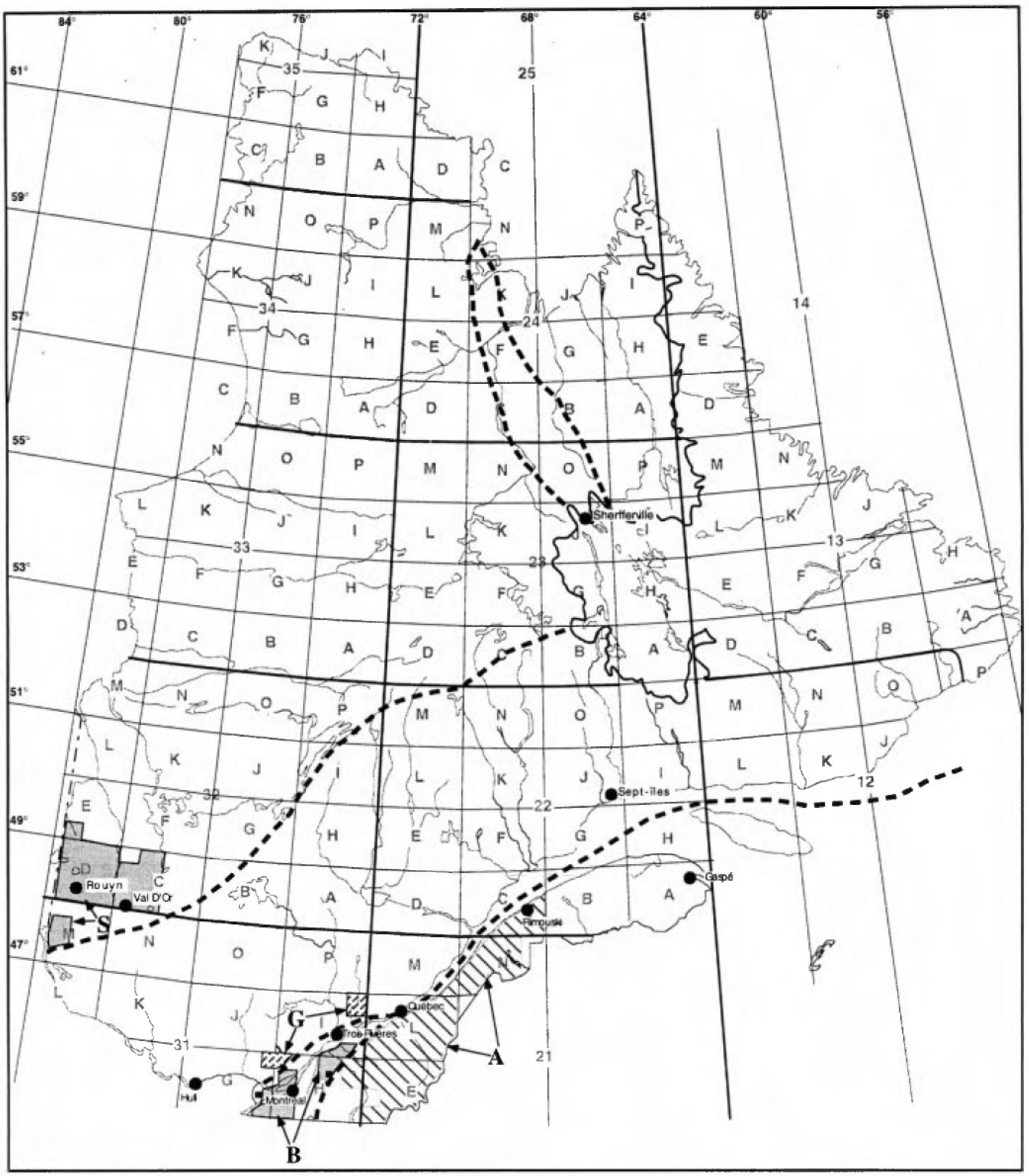


Fig. 3: Secteurs choisis pour les calculs statistiques dans les eaux souterraines.

chaque sous-secteur a été délimité de sorte qu'il recoupe la stratigraphie du socle sous-jacent. Les données statistiques ont été compilées pour chacun des sous-secteurs. Chacun de ceux-ci a, par la suite, été réduit de moitié puis regroupé pour les calculs statistiques de l'ensemble du secteur A. Tous les éléments requis n'ont cependant pas été analysés dans tous les sous-secteurs. Les éléments suivants sont disponibles seulement pour le secteur du Bas-Saint-Laurent : Al, Ba, Cd, Cr, Fe, Na. Pour le chrome, on a utilisé les teneurs d'un levé de sol effectué dans la région de Thetford; il est identifié par le code "A5" sur le tableau et sur la carte. Il en est de même pour le mercure, pour lequel, en plus des données dans A5, on a aussi utilisé des données de sédiments provenant de la région entre Saint-Camille et Saint-Pamphile (A6).

3.2- SECTEUR BASSES-TERRES DU SAINT-LAURENT (B)

Contrairement aux autres secteurs, celui-ci ne correspond pas à une province géologique, mais plutôt à une province physiographique. Sa principale caractéristique est son épais recouvrement d'argile marine déposée au fond de la mer de Champlain. Les caractéristiques géochimiques particulières de cette argile ont une influence marquante sur la concentration des éléments dans les sols qui la recouvrent et dans les eaux souterraines qui y circulent.

Malheureusement, dans ce secteur, la base de données géochimiques contient très peu d'information sur la composition des sols ou des sédiments. Seulement deux levés de sols y ont été effectués: un dans la région d'Upton (B1) et l'autre dans la région de St-Polycarpe (B2). De plus, les éléments suivants ont été analysés seulement dans le levé de St-Polycarpe: Al, Cd, Cr, Fe, Na. Ce manque d'information est en partie lié au fait que l'épaisse couche d'argile limite l'efficacité des méthodes géochimiques de surface pour la recherche de minéralisations.

D'autre part ce secteur est relativement bien couvert par des levés d'eaux souterraines, à l'exception de la vallée du Richelieu-Yamaska. Près de 7 000 échantillons y ont été prélevés. Le chrome et l'aluminium n'y ont pas été analysés tandis que le mercure l'a été dans 2 141 échantillons. Pour le baryum, deux groupes d'échantillons ont été analysés avec des limites de détection très différentes (18 ppb et 3 000 ppb). Seules les échantillons avec une limite à 18 ppb ont été considérés, soit 1 857 échantillons.

3.3- SECTEUR GRENVILLE (G)

Ce secteur a été subdivisé en quatre sous-secteurs. Le premier (G1) couvre un très vaste territoire situé à l'est de Sept-îles. On y regroupe plus de 12 000 échantillons de sédiments de fond de lac prélevée à la densité d'un échantillon par 12 km^2 cette densité étant resserrée à 1 échantillon par 3 km^2 dans la région de Johan-Beetz. Le second secteur (G2) est situé dans la région de

Grandes-Bergeronnes. Il regroupe environ 1 000 échantillons de sédiments de ruisseau prélevés à la densité de deux échantillons par km^2. L'antimoine et le sélénium n'y ont pas été analysés. Le troisième secteur (G3) s'étend de la Gatineau jusqu'au nord de Québec. Il comprend 5 600 échantillons de sédiments de ruisseau prélevés à la densité d'un échantillon par 10 km^2. Le quatrième secteur (G4) se situe à l'est de la moitié sud du lac Témiscamingue. Il comprend près de 4 000 échantillons de sédiments de ruisseau prélevés à la densité de deux échantillons par km^2. Les données statistiques pour l'ensemble de la province de Grenville (G) ont été produites à partir de tous les échantillons provenant des sous-secteurs G2, G3 et G4 plus une partie des échantillons (5 400) provenant du secteur G1.

Pour les eaux souterraines, on a regroupé près de 2 000 échantillons dont la majorité proviennent de la région au nord-ouest de St-Jérôme et les autres, environ 220, de la région de Montauban au nord de Trois-Rivières.

3.4- SECTEUR SUPÉRIEUR ET RAE (S)

Ce secteur est aussi divisé en quatre sous-secteurs. Les deux premiers sont situés dans le nord-est de la province; ils sont constitués d'échantillons de sédiments de fond de lac prélevés à la densité de un échantillon par 12 km^2. Le premier (S1) est situé à l'est de Schefferville et comprend près de 5 500 échantillons ; le second, à l'ouest de Schefferville comprend environ 5 500 échantillons. Le troisième (S3) est situé dans la région de la Baie-James, plus précisément dans le secteur du lac Lichteneger. Il comprend environ 2 000 échantillons de sédiments de fond de lac prélevés à la densité de 1 échantillon par 6 km^2. Le quatrième sous-secteur (S4) est situé principalement dans la région de Joutel jusqu'à la frontière avec l'Ontario, tandis qu'une autre partie se situe à l'ouest de Chapais. On y dénombre environ 5 600 échantillons de sols prélevés à la densité de 1 échantillon par 2,5 km^2. Les éléments suivants y ont été analysés seulement pour 670 échantillons : Al, Ba, Cd, Cr, Sb, Se. Le sodium a été analysé dans 230 échantillons. Les statistiques pour l'ensemble du secteur Supérieur (S) ont été effectuées sur le regroupement de parties des quatre sous-secteurs. Ce regroupement comprend: 1 240 échantillons de S1, 1 290 de S2, 1 180 de S3 et 1 650 de S4.

Environ 5 500 échantillons d'eaux souterraines ont été prélevés dans la région d'Abitibi-Témiscamingue. Le baryum n'y a pas été analysé et l'aluminium ne l'a été que dans 745 échantillons.

3.5- SECTEUR FOSSE DU LABRADOR (F)

Ce secteur n'a pas été redivisé en sous-secteur. Il comprend environ 10 400 échantillons de sédiments de fond de lac, prélevés à la densité de 1 échantillon par 2,8 km^2. Aucun échantillon d'eau souterraine n'a été prélevé dans ce secteur.

4- DONNÉES STATISTIQUES

L'annexe 3 présente les données statistiques calculées pour chaque élément dans chacun des secteurs et sous-secteurs pour les sédiments, ou sols, et les eaux souterraines. Les paramètres présentés sont : le nombre d'échantillons (n), les teneurs minimum et maximum, la moyenne (arithmétique), l'écart type, la moyenne géométrique, la teneur à différents percentiles de la distribution (P25, P50, P75, P90, P98, P99).

Comme la majorité des distributions sont log-normales, la moyenne géométrique donne une teneur qui se rapproche plus de la tendance générale que la moyenne arithmétique. Ainsi on peut remarquer que les moyennes géométriques se rapprochent des teneurs au 50^{e} percentile des distributions (P50). Les limites de détection analytique de certains éléments sont supérieures à leur concentration réelle dans l'environnement. Lorsque cette situation se présente, les moyennes (arithmétiques et géométriques) calculées sont elles aussi supérieures aux moyennes réelles, qui ne peuvent pas être estimées. Dans ces cas, on notera que les percentiles de distribution inférieurs ne peuvent pas être évalués puisque le pourcentage d'échantillons inférieurs à la limite de détection est supérieur à ces pourcentages inférieurs (P25, P50...).

5- OBSERVATIONS

On présente ici les principales tendances observées aux tableaux de l'annexe 3. De plus on attire aussi l'attention sur certains contextes géologiques particuliers qui doivent être considérés dans l'examen des données. Ainsi, dans nombreux cas nous avons inclus des informations concernant certaines lithologies (ou formations géologiques) qui présentent des teneurs nettement élevées par rapport aux moyennes présentées à l'annexe 3. Ces contextes sont tout à fait naturels et doivent servir pour élargir les balises qu'on se fixe pour définir ce qui peut être considéré comme contaminé. Les exemples fournis ne sont pas exhaustifs. Finalement, en exploration on retrouve souvent des secteurs clairement affectés par la présence de minéralisations. Ces secteurs présentent donc des teneurs nettement plus élevées que les moyennes par provinces géologiques ou par lithologies. Pourtant ces secteurs sont tout à fait naturels et non affectés par l'activité humaine. Nous avons donc inclus, dans la mesure du possible, des exemples des niveaux de teneurs observés lors de la découverte de divers secteurs minéralisés. La figure 4 localise les unités géologiques et les gîtes minéraux auxquels nous faisons référence dans ce chapitre. Les chiffres en caractère gras inscrits entre parenthèses à la droite de ces unités et gîtes permettent de les localiser plus facilement sur la carte.

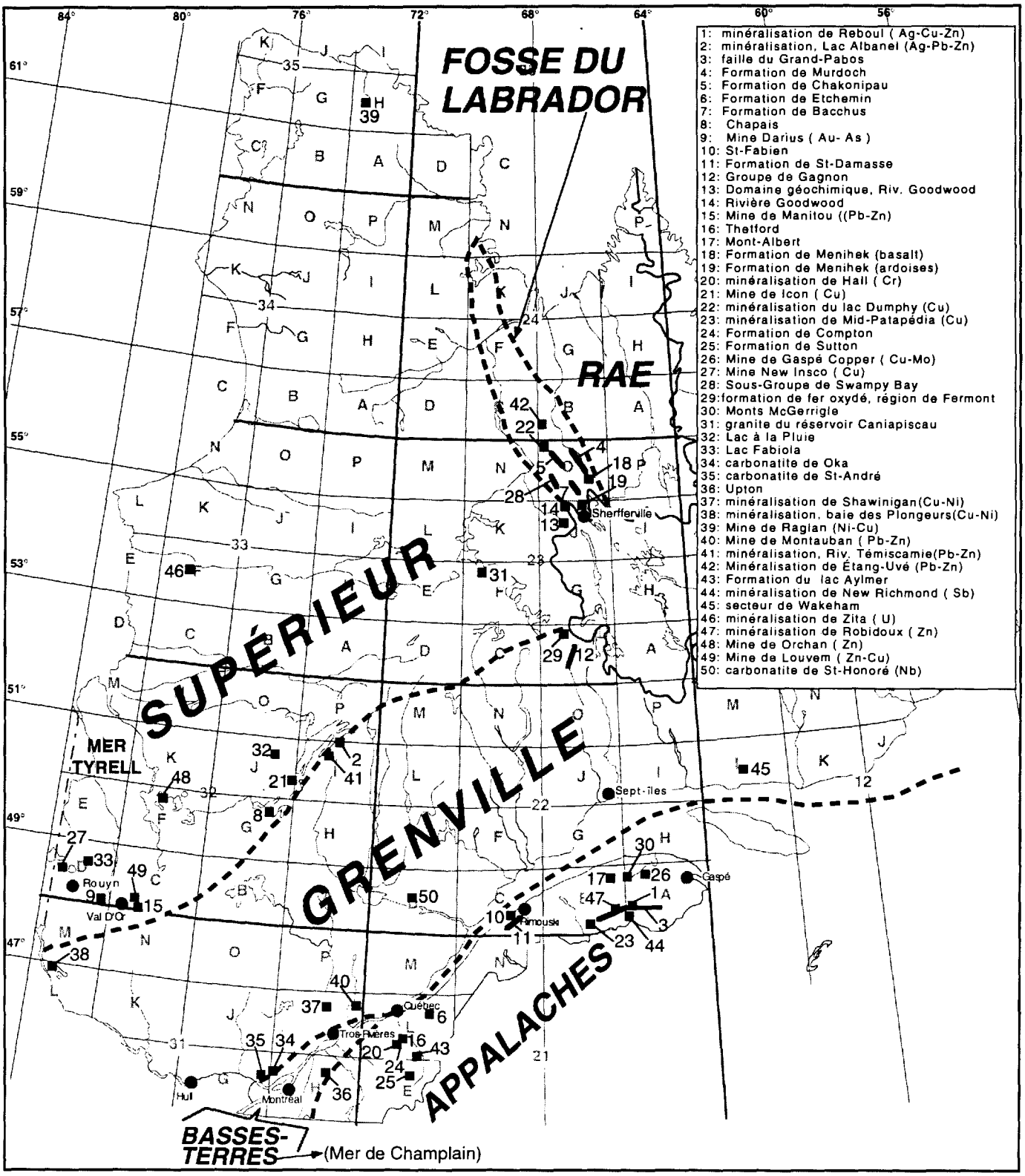


Fig. 4: Localisation des unités géologiques et des gîtes minéraux mentionnés dans le texte.

Argent

Les moyennes géométriques calculées dans les sols et sédiments à travers les différentes provinces géologiques varient entre <0,19 ppm et <0,68 ppm soit par un facteur de 3. On n'observe pas de différence notable entre les provinces géologiques. Par contre, certains secteurs sont passablement différents.

Le niveau anomal (95e percentile de la distribution) le plus élevé se situe à 1,44 ppm. Il est à noter que des minéralisations riches en argent ont tendance à enrichir sensiblement les sols. Ainsi, la minéralisation de Reboul (**1**) (Ag-Cu-Zn) en Gaspésie a mobilisé une zone d'influence atteignant 4,3 ppm d'argent dans le sol (Landry et Simoneau, 1985) alors que celle du lac Albanel (**2**) (Ag-Pb-Zn) atteind 418 ppm Ag (Tauchid, 1975).

Nous n'avons pas d'information sur les concentrations d'argent dans les eaux souterraines.

Aluminium

Nous observons peu de variation dans les concentrations en aluminium, entre les diverses provinces géologiques. Il semblerait que les teneurs au-dessus de roches du Supérieur soit légèrement plus élevées que celles au-dessus du Grenville. Ces niveaux où la moyenne géométrique oscille entre 0,479% à 1,716% Al sont clairement affectés par diverses lithologies sous jacentes qui en contiennent sensiblement plus. Ainsi, à titre d'exemple les sols prélevés au-dessus de la faille du Grand-Pabos (**3**) en Gaspésie présentent une moyenne à 2,31% avec un seuil anomal (98e percentile) à 4,56% (Goyer et Langlais, 1984).

D'autre part, les sédiments de lacs prélevés au-dessus : a) des microconglomérats arkosiques (Fm. Chakonipau (**5**)) présentent une moyenne à 2,29% Al avec un seuil anomal (98e percentile) à 4,15% Al (Beaumier, 1986) ; b) des rhyodacites (Fm. Murdoch (**4**)) présentent une moyenne à 2,45% Al avec un seuil anomal à 4,21% Al.

En ce qui a trait aux eaux souterraines, nos données provenant du Supérieur présentent une moyenne géométrique à 0,077 ppm avec un seuil anomal (98e percentile) à 1,35 ppm. Les données provenant des eaux souterraines de l'Abitibi, ne fournissent aucune lithologie particulière permettant " d'élargir " les teneurs de bruit de fond géochimique.

Arsenic

Les moyennes géométriques sont très variables (entre 0,63 ppm et 9,3 ppm). À

priori, on observe que les teneurs provenant des Appalaches ainsi que celles de la fosse du Labrador sont nettement plus élevées. Aussi curieux que cela puisse sembler, les secteurs du Supérieur, où l'on retrouve plusieurs minéralisations arsenifères, présentent les moyennes géométriques les plus faibles.

Il est à noter que les rhyodacites (Fm. Murdoch (**4**)) présentent une moyenne à 10,1 ppm As avec un seuil anomal (98^{e} percentile) à 43,6 ppm. Ceci s'apparente aux teneurs moyennes de 10 ppm rapportées par Burzynski (1992) au-dessus des roches ignées mafiques de la Formation de Etchemin (**6**).

D'autre part, des agglomérats et tuff (Fm. Bacchus (**7**)) présentent une moyenne à 12,2 ppm avec un seuil anomal à 44,8 ppm As (Beaumier, 1986).

Des sols (horizon C du till) prélevés dans un secteur présentant une minéralisation aurifère et arsenifère dans le secteur de Chapais (**8**) ont donné une zone d'influence de 330 ppm As avec une anomalie à 500 ppm As (Falconbridge Copper Ltd, 1985 ; comm. pers).

Les moyennes géométriques observées dans les eaux souterraines provenant de diverses provinces géologiques varient entre 1,8 ppb et 2,6 ppb avec un seuil anomal (98^{e} percentile) autour de 13 ppb. Les roches métasédimentaires en Abitibi présentent une moyenne de 4,4 ppb avec un seuil anomal à 25 ppb alors que les rhyolites présentent une teneur moyenne à 4,9 ppb avec un seuil anomal à 15 ppb. Ces chiffres s'apparentent au 4,3 et au 3,5 ppb avancé par Lalonde et al. (1980).

Notons aussi que sept échantillons prélevés dans l'environnement immédiat d'une minéralisation arsenifère (mine Darius (**9**)) ont présenté une moyenne de 30 ppb avec un seuil anomal à 119 ppb (Lalonde, J.-P., comm. pers.).

Baryum

Les moyennes géométriques pour le baryum sont des plus variables soit entre 21 ppm à 115 ppm. D'une façon générale, les moyennes géométriques dans le Grenville sont environ 50% plus faibles qu'ailleurs. Ces moyennes sont clairement influencées par diverses lithologies. À titre d'exemple : a) les conglomérats calcaires (Fm. St-Damase (**11**)) dans la région de St-Fabien (**10**), présentent une moyenne à 302 ppm avec un seuil (98^{e} percentile) à 1390 ppm (Henry, 1984) ; b) les microconglomérats arkosiques (Fm. Chakonipau (**5**)) présentent une moyenne à 186 ppm avec un seuil anomal à 638 ppm (Beaumier, 1986) ; c) les sédiments (Groupe de Gagnon (**12**)) présentent une moyenne de 244 ppm Ba avec un seuil anomal à 1350 ppm (Beaumier, 1989a).

En ce qui a trait aux eaux souterraines, la moyenne géométrique dans les Appalaches est de 41 ppb alors que dans les Basses-Terres elle passe à 192 ppb,

avec des teneurs anomales (98e percentile) à 530 et à 2213 ppb respectivement.

Cadmium

Les moyennes géométriques en cadmium se situent autour de 0,25 ppm. Par contre, les Basses-Terres ainsi que la Fosse du Labrador présentent 0,32 et 0,44 respectivement avec des seuils anomaux (98e percentile) à 1,5 et à 3,0 ppm respectivement. Certaines formations présentent des teneurs nettement plus élevées. Notons entre autres les agglomérats et tuff (Fm. Bacchus (**7**)) qui présentent une moyenne de 1,3 ppm Cd avec un seuil anomal à 3l9 ppm (Beaumier, 1986a). D'autre part, le " domaine géochimique " (**13**) adjacent à la rivière Goodwood (**14**) est une région de plusieurs centaines de kilomètres carrés, situé à l'ouest de Schefferville qui présente une moyenne de 1,3 ppm Cd avec un seuil anomal (98e percentile) à 8,7 ppm.

Dans les eaux souterraines, les moyennes géométriques pour le cadmium varient entre 11 ppb dans le cas des Basses-Terres à 0,27 ppb dans le cas du Supérieur. Les seuils anomaux sont respectivement de 0,3 ppb à 1,5 ppb. Il est à noter que certaines formations lithologiques en Abitibi présentent des moyennes arithmétiques nettement plus élevées. Notons entre autres les paragneiss et les roches ultramafiques où elles sont à 0,65 ppb et 0,48 ppb avec des seuils anomaux à 4,0 et à 2,3 ppb respectivement (Lalonde et al., 1980).

Cinq échantillons d'eau souterraine prélevés à même une zone minéralisée contenant du cadmium (minéralisation de Pb-Zn de Manitou (**15**)) ont donné environ 50 ppb Cd avec une teneur maximale à 8 640 ppb (Lalonde, J.-P., comm. pers.).

Cobalt

Les moyennes géométriques pour le cobalt varient entre 3,0 ppm dans certains secteurs du Grenville à plus de 16 ppm dans certains secteurs des Appalaches. On n'observe pas vraiment de différences entre les provinces géologiques comme telles, par contre d'un secteur à un autre, les variations sont importantes. Ceci s'explique par la présence de lithologies particulières qui viennent affecter les moyennes. À titre d'exemples :

a) les péridotites, harzburgites, serpentinites du complexe ophiolitique de Thetford (**16**) présentent une moyenne à 26 ppm Co avec un seuil anomal (98e percentile) à 82 ppm (Choinière, 1984).

b) les ultramafiques du Mont Albert (**17**) en Gaspésie présentent une moyenne de 54 ppm Co avec un seuil anomal à 140 ppm (Tremblay et al., 1975).

c) les rhyodacites de la Formation de Murdoch (**4**) dans la fosse du Labrador

nous indiquent que les roches mafiques ne sont pas les seules à présenter des teneurs élevées en cobalt. Elles présentent une moyenne de 36 ppm avec un seuil anomal à 90 ppm (Beaumier, 1986a).

Dans les eaux souterraines, les moyennes géométriques d'une province géologique à une autre varient entre 1,0 et 1,2. Il est à noter qu'en Abitibi, certaines lithologies, notamment les granites et les paragneiss donnent des moyennes de 4,1 et de 4,4 ppb Co respectivement. Ces chiffres sont différents des 1,2 et 1,5 ppb présentés par Lalonde et al. (1980), dans la mesure où celui-ci applique des teneurs de coupures (élimination des teneurs élevées) à ses calculs. Les seuils anomaux sont de 19 et 8 ppb Co respectivement

Chrome

Les moyennes géométriques pour le chrome varient entre 6 et 49 ppm. D'une façon générale, elles sont plus élevées dans le Supérieur que dans le Grenville et ce, par un facteur d'environ 5. L'influence des roches mafiques est très importante pour le chrome. À titre d'exemple, les basaltes (Fm. Menihek (**18**)), les rhyodacites (Fm. Murdoch (**4**)) et mêmes les ardoises et grauwackes (Fm. Menihek (**19**)) présentent des moyennes de 203, 217 et 156 ppm Cr avec des seuils anomaux (98^{e} percentile) à 289, 458 et 273 ppm respectivement (Beaumier, 1986a). Les roches ultramafiques ophiolitiques de la région de Thetford (**16**) présentent, dans les sédiments qui en sont dérivés, une teneur moyenne de 184 ppm avec un seuil anomal à 667 ppm (Choinière, 1984). Un échantillon situé en aval d'un gîte chromifère (gîte de Hall (**20**), canton de Coleraine) présente une teneur de 380 ppm Cr.

Nous n'avons que très peu d'information sur le chrome dans les eaux souterraines. Le seul levé a été effectué en Abitibi dans la province du Supérieur. La moyenne géométrique est de 1,18 ppb Cr avec un seuil anomal à 4,0 ppb. Les échantillons d'eau souterraine prélevés au-dessus de roches conglomératiques présentent une moyenne à 2,6 ppb avec un seuil anomal (98^{e} percentile) à 17,5 ppb.

Cuivre

Les moyennes géométriques varient beaucoup soit entre 5,9 ppm à plus de 39,6 ppm avec des seuils anomaux allant jusqu'à 192 ppm. De façon générale, on peut dire que les échantillons provenant du Supérieur contiennent environ 2 à 2,5 fois plus de cuivre que les autres régions alors que ceux provenant de la fosse du Labrador en contient 50% plus que ceux du Supérieur. Là aussi l'influence de diverses lithologies se fait grandement ressentir. À titre d'exemple, les rhyodacites (Fm. Murdoch (**4**)) présentent une moyenne de 194 ppm Co et les ardoises et grauwackes (Fm Menihek (**19**)) présentent une moyenne de 91 ppm. Les seuils anomaux se situent à 284 et 201 ppm respectivement (Beaumier, 1986a). Dans le parc de la Gaspésie, les roches ultramafiques du Mont Albert mobilisent dans les sédiments en moyenne 41 ppm Cu

avec un seuil anomal à 140. Des sols situés au-dessus des zones minéralisées en cuivre (gîte de Icon (**21**), lac Dumphy (**22**), Mid-Patapédia (**23**)) présentent des teneurs moyennes de 300, 571 et 500 ppm Cu avec dans les deux premiers cas des seuils anomaux à 1 000 et même 80 000 ppm Cu (tiré de Dilabio, 1979 ; Otis, 1985, Felder, 1972) respectivement

Dans le cas des eaux souterraines, les moyennes géométriques varient tout autant soit entre 5,0 ppb pour les échantillons provenant du Supérieur à plus de 32 ppb pour ceux du Grenville. Les seuils anomaux sont à 110 ppb et 1140 ppb respectivement. Certaines lithologies telles les ultramafiques à Thetford ou les grès schistes et ardoises (Fm. Compton (**24**)) et les schistes de Sutton (**25**) présentent des teneurs moyennes à 64, 36, 63 ppb avec des seuils anomaux à 565, 305, 395 ppb respectivement. Des échantillons provenant des zones minéralisées en cuivre (Gaspé Copper (**26**) et New Insco (**27**)) ont donné des teneurs entre 300 à 504 et 45 à 250 ppb respectivement (J.-P. Lalonde, comm. pers.).

Fer

Les moyennes géométriques varient entre 0,5% à 2,04% avec des seuils anomaux (98^{e} percentile) de 2,92% allant jusqu'à 11,48% dans une certaine partie du Grenville. L'influence de diverses lithologies est très marquée. Notons entre autres les basaltes (Fm. Menihek (**18**)), les rhyodacites (Fm. Murdoch (**4**)), les agglomérats et tuff (Fm. Bacchus (**7**)), les microconglomérats arkosiques (Fm. Chakonipau (**5**)), les grès impurs (Sous-Groupe de Swampy Bay (**28**)), les formations de fer oxydé (région de Fermont (**29**)) présentent des moyennes de 6,15%, 6,08%, 5,09%, 4,43%, 4,06%, 3,34% avec des seuils anomaux (98^{e} percentile) à 25,7%, 22,2%, 12,08%, 10,3%, 16,0% et 11,4% respectivement (Beaumier, 1986a et 1989a).

Dans les eaux souterraines, les moyennes géométriques varient entre 0,14 ppm dans les Appalaches à 0,44 ppm dans les Basses-Terres. Les seuils anomaux sont à 2,1 ppm et 5,1 ppm respectivement. Dans le Supérieur (en Abitibi), les paragneiss présentent une moyenne à 1,5 ppm avec un seuil anomal à 8,9 ppm. Dans les cantons de l'Est (Appalaches), les eaux prélevées au-dessus des grès, schistes et ardoises de la formation de Compton présentent une moyenne à 0,16 ppm avec un seuil anomal à 1,0 ppm. Les échantillons d'eaux souterraines prélevées au-dessus des roches ultramafiques ophiolitiques de Thetford présentent aussi une teneur moyenne en fer à 0,16 ppm avec un seuil à 1,0 ppm.

Des échantillons d'eau prélevés à même une minéralisation en sphalérite (gîte de Manitou (**15**)) ont donné en moyenne environ 20 ppm Fe avec une teneur maximale à 2 775 ppm (Lalonde, J.-P., comm. pers).

Mercure

Les moyennes géométriques du contenu en mercure varient entre 25,1 ppb dans une certaine partie des Basses-terres, à plus de 330 ppb dans la partie ouest du Grenville, au Témiscamingue. Une vérification de nos échantillons de contrôle nous suggère que ces derniers sont très probablement surévalués d'environ 20%. Les seuils anomaux sont à 124 ppb et 1 910 ppb respectivement.

Certaines lithologies, notamment les basaltes (Fm. Menihek (**18**)) et les rhyodacites (Fm. Murdoch (**4**)), présentent des moyennes de 250 et 241 ppb Hg avec des teneurs de seuils anomaux (98^{e} percentile) à 720 et 490 ppb respectivement (Beaumier, 1986a).

Des échantillons de sols, prélevés au-dessus de minéralisation en Pb-Zn (lac Albanel (**2**)), donnent une moyenne autour de 730 ppb Hg avec des teneurs maximales à 870 ppb (Tauchid, 1975).

Dans le cas des eaux souterraines, les teneurs observées au-dessus des Basses-Terres est de 0,10 ppb alors que dans le Supérieur, la moyenne est à 0,027 ppb.

Manganèse

Les moyennes géométriques pour le manganèse varient entre 82 ppm dans certaines parties du Supérieur à 707 dans certaines parties des Appalaches. Les seuils anomaux (98^{e} percentile) pour ces secteurs sont à 994 et 4 464 ppm respectivement. De façon générale, les teneurs moyennes dans la Fosse sont deux fois plus élevées que dans le Grenville alors que dans les Appalaches les teneurs moyennes sont deux fois plus élevées que dans la Fosse du Labrador.

Certaines lithologies présentent des niveaux de teneurs sensiblement plus élevés. Notons entre autres les microconglomérats arkosiques (Fm. Chakonipau (**5**)) qui présentent une moyenne à 2 813 avec un seuil anomal (98^{e} percentile) à plus de 22 000 ppm (Beaumier, 1986a).

Dans les eaux souterraines, les moyennes géométriques varient entre 21,1 ppb dans les échantillons provenant du Grenville à 98,8 ppb dans les échantillons provenant du Supérieur. Dans ces deux cas, les seuils anomaux sont à 1 001 et à 792 ppb respectivement. Certaines lithologies du Supérieur (notamment en Abitibi) présente des teneurs moyennes sensiblement plus élevées. Notons les rhyolites, les métasédiments et les laves mafiques qui présentent des teneurs moyennes à 255, 217 et 246 ppb avec des seuils anomaux à 1 003, 939 et 802 respectivement. Les roches ultramafiques pour leur part présentent une moyenne à 206 avec un seuil anomal à 1 208 ppb.

Molybdène

Les moyennes géométriques pour le molybdène varient entre 1,02 ppm dans une partie des Appalaches à 4,4 ppm dans un secteur du Supérieur. La résolution analytique ne permet pas toujours d'obtenir un seuil anomal au 98e percentile clairement distinctif. Nous utiliserons ici un seuil anomal variant entre le 98e et le 99e percentiles. Les seuils varient donc entre 4 ppm à plus de 26 ppm dans le Supérieur. Ces grandes variations sont dues à certaines lithologies présentant des teneurs élevées en molybdène. Notons entre autres les microconglomérats arkosiques (Fm. Chakonipau (**5**)), les granites des Monts McGerrigle (**30**) (de Römer, 1969) et du réservoir Caniapiscau (**31**) (Beaumier, 1986b) qui présentent des teneurs moyennes de 5,3, 9,6 et 16,5 ppm avec des seuils anomaux à 14,0, 35 et 83 ppm respectivement.

Des échantillons de sols prélevés au-dessus des zones minéralisées du lac à la Pluie (**32**) (Leduc, 1984) et du lac Fabiola (**33**) (Leduc, 1981) ont donné des teneurs moyennes à 12 et à 10 ppm avec des teneurs seuils dépassant les 56 et 42 ppm respectivement.

Dans les eaux souterraines, les moyennes géométriques varient entre 1,0 et 1,3 ppb avec des seuils à 2 et à 7 ppb respectivement. Notons toutefois que les granites présentent une moyenne de 1,9 ppb Mo avec un seuil anomal à 8 ppb (Lalonde et al., 1980). Finalement, les carbonatites d'Oka (**34**) et de St-André (**35**) près de Montréal, présentent une teneur moyenne de 19 ppb avec un seuil à 150 (Pelletier, 1984).

Treize échantillons prélevés dans une minéralisation en molybdenite (Gaspé Copper (**26**)) ont donné une moyenne de 109 ppb avec une teneur extrême à 1 600 ppb (Lalonde, J.-P. comm. pers.).

Sodium

Dans les Appalaches et dans les Basses-Terres, nous n'avons que peu d'information concernant le sodium. Les moyennes géométriques varient entre 0,014% dans certaines parties du Grenville à 0,58% dans certaines parties des Basses-Terres près de Upton (**36**). Les seuils anomaux (98e percentile) sont à 0,05% et 0,13% respectivement. Le secteur de la Fosse du Labrador présente une moyenne géométrique environ 20% plus élevée que les secteurs du Supérieur ou du Grenville. Nous n'avons pas défini de lithologie particulière pour le sodium, il est toutefois à noter que la présence de sédiments marins déposés par la mer de Champlain, la mer de Tyrell... pourrait générer des teneurs en sodium plus élevées.

Dans les eaux souterraines, les moyennes varient entre 6,9 ppm dans les Appalaches à 32,0 ppm dans les Basses-Terres. Les seuils anomaux (98e percentile) sont à 136 ppm et 496 ppm respectivement.

Des échantillons d'eaux souterraines prélevés au-dessus de la carbonatite de St-André (**35**) et de Oka (**34**) ont donné une moyenne de 33,0 ppm avec un seuil anomal à 197 ppm (Pelletier, 1984).

Nickel

Les moyennes géométriques du nickel varient entre 4,1 ppm dans certaines parties du Grenville à 35,9 dans certaines parties des Appalaches. Leurs seuils anomaux (98^{e} percentile) y sont à 15 et à 105 ppm, mais peuvent atteindre 285 ppm dans le cas de la Fosse du Labrador.

L'influence de certaines lithologies se fait grandement remarquer. Diverses lithologies peuvent mobiliser passablement de nickel, notons : les agglomérats et tuff (Fm. Murdoch (**34**)), les ultramafiques de la région de Thetford (Choinière, 1984), les ardoises et grauwacke (Fm. Menihek (**19**)) (Beaumier, 1986a), les rhyodacites (Fm. Murdoch (**4**)), les ultramafiques (Mont Albert (**17**)) (Tremblay et al., 1975) présentent des moyennes de 323, 82, 170, 335 et 820 ppm, avec des seuils anomaux (98^{e} percentiles) à 735, 620, 385, 667 et 2 800 ppm respectivement. Des levés ayant mis au jour des minéralisations nickelifères à Shawinigan (**37**) (Felder, 1974) à la baie des Plongeurs (**38**) au Témiscamingue (Marleau, 1969) ou encore à Raglan (**39**) dans le nord du Québec (Allan, 1973) ont donné des teneurs moyennes d'environ 500, 250, 300 ppm Ni.

Les moyennes géométriques du nickel dans les eaux souterraines varient entre 1,3 ppb dans le Grenville à 2,8 ppb dans le Supérieur. Les seuils anomaux (98^{e} percentile) sont à 13 et 22 ppb, respectivement. Les moyennes observées dans le Supérieur sur les laves mafiques ainsi que sur les paragneiss sont de 24 et 32 ppb avec des seuils anomaux à 35 et 44 ppb respectivement.

Plomb

Les moyennes géométriques pour le plomb dans les sols varient entre 4,4 ppm à plus de 28 ppm avec des seuils anomaux (98^{e} percentile) à 12 et à 51 ppm, mais ces seuils peuvent atteindre 104 ppm dans certains secteurs du Grenville. D'une façon générale, les Appalaches semblent mobiliser deux fois plus de plomb que le Grenville ou encore le Supérieur. Les concentrations en plomb dans les Basses-Terres sont très faibles.

Les roches ultramafiques, notamment le Mont Albert (**17**) en Gaspésie présente une teneur moyenne de 30 ppm Pb avec un seuil anomal (98^{e} percentile) à 68 ppm. Dans des secteurs minéralisés en galène (PbS), les teneurs en plomb sont plus élevées. Notons à titre d'exemple les minéralisations de Montauban (**40**) (Beaumier, 1984), de Rivière Témiscamie (**41**) (Maurice, 1967) du lac Albanel (**2**) (Tauchid, 1975),

de Etang-Uvé (**42**) (Kish, 1968) où on a retrouvé des teneurs moyennes de 150, 50, 20, 80 ppm Pb avec des extrêmes à 200, 1 225, 500 ppm.

Dans les eaux souterraines, les moyennes géométriques varient entre 1,1 ppb dans le cas des Basses-Terres et des Appalaches à 1,6 dans le cas du Supérieur. Les seuils anomaux sont à 4,6 et 16 ppb respectivement. Les paragneiss dans le Supérieur présentent une moyenne à 9,4 ppb avec un seuil anomal à 22,1 ppb.

Cinq échantillons d'eaux souterraines provenant d'une minéralisation en plomb-zinc (gîte Manitou (**15**)) ont donné une teneur moyenne de 20 ppb avec une teneur atteignant 1 750 ppb Pb.

Antimoine

Les moyennes géométriques varient entre 0,11 ppm jusqu'à 0,47 ppm avec des seuils anomaux à 0,3 et à 1,3 ppm respectivement. D'une façon générale, les teneurs observées dans les Appalaches sont plus de trois fois plus élevées que dans les autres provinces géologiques. Ceci résulte de l'influence de certaines lithologies qui présentent des teneurs sensiblement plus élevées. Notons entre autres les conglomérats, grès, calcaires et schistes de la formation du lac Aylmer (**43**) (Pelletier, M., 1990) ou encore les roches ultramafiques ophiolitiques de Thetford qui présentent des moyennes de 4,6 et 0,6 ppm avec des seuils anomaux (98^{e} percentile) à 1,0 et 1,7 ppm respectivement.

Des échantillons de sol prélevés sur une minéralisation en antimoine (New Richmond (**44**)) ont donné une moyenne d'environ 10 ppm Sb, avec une teneur maximale à 336 ppm (Landry, 1982).

Nous ne possédons aucune information sur le contenu en antimoine dans les eaux souterraines. Les travaux de Rose et al. (1979) suggèrent une moyenne à 2 ppb.

Sélénium

La limite de détection analytique de 10 ppm pour le sélénium est beaucoup plus élevée que sa concentration moyenne dans l'environnement. Les moyennes géométriques sont donc surévaluées et varient très peu, soit entre 10,0 et 10,3 alors que les seuils anomaux (98^{e} percentile) atteingnent 15 ppm.

Nous n'avons observé aucune augmentation significative des teneurs en fonction de diverses lithologies.

Nous n'avons pas de données pour le sélénium dans les eaux. Les travaux de Rose et al. (1979) avancent une moyenne de 0,4 ppb Se.

Uranium

Les moyennes géométriques pour l'uranium dans les sols varient entre 0,37 ppm à 3,3 avec des seuils anomaux à 1,9 et 61,6 ppm U. De façon générale, l'uranium dans les sols des Basses-Terres est environ cinq fois plus faible que dans les autres provinces géologiques. Ceci résulte de l'influence de certaines lithologies dont à titre d'exemple les granites et pegmatites dans le secteur de Wakeham (**45**) ou les gneiss granitiques dans le même secteur (Beaumier, 1989b) ou encore les granites de Mont McGerrigle (**30**) (de Römer, 1969) qui présentent des teneurs moyennes de 21, 23 et 18 ppm avec des seuils anomaux (98^{e} percentile) à 65, 81 et 56 ppm respectivement. Dans le secteur des minéralisations uranifères de Zita (**46**) à la Baie de James, les sols présentaient des teneurs moyennes de 5 000 ppm avec des teneurs extrêmes atteignant 41 600 ppm U (Otis, M., 1980).

Les moyennes géométriques dans les eaux souterraines varient entre 0,35 ppb U dans le Grenville à 0,97 ppb U dans les Basses-Terres avec des seuils anomaux (98^{e} percentile) à 2,0 et 45 ppb respectivement.

Zinc

Les moyennes géométriques du contenu en zinc varient entre 26,6 dans certaines parties du Grenville à plus de 98,6 ppm dans la fosse du Labrador avec des seuils anomaux à 121 et 618 ppm respectivement. D'une façon générale, les niveaux de concentrations dans la fosse du Labrador sont environ trois fois plus élevés que dans le Grenville. Ceci résulte de l'influence marquée de nombreuses lithologies dont notamment : les agglomérats et tuff (Fm. Bacchus (**7**)), rhyodacite (Fm. de Murdoch (**4**)) ou les microconglomérats arkosiques (Fm. Chakonipau (**5**)) qui présentent des moyennes de 241, 196, 171 ppm, avec des seuils anomaux à 893, 517 et 316 ppm Zn respectivement (Beaumier, 1986a). Des échantillons provenant des minéralisations zincifères de Rivière Témiscamie (**41**) (Maurice, 1967), de Robidoux (**47**) (Richard, 1971) de lac Albanel (**2**) (Tauchid, 1975) ont donné des teneurs moyennes de 100, 200 et 50 ppm avec des teneurs extrêmes à 2 200, 15 200 et 2 600 ppm Zn.

Les moyennes dans les eaux souterraines varient entre 22,9 ppb dans les Appalaches à 104 ppb dans le Supérieur, avec des seuils anomaux (98^{e} percentile) à 1 065 et 2 609 ppb respectivement. Certaines lithologies, dont les paragneiss et les conglomérats dans le Supérieur, présentent des moyennes de 633 et 403 ppb Zn avec des seuils anomaux à 4 407 et 2 668 ppb Zn respectivement. Les grès, schistes et ardoises de la formation de Compton (**24**) dans les Appalaches présentent une moyenne de 100 ppb avec un seuil anomal à 705 ppb Zn.

De plus, plusieurs échantillons prélevés à même les minéralisations zincifères de Orchan (**48**), Louvem (**49**) et Manitou (**15**) ont donné des teneurs moyennes de 135, 800 et 1 000 ppb avec des teneurs extrêmes atteignant 340 ppb, 280 ppm et 9 600

ppm (Lalonde, J.-P., comm. pers.).

Fluor

Nous n'avons que très peu d'information sur le fluor dans les sols. Un seul levé a été dosé pour le fluor (Henry, 1984). Ce levé a été effectué dans le secteur de St-Fabien (**10**). La moyenne y est de 171 ppm avec un écart type de 61 ppm. Le seuil anomal (98^{e} percentile) est à 310 ppm.

Dans les eaux souterraines, les moyennes géométriques varient entre 70 dans les Appalaches à 210 ppb dans les Basses-Terres, avec un seuil anomal (98^{e} percentile) à 520 et à 1 440 ppb respectivement. Seul les carbonatites d'Oka (**34**) et de St-André (**35**) présentent une caractéristique vraiment démarquée pour le fluor. Ils présentent une teneur moyenne de 370 ppb F avec un seuil anomal à 2 500 ppb (Pelletier, 1984).

Des échantillons provenant de la minéralisation en Niobium à l'intérieur de la carbonatite de St-Honoré (**50**) au Saguenay ont donné une teneur moyenne en fluor de 1 611 avec une teneur extrême à 1 950 ppb (Lalonde, J.-P., comm. pers.).

REMERCIEMENTS

Nous tenons à souligner la précieuse collaboration de Michel Leduc, du service de la Géoinformation, qui à procédé aux extractions de la base de données, et de Robert Tremblay du service du développement minier, qui a contribué à l'amélioration du manuscrit.

RÉFÉRENCES

Allan, R.J., 1973. Surficial dispersion of trace metals in artic Canada : a nickel deposit. Raglan Area, Cap Smith-Wakehan Bay belt, Ungava, Energy, Mines & Resources, Canada. G.S.C., paper 73-1, part B.

Beaumier, M., 1984. Levé pédogéochimique de la région de Montauban, comté de Portneuf. M.E.R., Québec, DP-83-22.

Beaumier, M., 1986a. Géochimie des sédiments de lac dans la région de Schefferville. Données complémentaires. M.E.R., MB 87-32.

Beaumier, M., 1986b. Géochimie des sédiments de lac dans la région de la rivière Caniapiscau. M.E.R., DP-86-23.

Beaumier, M., 1989a. Carte géochimique des sédiments de lac, région de Fermont. M.E.R., MB 89-33.

Beaumier, M., 1989b. Géochimie des sédiments de lac, région de Havre-Saint-Pierre. M.E.R., MB 89-46.

Beaumier, M., 1989c. Multi-element geochemical domains - an aid to exploration. in: Proceedings of Exploration 87: third decennial Internationnal conference on Geophysical and Geochemical Exploration for minerals and groundwaters. Ed.: Garland, G. D., Ontario Geological Survey, Special volume 3, pp. 439-447.

Beaumier, M., 1991. L'or dans l'humus, région de Chibougamau-Chapais. in: Séminaire d'information 1991. M.R.N., DV 91-26.

Burzynski, J. F., 1992. Soil and till geochemistry of recent gold discoveries, Bellechasse region, Québec. in: Résumé des conférences, 5° congrès annuel de APGGQ, Stoneham 1992.

Choinière, J., 1982. Trace element geochemistry in stream sediments in relation to the bedrock geology in the Gaspé area, Québec. in: Prospecting in areas of glaciated terrain - 1982, Ed. Davenport P. H., CIMM pp. 105-131.

Choinière, J., 1984. Données brutes de la géochimie des sols et des tills de la région de Thetford-Mines. M.E.R., DV-84-16.

De Römer, H.S., 1969. Géologie de la région du lac Madeleine, comté de Gaspé-Nord. M.R.N., RP-577.

Dilabio, R.N.W., 1979. Glacial dispersal of rocks and minerals at the South end of lac Mistassini, Québec, with special reference to the ICON dispersal train. C.G.C., Geological Survey, bull. 323.

Felder, F., 1972. Projet Fortin (10-714) SOQUEM, M.E.R., GM 28010.

Felden, F., 1974. A case hystory of a reconnaissance geochemical discovery in the Grenville Province, Geoch. Expl., vol. 3.

Gagné, R., Guimont, J., 1983. Méthodes de dosage des éléments en trace dans les sédiments, les roches et les eaux, M.R.N., Centre de Recherches minérales, AC-9..

Goyer, M., Langlais, L., 1984. Évaluation du potentiel économique de la faille Grand-Pabos : secteur de Port-Daniel. M.E.R., DV-84-08.

Guimont, J., Pichette, M., 1977. Méthodes de dosage des éléments en trace dans les sédiments, les roches et les eaux. M.R.N., Centre de Recherches minérales, AC-4..

Guimont, J., Labonté, A., Tremblay, C. 1981. Analyse d'échantillons géochimiques par spectrométrie d'émission atomique au plasma. M.R.N., Centre de Recherches minérales, AC-6..

Henry, J., 1984. Évaluation du potentiel minéral de la région de St-Fabien. M.E.R., DP 83-19.

Kirouac, F., 1996. Répertoire des données géochimiques du Québec, 1996, M.R.N., MB 96-02.

Kish, L., 1968. Rapport de levés géochimiques et géophysiques dans la région du lac Otelnuk, M.R.N., DP 4.

Lalonde, J.-P., 1983. Groundwater geochemistry in the Abitibi vocanic belt of Québec. Journal of geochemical exploration, 19, p.207-223.

Lalonde, J.-P., Chouinard, N., Bergeron, R., 1980. Atlas géochimique des eaux souterraines - Région de l'Abitibi. M.R.N., DPV-725.

Landry, D., 1982. Projet Cap Brulé 10-318. Rapport des travaux, SOQUEM. M.E.R., GM 39686.

Landry, D., Simoneau, D., 1985. Projet Reboul 1000326. Rapport des travaux SOQUEM, M.E.R., GM 41871.

Leduc, M., 1981. Levés géochimiques, géologiques et géophysiques sur la propriété du lac Fabiola. M.E.R., DP-827.

Leduc, M.J., 1984. Évaluation du potentiel en molybdène de la portion orientale de la ceinture de Frotet-Evans : Géochimie des sols. M.E.R., MB 84-19.

Marleau, R., 1969. Rapport mag-géochimie, pour Pacific Nickel Ltd. M.E.R., GM 25908 et 25670.

Maurice, Y., 1967. Levé géochimique, SOQUEM, GM 21176-P.

Otis, M., 1980. Programme UQUAT, campagne d'été 1979, SDBJ. M.E.R., GM 38448.

Otis, M.B., 1985. Géochimie des sols, région du lac Dunphy, M.E.R., MB 85-71.

Painter, S., Cameron, E. M., Allan, R., Rouse, J., 1994. Reconnaissance geochemistry and its environmental relevance. Journal of geochemical exploration, 51, p. 213-246.

Pelletier, M., 1984. Atlas géochimique des eaux souterraines de la région de Montréal. M.E.R., DV-84-14.

Pelletier, M., 1990. Géochimie de Au, As, W et Sb dans les sédiments de ruisseau de la région de Ste-Cécile de Whitton, Estrie-Beauce, M.E.R., MB 90-23.

Richard, M., 1971. Anomalie no 21, projet 11-343, rapport général (SOQUEM). M.E.R., GM 27257.

Rose, A.-W., Hawkes, H.E., Webb, J.S., 1979. Geochemistry in mineral exploration. Academic Press, New York, N.Y.

Tauchid, M., 1971. Mistassini projet 11-631, Geochimical report on anomaly F. South. M.E.R., GM 26701.

Tauchid, M., 1975. Lac Albanel Ca, Rb, Zn prospect, Québec (case history). Journal of Geochemical Exploration, vol. 4, p. 143-147.

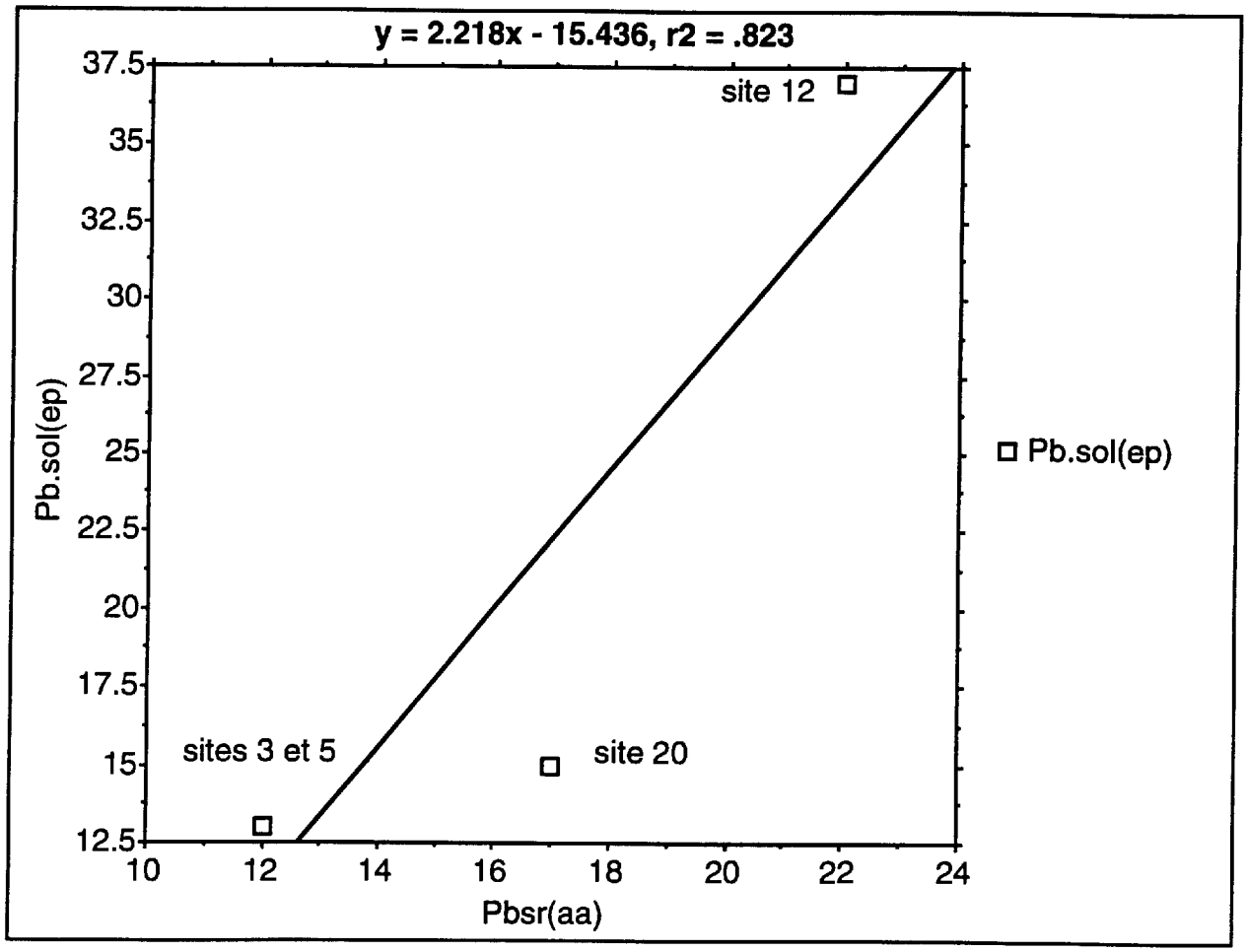
Thornton, I., Webb, J.S., 1980. Regional distribution of trace element problems in Great Britain in Davies, B.E. - Applied Soil trace elements. Ed. John Wiley and Sons Ltd., 482 p.

Tremblay, R.L., Cockburn, G.H., Lalonde, J.-P., 1975. Géochimie des sédiments de ruisseau, région du Mont-Albert. M.R.N., ES-19.

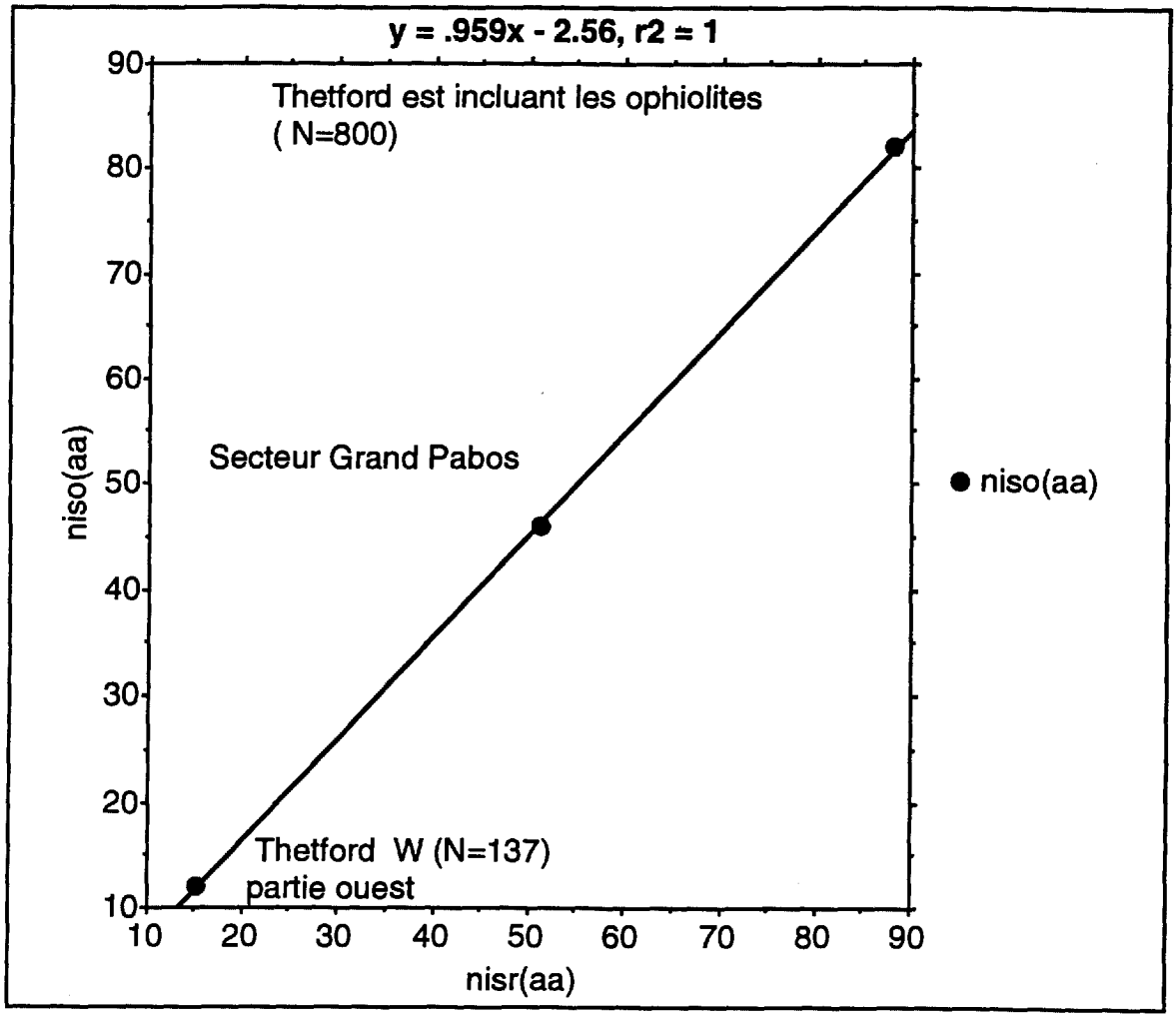
NOTE: Les références du M.R.N. et du M.E.R. sont disponibles au Centre de diffusion du service de la Géoinformation à Charlesbourg.

ANNEXE 1

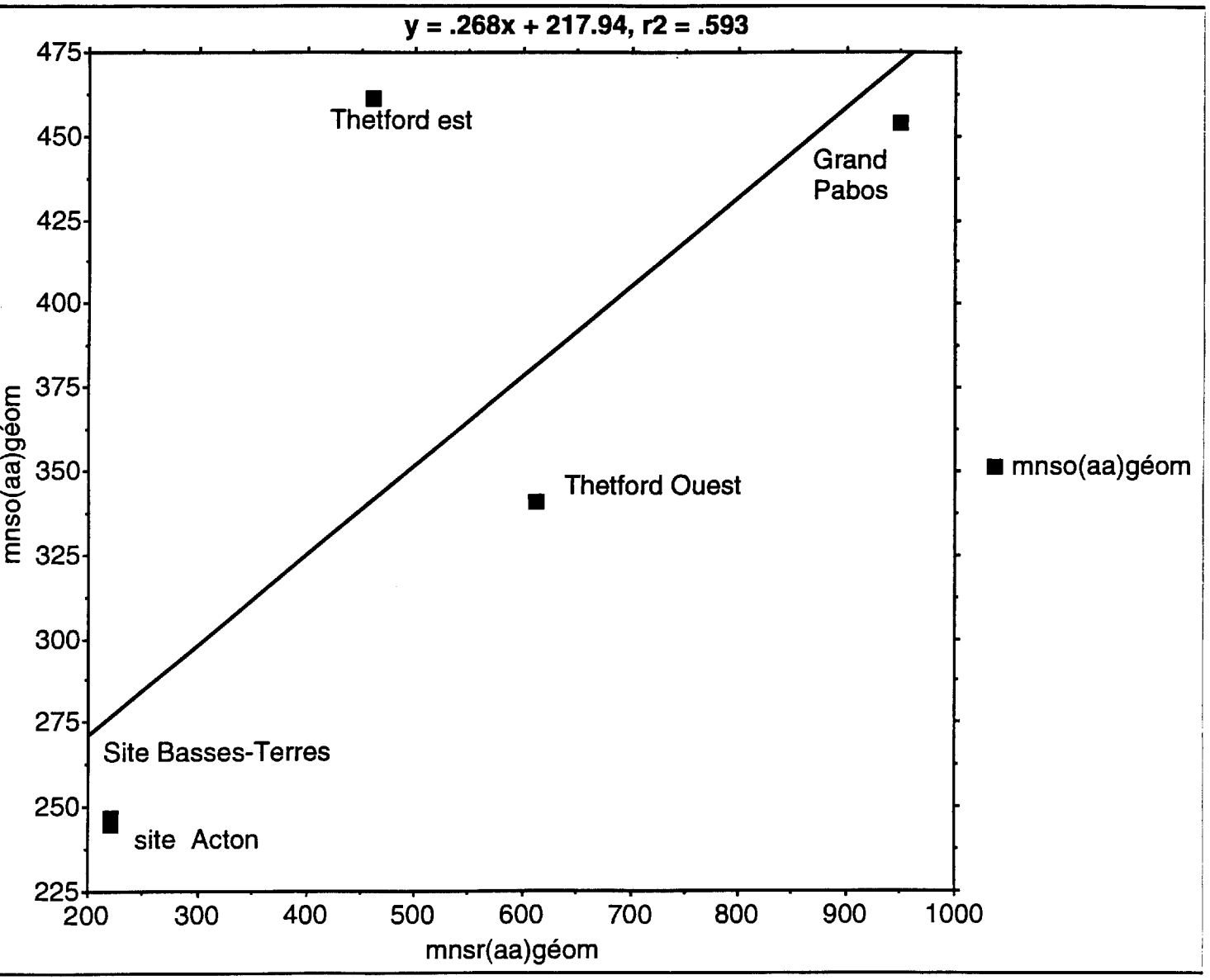
COMPARAISONS ENTRE LES SOLS ET LES SÉDIMENTS DE RUISSEAU



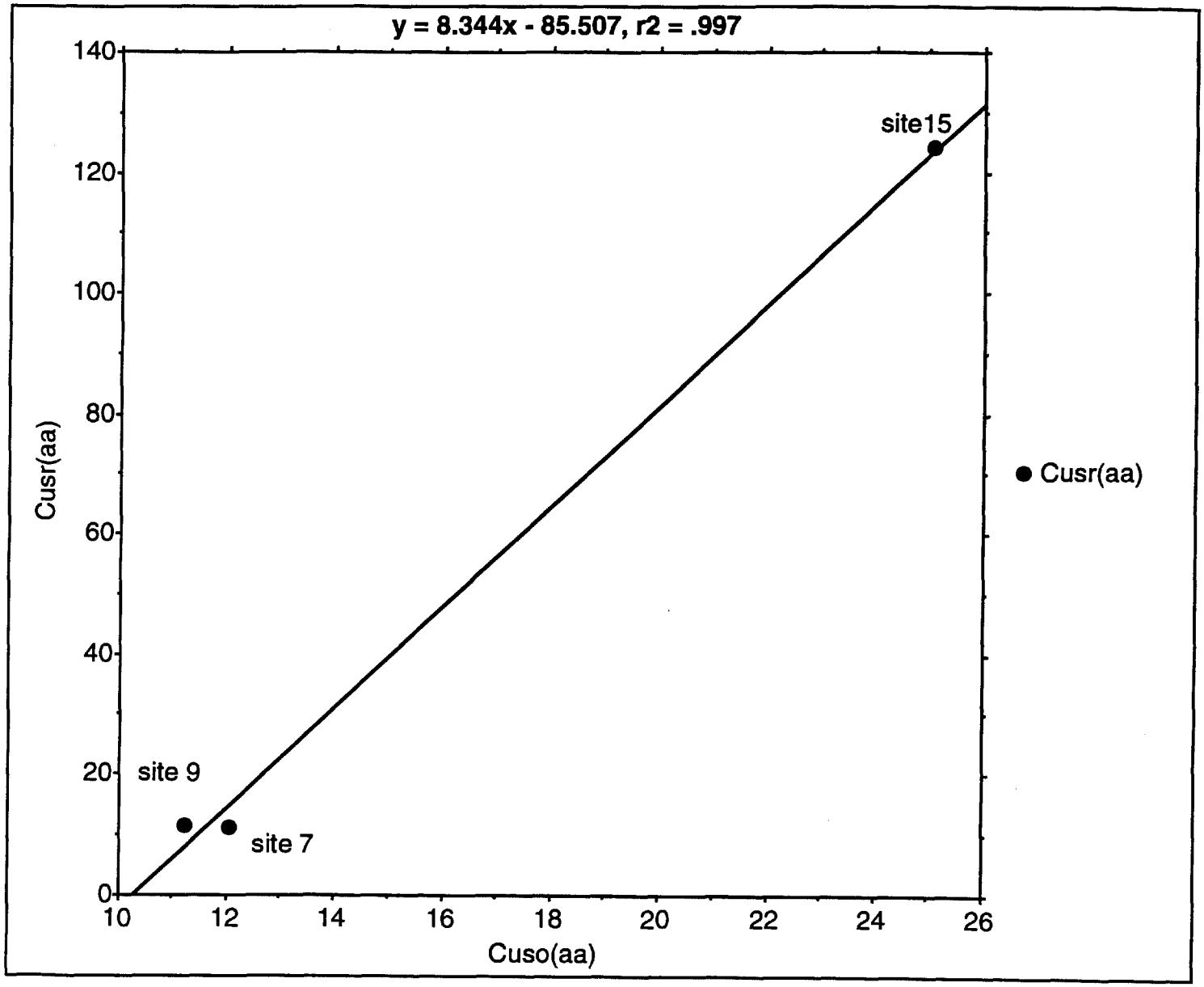
Comparaison des teneurs (ppm) moyennes en plomb entre les sols (so) et les sédiments de ruisseau (sr).
(analyses effectuées par aa (absorption atomique))



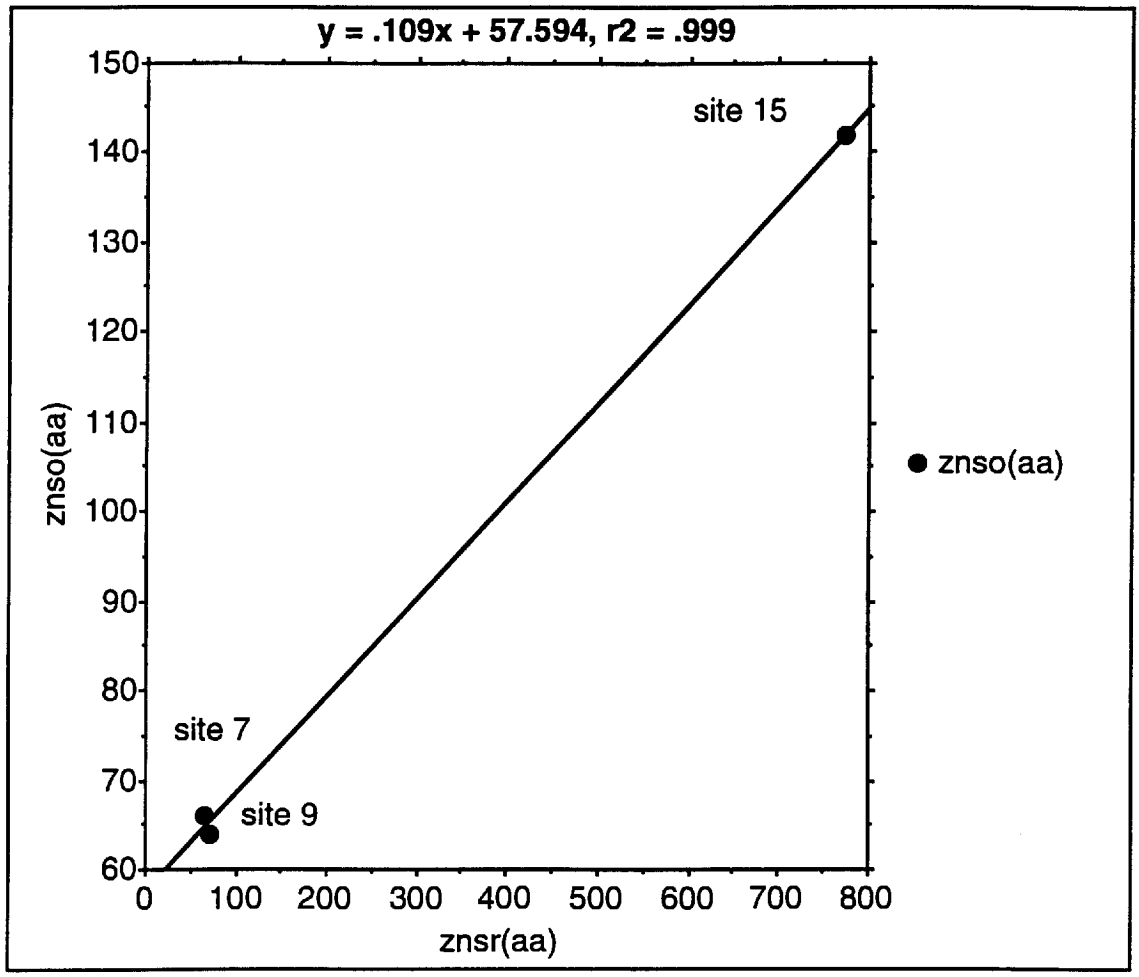
Comparaison des teneurs (ppm) moyennes en **nickel** entre les sols (so) et les sédiments de ruisseau (sr).
(analyses effectuées par aa (absorption atomique))



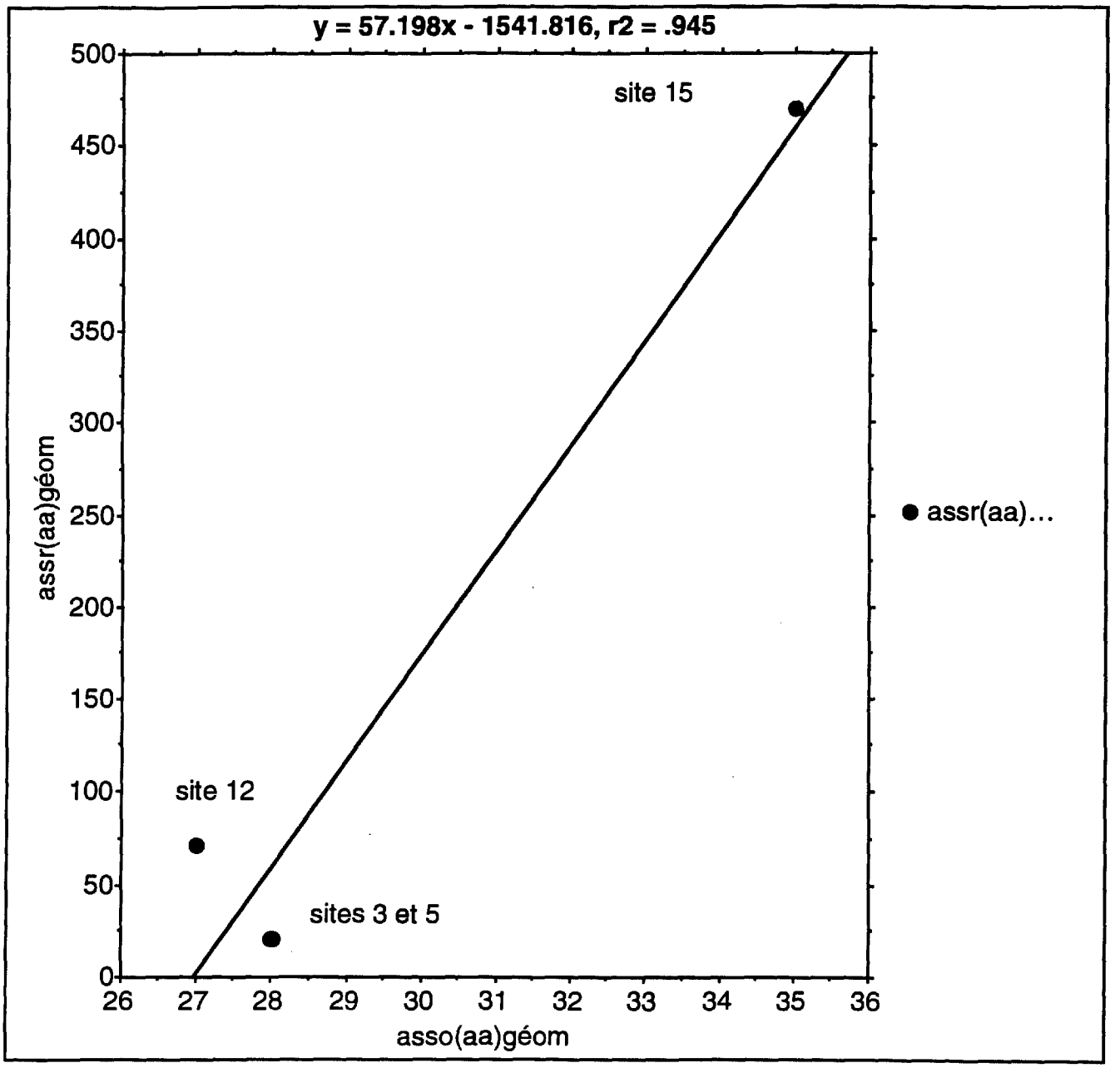
Comparaison des teneurs (ppm) moyennes en **manganèse** entre les sols (so) et les sédiments de ruisseau (sr).
(analyses effectuées par aa (absorption atomique))



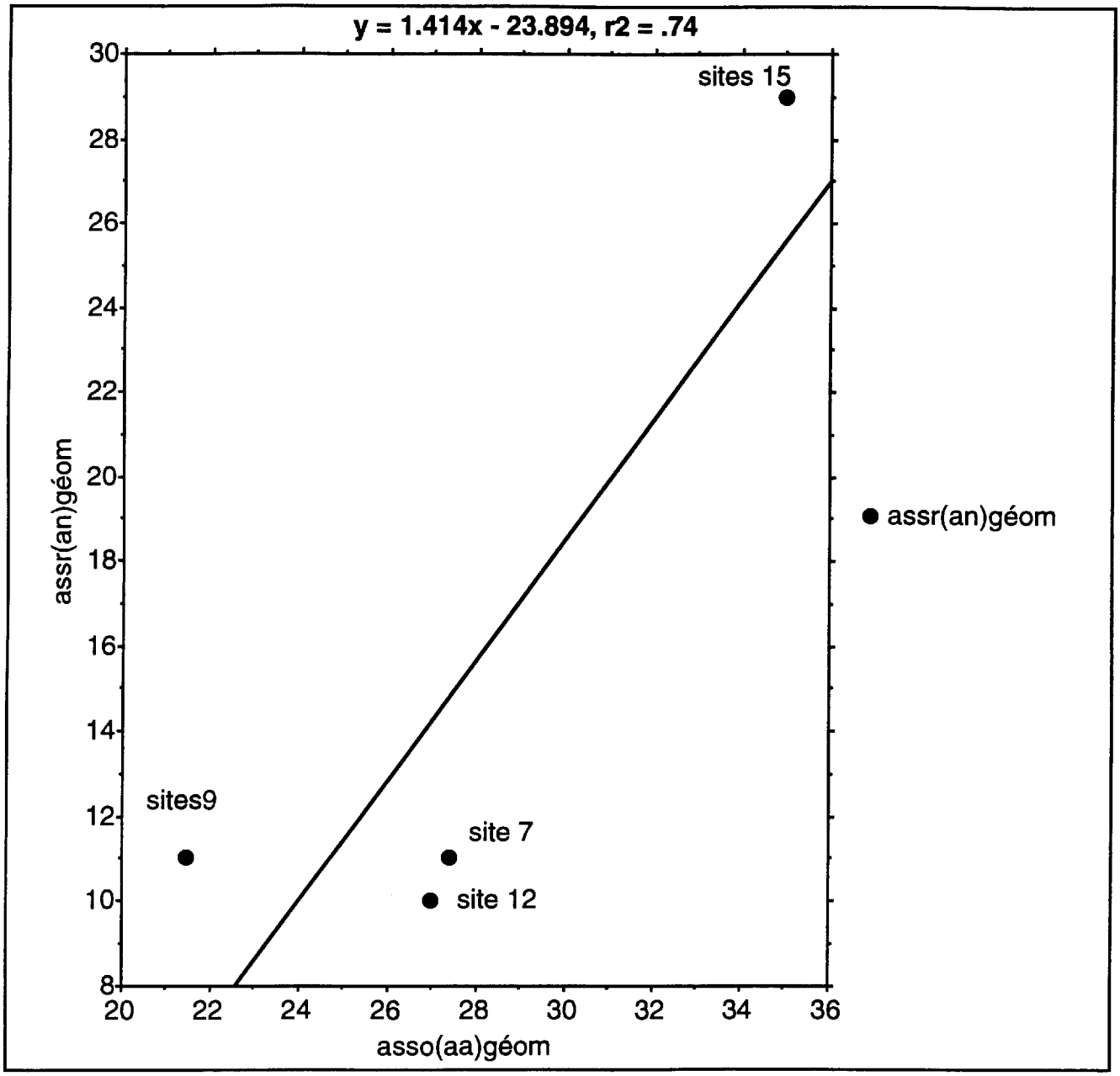
Comparaison des teneurs (ppm) moyennes en **cuivre** entre les sols (so) et les sédiments de ruisseau (sr).
(analyses effectuées par aa (absorption atomique))



Comparaison des teneurs (ppm) moyennes en **zinc** entre les sols (so) et les sédiments de ruisseau (sr).
(analyses effectuées par aa (absorption atomique))



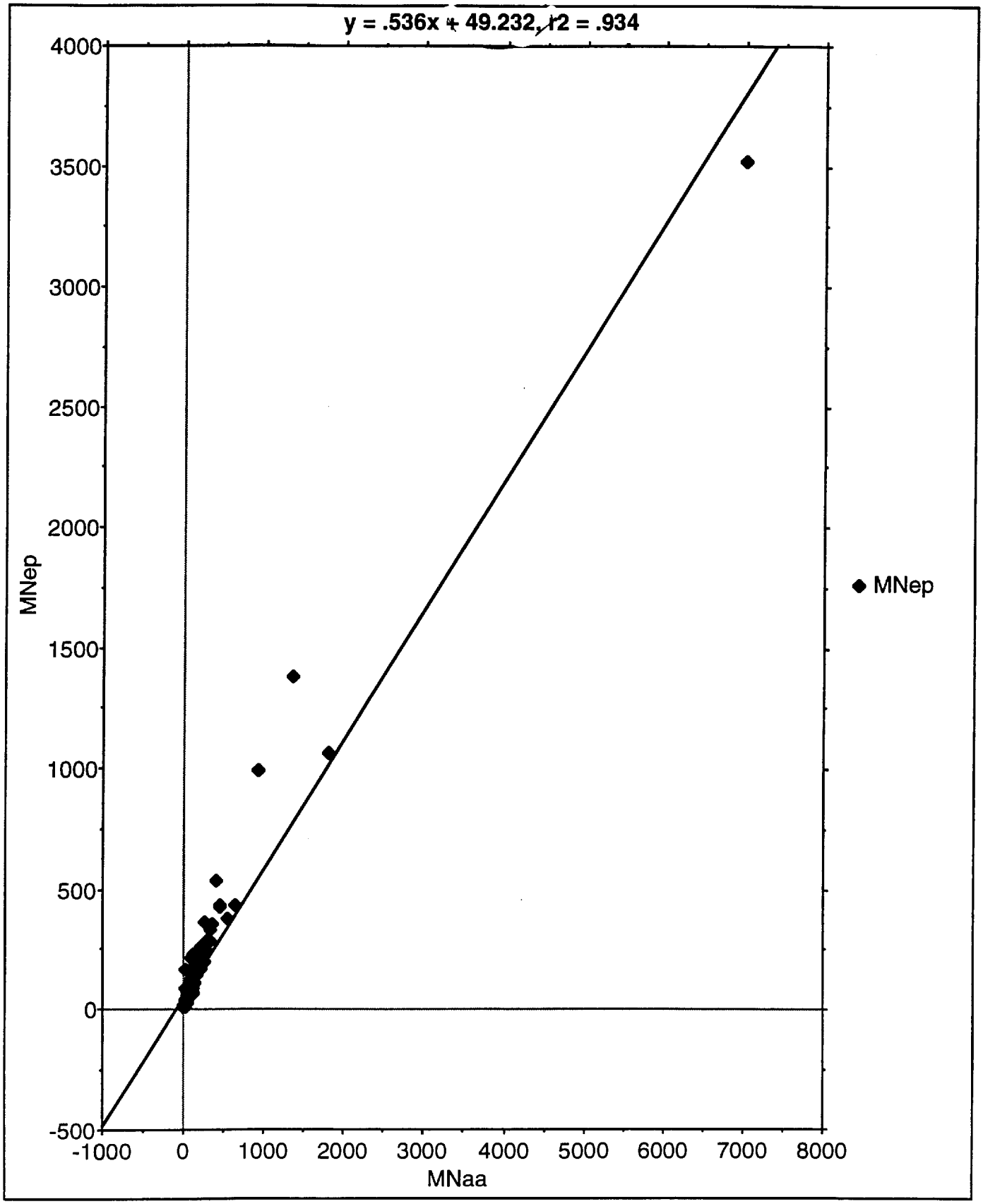
Comparaison des teneurs (ppm) moyennes en **arsenic** entre les sols (so) et les sédiments de ruisseau (sr).
(analyses effectuées par aa (absorption atomique))



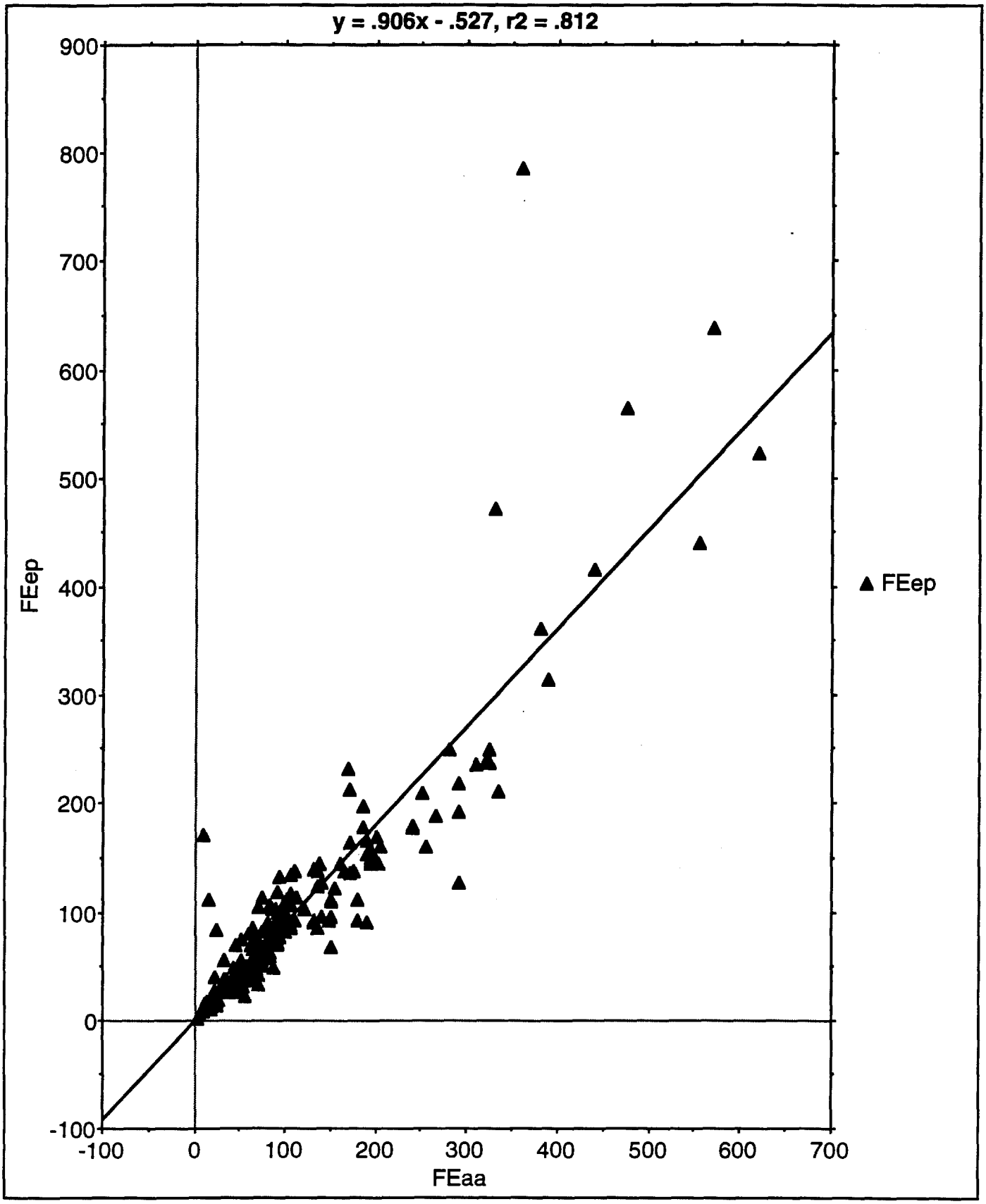
Comparaison des teneurs (ppm) moyennes en **arsenic** entre les sols (so) et les sédiments de ruisseau (sr).
(analyses effectuées soit par aa (absorption atomique) ou par an (activation neutronique)

ANNEXE 2

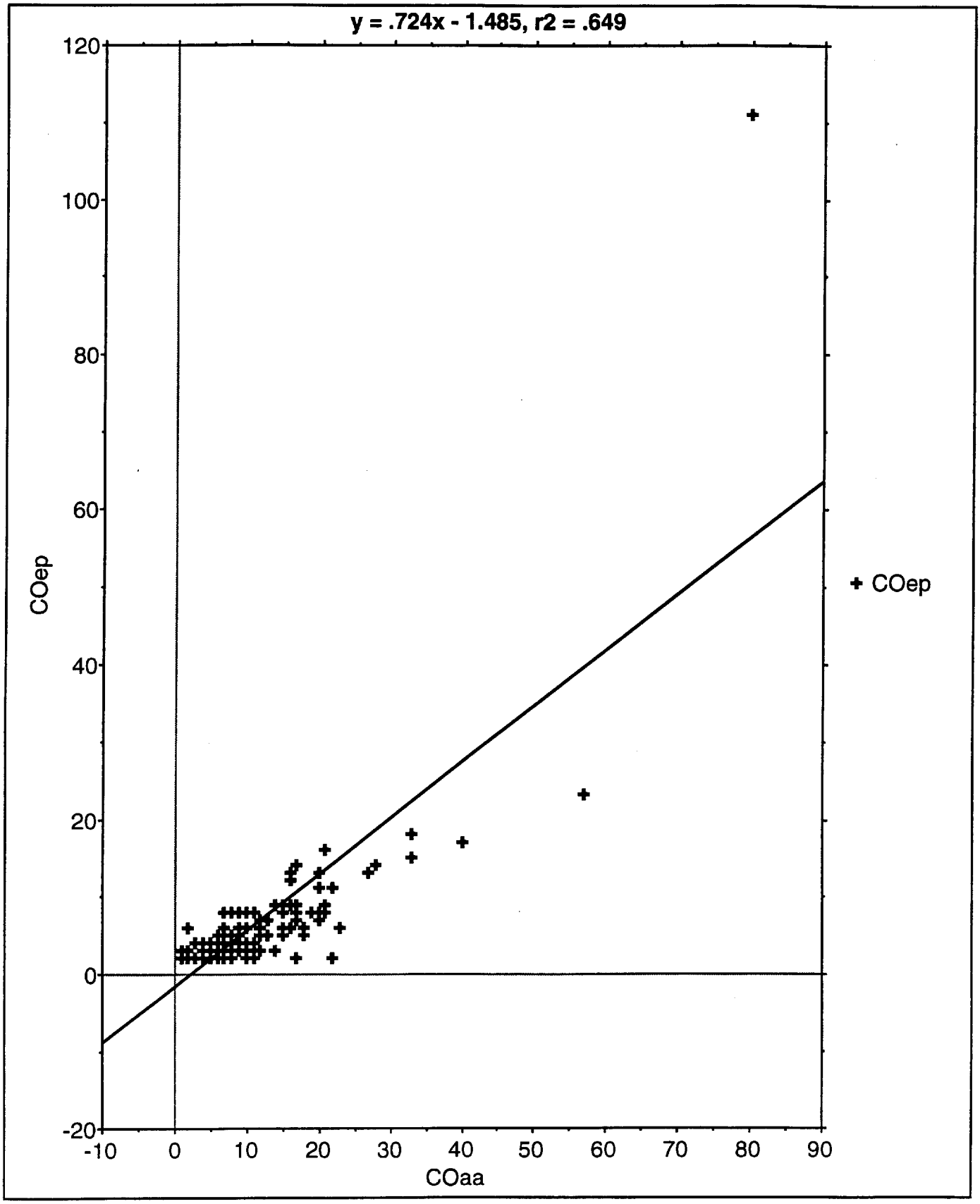
COMPARAISON ENTRE LES DONNÉES FOURNIES PAR ABSORPTION ATOMIQUE PAR RAPPORT À CELLES FOURNIES PAR SPECTROMÉTRIE D'ÉMISSION ATOMIQUE AU PLASMA



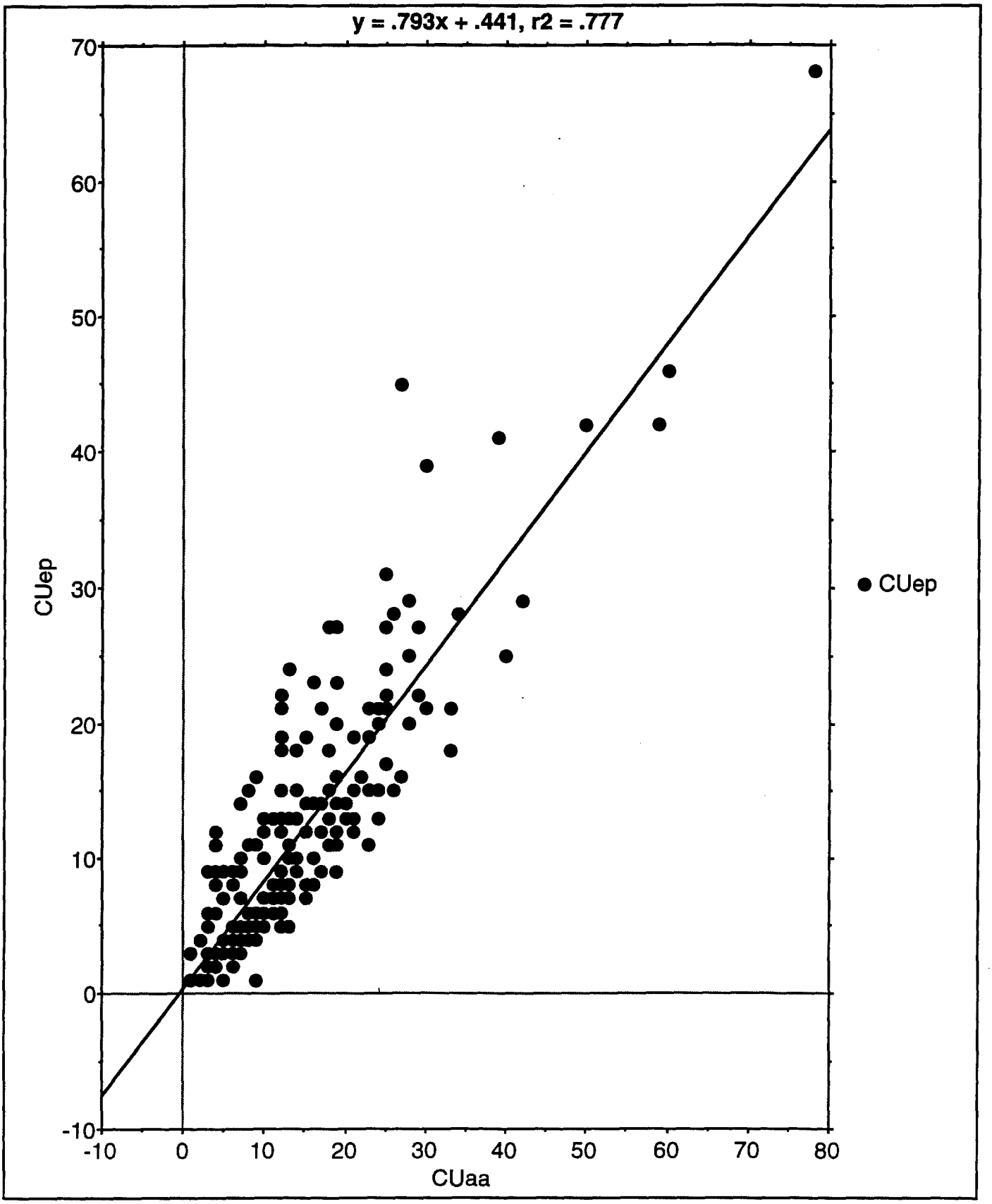
Comparaison des teneurs (ppm) en **manganèse** entre les analyses effectuées à l'absorption atomique (aa) et à l'émission atomique au plasma (ep)



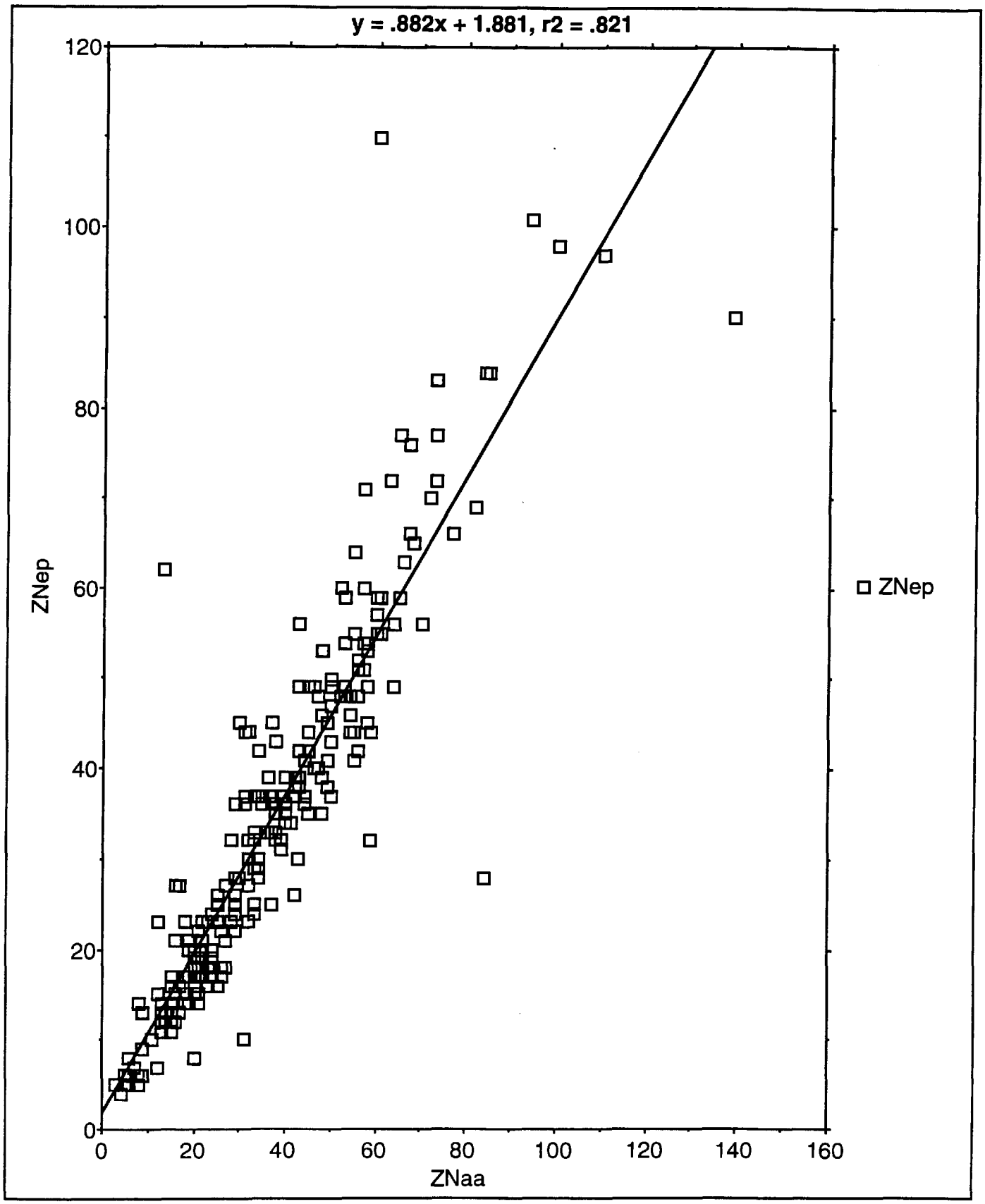
Comparaison des teneurs (centième de %) en **fer** entre les analyses effectuées à l'absorption atomique (aa) et à l'émission atomique au plasma (ep)



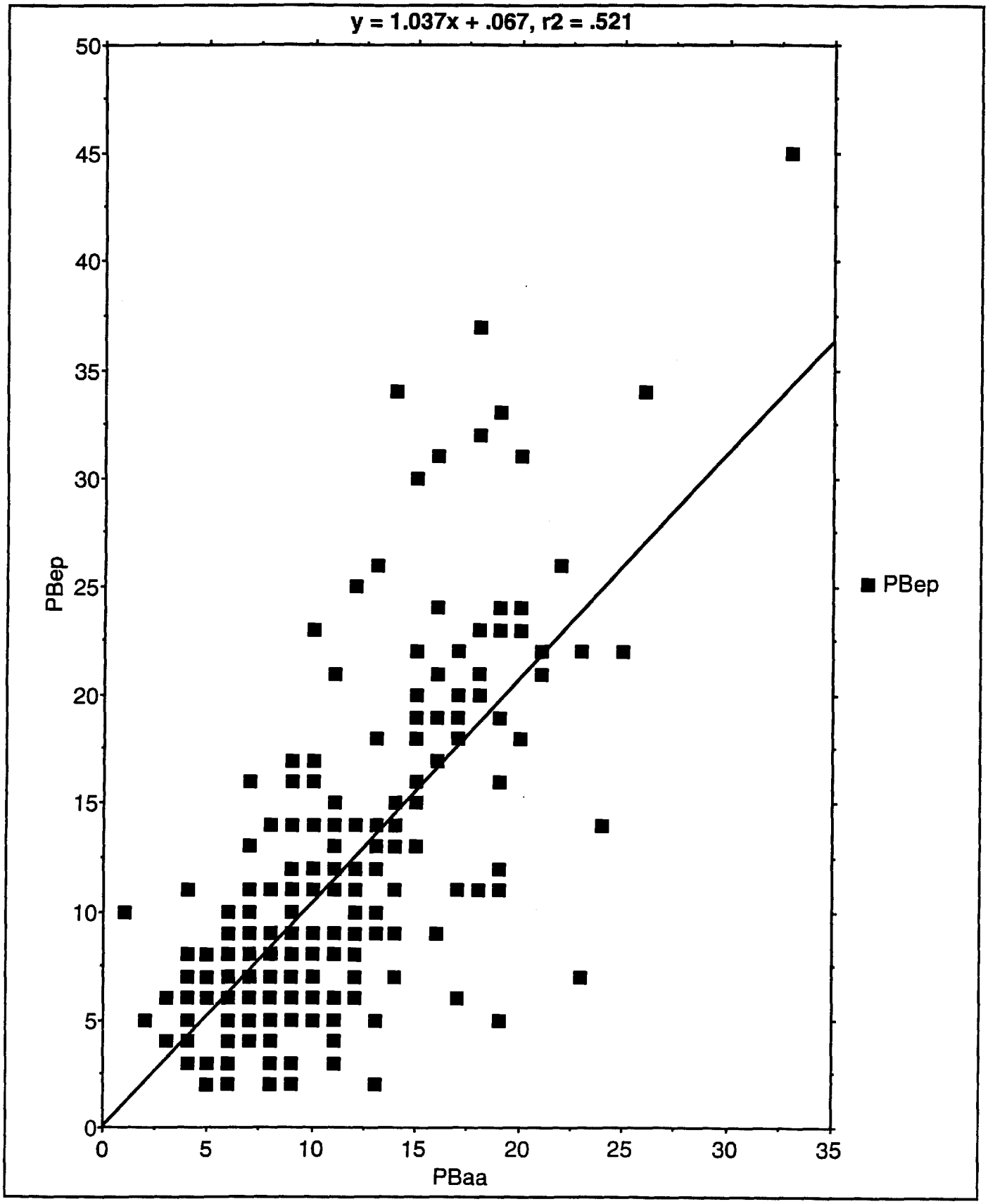
Comparaison des teneurs (ppm) en **cobalt** entre les analyses effectuées à l'absorption atomique (aa) et à l'émission atomique au plasma (ep)



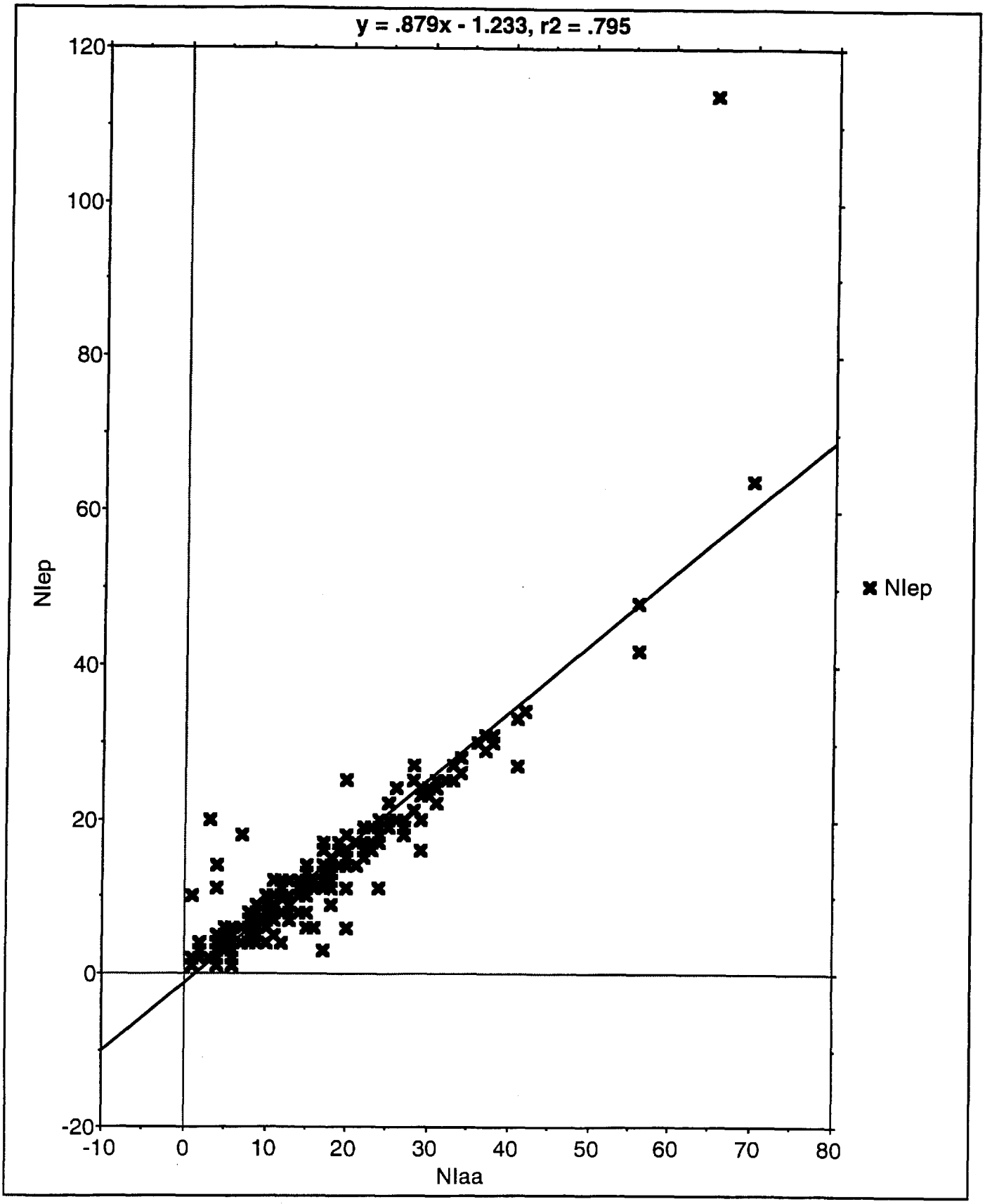
Comparaison des teneurs (ppm) en **cuivre** entre les analyses effectuées à l'absorption atomique (aa) et à l'émission atomique au plasma (ep)



Comparaison des teneurs (ppm) en **zinc** entre les analyses effectuées à l'absorption atomique (aa) et à l'émission atomique au plasma (ep)



Comparaison des teneurs (ppm) en **plomb** entre les analyses effectuées à l'absorption atomique (aa) et à l'émission atomique au plasma (ep)



Comparaison des teneurs (ppm) en **nickel** entre les analyses effectuées à l'absorption atomique (aa) et à l'émission atomique au plasma (ep)

ANNEXE 3

DONNÉES STATISTIQUES POUR DIFFÉRENTS SECTEURS DES PROVINVES GÉOLOGIQUES

NOTE: Les secteurs sont localisés sur les figures 2 et 3

ARGENT ppm
sédiments ou sols

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	457	<0,2	0,5	0,27	0,10	0,25	–	–	–	–	–	–	–
B1	313	<0,2	0,2	0,20	–	–	–	–	–	–	–	–	–
B2	144	<0,4	0,5	0,41	0,02	0,40	–	–	–	–	–	–	–
A	15 586	<0,1	100	0,28	0,82	0,10	0,22	0,24	0,42	0,44	0,62	0,82	1,02
A1	10 587	<0,1	1,2	0,13	0,05	0,12	–	–	–	–	–	–	–
A2	2 538	<0,1	800	1,40	17,10	0,68	0,64	0,80	0,96	1,12	1,28	1,44	1,92
A3	5 985	<0,1	1,35	0,40	0,01	0,40	–	–	–	–	–	–	–
A4	11 319	<0,2	14	0,20	0,15	0,20	–	–	–	–	–	–	–
G	15 352	<0,4	12,1	0,41	0,17	0,40	–	–	–	–	–	–	0,5
G1	12 253	<0,4	12,1	0,41	0,19	0,40	–	–	–	–	–	0,5	0,6
G2	1 055	<0,4	1,6	0,40	0,05	0,39	–	–	–	–	–	–	0,5
G3	5 600	<0,4	0,4	0,40	–	–	–	–	–	–	–	–	–
G4	3 951	<0,4	4,8	0,40	0,08	0,40	–	–	–	–	–	–	–
S	4 182	<0,1	7,2	0,33	0,18	0,30	–	–	–	–	–	0,5	0,6
S1	4 930	<0,4	9	0,42	0,21	0,41	–	–	–	–	–	0,6	0,7
S2	5 588	<0,4	33,4	0,42	0,48	0,41	–	–	–	–	–	0,6	0,8
S3	2 032	<0,4	0,4	0,40	–	–	–	–	–	–	–	–	–
S4	5 594	<0,1	0,7	0,20	0,03	0,19	–	–	–	–	–	–	–
F	10 428	<0,4	10	0,44	0,24	0,40	–	–	–	–	–	0,8	1,2

ARGENT ppb
eaux souterraines

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	0												
A	0												
G	0												
S	0												

Note: Le symbole "<" (plus petit que) indique que la teneur minimum mesurée est supérieure au minimum réel. Dans ce cas les moyennes calculées sont elles aussi supérieures aux moyennes réelles et c'est pour alléger le tableau que les symboles "<" n'apparaissent pas devant ces moyennes.

ALUMINIUM %

sédiments ou sols

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	144	0,44	3,41	1,894	0,78	1,716	1,28	1,87	2,49	3,06	3,18	3,37	3,39
B1	0												
B2	144	0,44	3,41	1,894	0,78	1,716	1,28	1,87	2,49	3,06	3,18	3,37	3,39
A	5 985	0,02	4,55	1,564	0,469	1,478	1,29	1,55	1,83	2,13	1,34	2,63	2,82
A1	0												
A2	0												
A3	5 985	0,02	4,55	1,564	0,469	1,478	1,29	1,55	1,83	2,13	1,34	2,63	2,82
A4	0												
G	15 352	0,02	5,94	0,969	0,802	0,703	0,40	0,70	1,30	2,14	2,67	3,26	3,64
G1	12 253	0,06	5,96	1,399	0,864	1,125	0,72	1,23	1,91	2,61	3,01	3,51	3,94
G2	1 055	0,05	3,39	0,712	0,489	0,581	0,40	0,57	0,87	1,39	1,70	2,11	2,54
G3	5 600	0,04	3,93	0,619	0,423	0,498	0,32	0,52	0,81	1,17	1,43	1,77	2,08
G4	3 951	0,02	4,55	0,61	0,476	0,479	0,30	0,48	0,76	1,17	1,54	2,01	2,37
S	3 892	0,02	5,46	1,53	0,845	1,258	0,85	1,44	2,08	2,69	3,02	3,48	3,72
S1	4 930	0,02	4,82	1,383	0,685	1,208	0,87	1,30	1,79	2,27	2,66	3,10	3,37
S2	5 588	0,02	6,11	1,887	0,929	1,62	1,20	1,82	2,46	3,10	3,56	4,07	4,46
S3	1 977	0,08	4,51	1,168	0,75	0,928	0,56	1,01	1,62	2,25	2,57	3,04	3,37
S4	674	0,08	4,48	0,897	0,762	0,637	0,33	0,65	1,18	2,05	2,68	3,02	3,41
F	10 428	0,02	7,12	1,34	0,84	1,069	0,67	1,20	1,84	2,52	2,91	3,36	3,65

ALUMINIUM ppm

eaux souterraines

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	0												
A	0												
G	0												
S	745	0,04	64,10	0,284	2,502	0,077	0,05	0,06	0,12	0,23	0,53	1,35	4,23

ARSENIC ppm
sédiments ou sols

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	457	0,5	17,7	2,14	1,65	1,72	1,1	1,8	2,7	3,8	5	6	8,2
B1	313	0,5	17,7	2,13	1,52	1,75	1,2	1,9	2,7	3,6	4,4	5,5	6
B2	144	0,5	13,2	2,15	1,92	1,65	1	1,5	2,6	4,8	5,8	8,2	9,7
A	12 666	<1	175	8,7	7,4	7,1	5	7	10	15	19	27	35
A1	6 772	<1	71	6,8	3,4	6	5	6	8	10	12	15	18
A2	2 134	<1	47	6,1	4	5	3	5	8	11	13	16	20
A3	5 983	<1	175	7,4	6,5	6	4	6	9	12	16	24	33
A4	11 214	<1	288	11,1	10,1	9,3	7	9	13	19	24	34	46
G	15 352	<1	200	2,3	5	1,5	–	–	–	4	7	14	21
G1	12 253	<1	127	1,4	2,2	1,2	–	–	–	2	3	5	8
G2	1 055	0,5	49,8	0,91	2,19	0,63	–	–	–	1,2	2,5	5,4	7,6
G3	5 600	<1	97	1,8	2,3	1,4	–	–	–	3	5	8	11
G4	3 421	<1	200	4,8	9,2	2,4	–	–	4	11	19	33	44
S	5 187	<1	217	1,58	6,13	0,96	0,5	1	1,2	2,2	3	5,2	11,3
S1	4 914	0,5	186	0,91	3,51	0,62	–	–	–	1,1	2	4,6	7
S2	5 587	<1	157	1,2	2,4	–	–	–	–	–	–	4	5
S3	1 763	<1	574	3	17,9	1,4	–	–	–	3	7	20	35
S4	5 594	0,1	300	1,5	5	1	0,5	1,1	1,9	2,6	3,1	4	5
F	9 387	0,2	240	4,3	7,6	2,1	0,6	2	5	9	14	26	34

ARSENIC ppb
eaux souterraines

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	6 486	<1	26	2,1	0,9	2	–	–	–	–	–	–	5
A	14 851	<1	3 500	3,2	31	2,3	–	–	–	4	6	13	20
G	1 046	<1	2	1,8	0,4	1,8	–	–	–	–	–	–	–
S	5 482	<2	490	3,4	8,9	2,6	–	–	–	5	8	13	18

Note: Le symbole "<" (plus petit que) indique que la teneur minimum mesurée est supérieure au minimum réel. Dans ce cas les moyennes calculées sont elles aussi supérieures aux moyennes réelles et c'est pour alléger le tableau que les symboles "<" n'apparaissent pas devant ces moyennes.

BARYUM ppm
sédiments ou sols

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	457	5	732	114,5	79,1	91,3	66	99	147	197	262	336	398
B1	313	5	732	107,9	85,8	85,8	60	91	124	204	275	381	413
B2	144	30	347	128,7	59,8	115,8	89	119	158	196	238	324	336
A	4 979	1	2 983	143,6	129	114,7	76	107	172	266	350	476	580
A1	35	2	161	56,1	48,9	21,4	–	–	–	–	–	–	–
A2	0												
A3	4 979	1	2 983	143,6	129	114,7	76	107	172	266	350	476	580
A4	0												
G	15 352	1	3 419	60,9	68,8	46,3	28	47	76	114	144	198	248
G1	12 253	1	2 792	76	77,3	61,2	41	61	89	131	170	236	308
G2	1 055	4	755	42,4	39,8	33	21	33	52	81	101	130	180
G3	5 600	1	3 419	51	67,5	38,4	23	37	62	100	129	175	218
G4	3 951	2	1 023	61,5	52,5	46,7	28	49	81	117	146	194	233
S	3 892	1	875	106	73,9	85,9	55	90	135	191	237	298	357
S1	4 930	1	1 132	115,6	75,7	98	71	100	141	197	243	310	370
S2	5 588	8	1 492	114,6	81,4	97,8	69	102	139	186	222	282	359
S3	1 977	4	407	58,7	34	50,7	38	52	71	98	119	145	169
S4	674	5	955	88,4	70,4	70,4	47	75	115	153	180	266	318
F	10 428	1	4 026	125,6	89,1	89,1	55	86	140	246	354	545	721

BARYUM ppb
eaux souterraines

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	1 857	18	8 850	411,2	607	192,5	85	221	500	969	1 350	2 213	3 191
A	12 731	20	21 375	87,8	350	41,5	21	25	72	179	290	530	803
G	0												
S	0												

CADMIUM ppm
sédiments ou sols

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	144	<0,2	2,8	0,39	0,33	0,32	–	–	0,4	0,7	0,9	1,5	1,6
B1	0												
B2	144	<0,2	2,8	0,39	0,33	0,32	–	–	0,4	0,7	0,9	1,5	1,6
A	5 985	<0,2	4,9	0,29	0,33	0,24	–	–	–	0,4	0,8	1,3	1,91
A1	0												
A2	0												
A3	5 985	<0,2	4,9	0,29	0,33	0,24	–	–	–	0,4	0,8	1,3	1,91
A4	0												
G	15 352	<0,2	23	0,29	0,37	0,25	–	–	0,3	0,5	0,6	0,9	1,2
G1	12 253	<0,2	23	0,3	0,34	0,26	–	–	0,3	0,5	0,6	0,8	1
G2	1 055	<0,2	2,8	0,32	0,29	0,27	–	–	0,3	0,6	0,9	1,2	1,8
G3	5 600	<0,2	17,9	0,29	0,38	0,25	–	–	–	0,4	0,6	1,1	1,5
G4	3 951	<0,2	10,4	0,27	0,32	0,23	–	–	–	0,4	0,7	1	1,3
S	3 892	<0,1	8,7	0,29	0,28	0,25	–	–	–	–	0,6	0,9	1,2
S1	4 930	<0,1	4,1	0,25	0,16	0,23	–	–	–	–	0,5	0,6	0,8
S2	5 588	<0,1	8,7	0,28	0,29	0,25	–	–	–	–	0,6	0,9	1,2
S3	1 977	<0,2	4,4	0,32	0,28	0,28	–	–	0,4	0,5	0,6	0,9	1,2
S4	674	<0,2	5,2	0,31	0,39	0,25	–	–	–	0,5	0,9	1,3	2
F	10 428	<0,2	57	0,63	1,08	0,44	–	0,4	0,7	1,1	1,6	3	4,5

CADMIUM ppb
eaux souterraines

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	6 744	<0,1	13,8	0,12	0,27	0,11	–	–	–	–	–	0,3	0,5
A	15 528	<0,1	130	0,17	1,38	0,15	–	–	–	–	–	0,7	0,9
G	1 890	<0,1	6	0,15	0,31	0,12	–	–	–	–	–	0,7	1,5
S	5 485	<0,1	30	0,4	0,78	0,27	–	0,3	0,4	0,7	0,9	1,5	2,2

Note: Le symbole "<" (plus petit que) indique que la teneur minimum mesurée est supérieure au minimum réel. Dans ce cas les moyennes calculées sont elles aussi supérieures aux moyennes réelles et c'est pour alléger le tableau que les symboles "<" n'apparaissent pas devant ces moyennes.

COBALT ppm
sédiments ou sols

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	457	1	22	6,6	3,9	5,6	4	6	8	12	16	17	19
B1	313	1	17	5,4	2,6	4,8	4	5	7	9	10	12	13
B2	144	2	22	9,3	4,9	8	6	9	13	17	18	19	22
A	20 068	1	225	11,1	8,2	9,2	6	9	14	20	23	29	36
A1	10 586	1	215	10,1	6,7	8,8	7	10	13	15	18	22	28
A2	14 498	1	225	17,9	9	16,4	13	16	20	26	30	38	51
A3	5 985	2	109	6,9	4,3	6,2	5	6	8	10	12	16	21
A4	11 319	1	260	9,9	8,1	8,6	6	9	11	15	19	29	38
G	15 352	1	405	6,9	11,9	4,2	2	3	7	15	23	38	51
G1	12 253	2	256	8,4	12,6	4,9	–	4	10	20	29	43	56
G2	1 055	1	202	4,3	8,4	3	–	–	4	7	12	22	29
G3	5 600	2	159	5,7	7,3	4	–	–	6	11	16	25	37
G4	3 951	2	405	6,6	16,2	3,3	–	–	4	13	26	48	68
S	5 343	1	191	10,1	11,2	6,7	3	7	13	20	29	42	52
S1	4 930	2	168	11,4	10,4	9,2	6	9	13	20	26	37	49
S2	5 588	2	288	13,4	12,1	10,1	7	11	17	26	34	46	56
S3	1 977	2	101	8,8	11,7	5,2	–	4	10	20	34	49	59
S4	5 594	1	130	5,1	5,2	3,9	–	–	6	10	12	16	23
F	10 428	2	1 003	13,6	19,2	9,5	6	10	17	25	34	51	67

COBALT ppb
eaux souterraines

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	6 745	<1	31	1,1	0,5	1	–	–	–	–	–	–	2
A	15 552	<1	360	1,1	3	1	–	–	–	–	–	–	3
G	1 890	<1	45	1,2	1,4	1,1	–	–	–	–	–	3	6
S	5 486	<1	900	1,5	12,3	1,2	–	–	–	–	–	4	5

Note: Le symbole "<" (plus petit que) indique que la teneur minimum mesurée est supérieure au minimum réel. Dans ce cas les moyennes calculées sont elles aussi supérieures aux moyennes réelles et c'est pour alléger le tableau que les symboles "<" n'apparaissent pas devant ces moyennes.

CHROME ppm
sédiments ou sols

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	144	7	98	48,5	25,5	40,3	27	50	67	86	90	94	96
B1	0												
B2	144	7	98	48,5	25,5	40,3	27	50	67	86	90	94	96
A													
A1	0												
A5	1 821	1	500	31,8	41,9	20,7	12	19	33	64	103	163	220
A3	5 985	1	113	24,4	9,67	22,4	18	23	30	37	40	45	52
A4	0												
G	15 352	1	326	12,5	11,5	9,2	5	10	16	24	31	43	57
G1	12 253	1	170	12,9	7,7	10,5	7	12	17	23	27	32	36
G2	1 055	1	78	7,8	6	6,3	4	6	10	14	18	24	30
G3	5 600	1	105	8,1	7,4	6	4	6	10	16	22	30	37
G4	3 951	1	326	19,4	17,4	14,6	9	15	24	38	51	68	77
S	3 892	1	205	43,7	27,7	34,6	23	37	60	84	97	113	121
S1	4 930	1	206	29,3	16,8	25,4	19	26	36	49	59	74	91
S2	5 588	1	194	58,6	30,5	49,2	36	56	77	100	114	130	142
S3	1 977	1	388	43,1	26,6	34,9	23	38	59	80	90	103	113
S4	674	1	144	15,3	14,8	10,1	5	10	20	37	47	54	62
F	10 428	1	540	43,7	44,9	30,6	18	31	50	82	138	203	237

CHROME ppb
eaux souterraines

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	0												
A	0												
G	0												
S	5 473	0,5	34,5	1,41	1,11	1,18	–	–	–	2,5	3	4	5

CUIVRE ppm
sédiments ou sols

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	457	1	128	12,8	9,7	10,8	8	11	15	22	29	38	44
B1	313	1	52	10,9	5,6	9,8	8	10	13	16	20	27	30
B2	144	3	128	16,9	14,4	13,3	8	13	22	32	36	44	81
A	20 152	1	461	14,3	13,8	11,6	8	11	16	23	30	49	73
A1	10 588	1	2 200	14,3	23,2	12,2	9	12	17	22	27	35	44
A2	10 750	1	3 500	22,9	47,6	16,4	10	16	25	40	65	96	116
A3	5 985	1	461	11,7	9,2	10,2	8	10	14	19	22	28	35
A4	11 319	1	5 050	11,5	66,5	8,6	6	9	12	15	19	25	29
G	15 352	1	503	15,1	14,4	10,2	6	11	20	32	41	53	64
G1	12 253	1	503	22,2	16,5	17,7	11	19	29	41	51	65	77
G2	1 055	1	98	7,5	6,8	5,9	4	5	9	14	19	28	34
G3	5 600	1	142	11,9	10,3	8,4	5	9	16	24	31	39	47
G4	3 951	1	115	9	8,4	6,3	4	7	12	18	24	31	39
S	5 343	1	2 100	28,3	36	28,1	14	22	36	53	66	87	102
S1	4 930	1	455	33	23,4	27,1	19	28	41	58	73	97	115
S2	5 588	1	400	33,9	231	28,5	20	29	42	59	73	94	113
S3	1 977	2	278	31,6	20,3	26,2	18	27	40	56	68	86	102
S4	5 594	2	2 100	14,9	39,2	12	8	12	17	22	26	33	44
F	10 428	1	4 826	53,7	68,1	39,6	24	40	66	106	140	192	239

CUIVRE ppb
eaux souterraines

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	6 745	1	2 600	19,1	73,2	5,5	–	5	14	38	70	140	230
A	15 551	1	9 600	46,7	137,5	14	6	16	43	106	175	331	461
G	1 890	1	3 600	139,3	330,3	32,8	11	25	120	320	550	1 140	2 000
S	5 484	1	4 400	13,2	81,7	5	2	4	11	30	55	110	190

FLUOR

sédiments ou sols

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B													
B1													
B2													
A													
A1													
A2													
A3													
A4													
G													
G1													
G2													
G3													
G4													
S													
S1													
S2													
S3													
S4													
F													

FLUOR ppb

eaux souterraines

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	6 745	30	8 710	340	420	210	100	200	420	820	1 060	1 440	1 900
A	15 547	10	3 460	110	230	70	40	60	100	180	280	520	840
G	1 887	10	4 310	140	270	80	40	70	140	280	460	730	1 300
S	5 344	10	1 760	124,5	108,7	102	72	105	140	200	260	400	576

FER %
sédiments ou sols

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	144	0,32	3,99	2,06	0,88	1,83	1,35	2,04	2,64	3,30	3,68	3,78	3,98
B1	0												
B2	144	0,32	3,99	2,06	0,88	1,83	1,35	2,04	2,64	3,30	3,68	3,78	3,98
A	5 985	0,01	7,07	2,17	0,64	2,04	1,83	2,20	2,55	2,87	3,10	3,43	3,67
A1	0												
A2	0												
A3	5 985	0,01	7,07	2,17	0,64	2,04	1,83	2,20	2,55	2,87	3,10	3,43	3,67
A4	0												
G	15 352	0,01	29,8	1,44	1,99	0,85	0,44	0,81	1,58	3,04	5,10	8,32	10,49
G1	12 253	0,03	33,7	2,27	2,89	1,21	0,55	1,24	2,71	5,87	8,29	11,48	14,00
G2	1 055	0,06	13,3	0,78	0,82	0,57	0,36	0,58	0,94	1,52	1,96	2,92	3,76
G3	5 600	0,05	23,9	1,02	0,94	0,76	0,46	0,79	1,31	1,96	2,58	3,46	4,28
G4	3 951	0,01	29,8	0,90	1,06	0,59	0,31	0,55	1,12	2,01	2,73	3,92	4,76
S	4 729	0,01	15,3	1,82	1,25	1,25	0,71	1,48	2,38	3,50	4,96	6,76	8,02
S1	4 930	0,01	29,8	1,98	1,59	1,59	1,07	1,67	2,44	3,48	4,56	6,11	7,61
S2	5 588	0,01	39	2,26	1,72	1,72	1,16	1,97	2,83	4,29	5,50	7,19	8,41
S3	1 977	0,05	15,3	1,54	0,89	0,89	0,43	0,84	1,78	3,66	5,79	7,79	9,87
S4	3 750	0,01	19,3	1,16	0,76	0,76	0,36	0,95	1,85	2,44	2,77	3,12	3,33
F	10 428	0,01	36,8	3,10	2,03	2,03	1,09	2,18	3,99	6,65	8,76	12,64	16,00

FER ppm
eaux souterraines

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	6 747	0,1	53	0,89	1,55	0,44	–	0,4	1	2,1	3,2	5,1	7,2
A	15 555	0,1	56	0,27	1,06	0,14	–	–	–	0,4	0,8	2,1	3,5
G	1 890	0,1	32	0,41	1,28	0,18	–	–	0,2	0,8	1,7	3,5	6
S	5 480	1	38	0,89	1,85	0,41	0,21	0,4	0,9	2	3,3	5,1	7

MERCURE ppb
sédiments ou sols

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	456	5	381	54,4	54	37	20	35	68	117	150	224	315
B1	312	5	381	33,3	32,4	25,1	15	25	40	60	85	124	144
B2	144	25	363	100	62,8	86,1	59	83	122	170	258	315	330
A													
A5	1 821	7	620	167,3	81,4	148,4	110	150	220	280	310	350	400
A2													
A3	35	50	220	101,1	36,9	95,1	70	110	120	140	180	–	–
A6	2 029	5	520	64,4	52,8	50,6	30	50	80	130	175	215	250
G	15 090	4	9 392	159,5	310	78,8	39	78	154	349	621	982	1 296
G1	12 253	4	1 217	96,4	61,6	77,6	54	84	126	177	211	256	291
G2	1 055	5	210	61,4	43,4	47,4	30	50	85	125	155	175	180
G3	5 600	4	2 450	56,3	72,6	38,4	20	41	70	114	150	201	264
G4	3 436	10	9 392	498,4	587,2	330,3	175	340	636	1 006	1 357	1 910	2 601
S	5 308	4	2 699	129,8	117,1	99,6	65	100	160	248	325	444	559
S1	4 921	4	300	67,8	38,1	57,4	40	60	85	115	140	170	190
S2	5 583	5	22 700	105,2	334,9	84,1	64	86	118	163	209	277	359
S3	1 962	10	6 513	256,1	234,7	207,5	149	218	309	428	539	746	890
S4	5 594	5	740	118	61,4	101,1	75	110	155	200	225	260	300
F	10 324	5	1 500	136,4	95	110,8	75	110	175	255	310	390	450

MERCURE ppb
eaux souterraines

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	2 141	<0,1	1,75	0,1	0,04	0,1	–	–	–	–	–	–	–
A	0												
G	0												
S*	5 482	<0,01	4,8	0,037	0,075	0,027	–	–	–	–	–	0,054	0,1

Note: Le symbole "<" (plus petit que) indique que la teneur minimum mesurée est supérieure au minimum réel. Dans ce cas les moyennes calculées sont elles aussi supérieures aux moyennes réelles et c'est pour alléger le tableau que les symboles "<" n'apparaissent pas devant ces moyennes.

*: La moitié des échantillons ont été analysés avec une limite de détection à 0,01 ppb et l'autre avec une limite à 0,05 ppb.

MANGANÈSE ppm

sédiments ou sols

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	457	20	3 141	252,1	256,6	184	120	186	298	510	612	770	1 351
B1	313	20	622	170,1	102	139	100	158	222	274	360	454	510
B2	144	41	3 141	430	374,9	338	214	361	534	645	871	1 746	2 156
A	19 108	1	74 400	802,2	1 194,5	577	386	580	877	1 428	2 023	3 303	4 731
A1	10 587	2	35 900	946,2	1 325,0	678	468	669	992	1 638	2 428	3 821	6 154
A2	7 755	2	74 400	1 029,1	1 622,7	708	461	714	1 145	1 800	2 648	4 464	6 606
A3	5 985	1	25 466	695,2	771,3	562	408	556	775	1 162	1 559	2 282	2 970
A4	11 297	12	38 000	622	913,8	445	285	422	665	1 121	1 630	2 602	3 863
G	15 352	4	27 150	357,7	795, 6	145	59	124	347	8 30	1 444	2 405	3 551
G1	12 253	4	27 150	348,2	820,6	134	54	114	309	760	1 455	2 606	3 909
G2	1 052	8	9 872	208,8	521,7	90	41	77	167	404	785	1 680	2 347
G3	5 600	5	8 465	329,9	539	165	71	160	379	765	1 161	1 819	2 397
G4	3 951	5	24 610	442,3	1 167,0	141	54	103	339	1 067	1 899	3 484	5 088
S	5 343	1	21 400	278	722,7	132	64	141	273	517	834	1 712	2 602
S1	4 930	1	33 685	339,9	890,1	201	122	196	310	553	883	1 934	3 019
S2	5 588	1	15 500	318,1	637,5	183	106	180	307	589	955	1 935	2 704
S3	1 977	8	7 749	161,5	329,2	82,8	38	73	153	345	573	994	1 500
S4	5 594	2	23 000	235,6	740,5	92,1	36	87	225	446	782	1 490	2 548
F	10 428	1	99 990	1 215,2	3 728,3	371	160	300	700	2 460	5 280	9 959	16 319

MANGANÈSE ppb

eaux souterraines

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	6 747	5	3 901	79,6	161,1	35,8	14	37	82	182	291	491	726
A	15 553	1	15 379	118,1	433,8	27	10	13	65	265	505	1 102	1 729
G	1 890	5	7 000	102,8	360,9	21,1	10	11	41	210	500	1 001	1 801
S	5 485	4	24 500	194,7	450	98,8	38	136	258	400	533	792	1 027

MOLYBDÈNE ppm
sédiments ou sols

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	457	<1	9	<1,3	0,6	<1,2	–	–	–	–	–	–	4
B1	313	<1	9	<1,4	0,7	<1,3	–	–	–	–	–	–	4
B2	144	<1	4	<1,1	0,4	<1,1	–	–	–	–	–	–	3
A	15 622	<1	30	2,4	1,1	2,1	–	–	–	–	–	–	4
A1	9 552	<1	15	1,4	0,7	1,3	–	–	–	–	–	–	4
A2	2 606	<1	5	1,03	0,18	1,02	–	–	–	–	–	–	–
A3	5 985	<1	9	3,04	3,04	3,03	–	–	–	–	–	–	–
A4	11 293	<2	35	3,06	0,78	3,03	–	–	–	–	–	–	–
G	15 352	<3	125	3,3	1,9	3,2	–	–	–	–	5	6	8
G1	12 253	<3	125	3,8	2,9	3,5	–	–	–	–	6	9	13
G2	1 055	<3	12	3,04	0,4	3,03	–	–	–	–	–	–	4
G3	5 600	<3	11	3,05	0,4	3,04	–	–	–	–	–	–	5
G4	3 951	<3	17	3,3	0,9	3,2	–	–	–	–	–	6	7
S	5 337	<1	160	3,6	4,4	2,8	–	–	4	6	8	13	18
S1	4 930	<2	207	4,9	6,2	4,1	–	–	–	7	11	20	26
S2	5 588	<3	285	5,3	6,5	4,4	–	–	6	9	12	18	23
S3	1 977	<3	132	4,3	4,4	3,7	–	–	–	7	9	12	18
S4	5 562	<1	50	1,4	1,3	1,3	–	–	–	–	–	–	5
F	10 428	<3	94	3,9	2,9	3,5	–	–	–	6	7	11	14

MOLYBDÈNE ppb
eaux souterraines

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	6 745	<1	160	1,4	3,7	1,1	–	–	–	–	–	5	9
A	15 549	<1	68	1,2	1,6	1,1	–	–	–	–	–	4	6
G	1890	<1	11	1,1	0,4	1	–	–	–	–	–	–	2
S	5477	<1	180	1,7	3,7	1,3	–	–	2	3	4	7	10

Note: Le symbole "<" (plus petit que) indique que la teneur minimum mesurée est supérieure au minimum réel. Dans ce cas les moyennes calculées sont elles aussi supérieures aux moyennes réelles et c'est pour alléger le tableau que les symboles "<" n'apparaissent pas devant ces moyennes.

SODIUM %
sédiments ou sols

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	144	0,02	0,15	0,064	0,029	0,058	0,04	0,06	0,08	0,11	0,12	0,13	0,14
B1													
B2	144	0,02	0,15	0,064	0,029	0,058	0,04	0,06	0,08	0,11	0,12	0,13	0,14
A	5 898	0,01	0,31	0,055	0,03	0,047	0,04	0,05	0,07	0,09	0,1	0,13	0,16
A1													
A2													
A3	5 898	0,01	0,31	0,055	0,03	0,047	0,04	0,05	0,07	0,09	0,1	0,13	0,16
A4													
G	15 352	0,01	0,67	0,031	0,022	0,025	0,02	0,03	0,04	0,06	0,07	0,09	0,11
G1	12 253	0,01	1,24	0,042	0,033	0,035	0,02	0,04	0,05	0,08	0,09	0,12	0,14
G2	1 055	0,01	0,13	0,032	0,016	0,029	0,02	0,03	0,04	0,05	0,06	0,07	0,08
G3	5 600	0,01	0,21	0,03	0,019	0,025	0,02	0,03	0,04	0,05	0,07	0,08	0,1
G4	3 951	0,01	0,11	0,017	0,011	0,014	–	–	–	0,03	0,04	0,05	–
S	3 785	0,01	0,63	0,04	0,024	0,034	0,02	0,04	0,05	0,07	0,08	0,09	0,11
S1	4 930	0,01	0,63	0,047	0,025	0,042	0,03	0,04	0,06	0,07	0,08	0,1	0,13
S2	5 588	0,01	0,37	0,041	0,021	0,036	0,03	0,04	0,05	0,06	0,08	0,09	0,1
S3	1 977	0,01	0,11	0,032	0,018	0,027	0,02	0,03	0,04	0,06	0,07	0,08	0,09
S4	230	0,01	0,06	0,021	0,014	0,017	–	–	–	0,04	–	0,05	0,06
F	10 428	0,01	0,55	0,051	0,031	0,043	0,03	0,04	0,06	0,09	0,11	0,13	0,15

SODIUM ppm
eaux souterraines

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	6 743	0,1	2 740	80,1	142,6	32	12	28	87	214	316	496	690
A	15 552	0,1	3 404	18,5	49,4	6,9	3,1	6	15	40,2	88,5	136	189,5
G	1 890	0,5	1 348	28,8	63,2	11,7	4,9	10,5	25,4	64,2	112,4	226,5	306,3
S	5 487	0,2	1 850	14,93	33,41	10,32	6,5	11,7	17,2	24,2	32	47,6	80,1

NICKEL ppm
sédiments ou sols

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	457	2	113	17,7	14,4	13,7	10	14	21	32	51	63	73
B1	313	2	37	12,2	6	10,6	8	12	15	20	23	27	29
B2	144	5	113	29,5	19,4	24,1	16	26	35	58	66	77	103
A	20 069	1	415	34,3	18,6	29,8	22	31	42	56	68	83	93
A1	10 588	1	1 340	43,9	33,6	35,9	26	36	58	77	88	105	130
A2	10 498	1	338	41,1	16,6	37,7	31	40	50	59	66	82	94
A3	5 985	1	175	30,7	10,8	28,6	24	30	37	43	47	51	56
A4	11 319	1	1 600	35,3	68,9	24,2	16	22	31	50	89	200	290
G	15 352	1	404	9,4	8,9	6,9	4	7	12	18	24	33	40
G1	12 253	1	395	10,2	9	8,1	6	8	12	18	24	30	36
G2	1 055	1	404	5,4	13,1	4,1	3	4	6	9	12	15	20
G3	5 600	1	144	6,7	6,5	4,9	3	5	8	14	18	25	32
G4	3 951	1	198	12,9	10,7	9,9	6	10	16	24	32	43	50
S	5 343	1	590	25,3	23,1	18,1	11	20	32	50	65	92	109
S1	4 930	1	590	28,6	22,6	23,6	17	23	33	51	67	88	110
S2	5 588	2	563	39,1	27,5	32	21	33	49	71	92	118	134
S3	1 977	2	149	20,4	15,4	16,2	11	16	25	38	50	67	78
S4	5 594	1	230	12,6	10,8	8,9	5	9	18	27	32	38	42
F	10 428	1	2 535	53,5	76,2	34	19	34	58	102	169	285	375

NICKEL ppb
eaux souterraines

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	6 745	<1	1 080	2,6	17	1,4	–	–	–	4	7	15	22
A	15 552	<1	500	3,2	12,6	1,7	–	–	–	5	9	17	27
G	1 890	<1	140	2,2	5,9	1,3	–	–	–	4	8	13	20
S	5 486	<1	550	4,7	13,3	2,8	–	3	5	7	11	22	37

Note: Le symbole "<" (plus petit que) indique que la teneur minimum mesurée est supérieure au minimum réel. Dans ce cas les moyennes calculées sont elles aussi supérieures aux moyennes réelles et c'est pour alléger le tableau que les symboles "<" n'apparaissent pas devant ces moyennes.

PLOMB ppm
sédiments ou sols

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	457	1	254	11,3	18,4	7,1	4	6	13	23	32	49	53
B1	313	1	16	5,1	2,7	4,4	3	5	7	9	10	12	14
B2	144	6	254	24,8	28,2	19,7	14	18	25	40	51	135	193
A	20 150	1	270	17	10,8	14,5	11	15	21	28	34	44	59
A1	10 588	1	250	16,4	11,9	13,8	10	14	19	26	35	47	60
A2	10 750	1	710	22,6	12,8	20,3	16	21	27	34	40	48	56
A3	5 985	1	175	30,7	10,8	28,6	24	30	37	43	47	51	56
A4	11 316	1	531	15,3	17,5	11,9	8	12	18	26	35	51	67
G	15 352	1	4 910	12,6	43,3	8,1	5	8	13	25	37	58	77
G1	12 253	2	467	6,1	8	4,8	3	5	8	11	14	19	25
G2	1 055	1	225	12,2	16,8	7,8	4	7	13	26	38	63	85
G3	5 600	2	4 910	12,9	67,7	8,5	5	8	14	23	32	50	65
G4	3 951	2	449	23,3	26,6	15,3	8	15	28	50	69	104	128
S	5 343	2	309	9,1	10,3	6,8	4	7	11	17	22	36	47
S1	4 930	2	421	5,6	9,1	4,4	3	4	7	9	11	15	19
S2	5 588	2	142	8,3	6,1	6,2	5	7	10	14	18	23	28
S3	1 977	2	309	8,6	10,2	6,9	5	7	11	15	19	24	28
S4	5 594	2	205	12	12,9	8,2	4	9	15	24	34	48	59
F	10 428	2	590	9,1	9,9	6,7	4	7	12	18	21	27	33

PLOMB ppb
eaux souterraines

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	6 745	<1	180	1,4	4	1,1	–	–	–	–	–	4	9
A	15 549	<1	560	1,6	8,8	1,1	–	–	–	–	3	6	10
G	1 890	<1	85	2,1	4,6	1,3	–	–	–	4	7	13	20
S	5 485	<1	1 650	3,2	23,7	1,6	–	–	–	7	11	16	22

Note: Le symbole "<" (plus petit que) indique que la teneur minimum mesurée est supérieure au minimum réel. Dans ce cas les moyennes calculées sont elles aussi supérieures aux moyennes réelles et c'est pour alléger le tableau que les symboles "<" n'apparaissent pas devant ces moyennes.

ANTIMOINE ppm
sédiments ou sols

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B													
B1													
B2													
A	12 644	<0,1	5,3	0,47	0,27	0,42	0,3	0,4	0,5	0,7	0,9	1,2	1,4
A1	6 772	<0,1	2,8	0,48	0,19	0,44	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	1	1,1
A2	2 134	<0,1	5	0,43	0,3	0,36	0,3	0,4	0,5	0,7	0,9	1,2	1,4
A3	5 983	<0,1	4,3	0,41	0,25	0,36	0,3	0,4	0,5	0,6	0,8	1,1	1,4
A4	11 213	<0,1	29,4	0,54	0,57	0,47	0,4	0,5	0,6	0,8	1	1,3	1,5
G	14 297	<0,1	9,6	0,2	0,23	0,16	–	–	–	0,4	0,5	0,8	1
G1	12 253	<0,1	4,6	0,16	0,15	0,14	–	–	–	0,3	0,4	0,6	0,8
G2													
G3	5 600	<0,1	9,6	0,17	0,2	0,15	–	–	–	0,3	0,4	0,6	0,7
G4	3 421	<0,1	226,8	0,36	3,89	0,22	–	–	0,4	0,6	0,8	1,1	1,5
S	1 766	<0,1	4,3	0,15	0,19	0,12	–	–	–	–	–	0,6	0,8
S1	1 880	<0,1	1,3	0,12	0,08	0,11	–	–	–	–	–	0,3	0,4
S2	1 765	<0,1	1,1	0,16	0,1	0,14	–	–	–	–	–	–	0,5
S3	1 763	<0,1	4,3	0,14	0,17	0,12	–	–	–	–	–	0,4	0,7
S4	654	<0,1	5,6	0,27	0,32	0,2	–	–	–	0,5	0,8	1,1	1,3
F													

ANTIMOINE ppb
eaux souterraines

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B													
A													
G													
S													

Note: Le symbole "<" (plus petit que) indique que la teneur minimum mesurée est supérieure au minimum réel. Dans ce cas les moyennes calculées sont elles aussi supérieures aux moyennes réelles et c'est pour alléger le tableau que les symboles "<" n'apparaissent pas devant ces moyennes.

SÉLÉNIUM ppm
sédiments ou sols

Secteur	n	Min,	Max,	Moyenne	Écart type	Moy, Géom,	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B													
B1													
B2													
A	12 644	<10	29	10,1	0,9	10,1	–	–	–	–	–	12	14
A1	6 772	<10	29	10,1	0,8	10,1	–	–	–	–	–	11	13
A2	2 134	<10	22	10,2	1,1	10,2	–	–	–	–	–	14	17
A3	5 983	<10	21	10	0,4	10	–	–	–	–	–	–	11
A4	11 213	<10	38	10,3	1,2	10,2	–	–	–	–	–	15	16
G	14 297	<10	43	10,2	1	10,1	–	–	–	–	–	13	15
G1	12 253	<10	48	10,3	1,6	10,2	–	–	–	–	–	15	18
G2													
G3	5 600	<10	31	10,1	0,8	10,1	–	–	–	–	–	–	14
G4	3 421	<10	24	10	0,5	10	–	–	–	–	–	–	–
S	1 763	<10	26	10,2	1,1	10,1	–	–	–	–	–	12	15
S1	1 880	<10	27	10,4	1,5	10,3	–	–	–	–	–	15	19
S2	1 765	<10	51	10,1	1,3	10,1	–	–	–	–	–	–	15
S3	1 763	<10	19	10	0,5	10	–	–	–	–	–	–	–
S4	654	<10	13	10	0,2	10	–	–	–	–	–	–	–
F													

SÉLÉNIUM ppb
eaux souterraines

Secteur	n	Min,	Max,	Moyenne	Écart type	Moy, Géom,	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B													
A													
G													
S													

Note: Le symbole "<" (plus petit que) indique que la teneur minimum mesurée est supérieure au minimum réel. Dans ce cas les moyennes calculées sont elles aussi supérieures aux moyennes réelles et c'est pour alléger le tableau que les symboles "<" n'apparaissent pas devant ces moyennes.

URANIUM ppm
sédiments ou sols

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	455	0,1	8,2	0,61	0,69	0,46	0,3	0,4	0,7	1,1	1,4	2	2,4
B1	311	0,2	8,2	0,48	0,71	0,37	0,2	0,4	0,5	0,7	0,8	1,9	2,2
B2	144	0,1	4,7	0,88	0,56	0,74	0,5	0,8	1,1	1,4	1,8	2,3	2,4
A	12 830	0,1	78	2,06	2,38	1,35	0,7	1,6	2,7	4	5,3	7,8	10,2
A1	7 005	0,1	43	1,03	1,72	0,66	0,4	0,6	1	2	3 ,1	5,3	7,2
A2	1 887	0,2	78	2,78	3,33	2,15	1,7	2,3	3	4,2	6	11	14
A3	5 983	0,2	56	3,34	2,47	2,93	2,2	2,7	3,7	5,2	7,1	10,1	12,3
A4	11 311	0,1	61	1,05	1,33	0,74	0,5	0,7	1,2	2	2,8	4,3	5,4
G	15 352	0,1	1 016	3,78	11,97	2,14	1,4	2	3,5	7,1	12	21	31,5
G1	12 253	0,2	1 016	5,95	15,81	2,89	1,4	2,8	6,1	12,8	20,1	33,5	49,4
G2	1 055	0,1	180	2,68	8,92	1,01	0,4	0,9	2,1	5,1	8,5	17,5	28
G3	5 600	0,2	126	2,45	3,52	1,89	1,3	1,8	2,6	3,9	5,5	9,1	14,4
G4	3 421	0,2	179	2,25	3,99	1,73	1,2	1,6	2,3	3,5	4,9	8	12
S	5 093	0,1	670	4,5	15	1,7	0,8	1,6	3,9	9,4	16,1	30,1	48,5
S1	4 923	0,2	780	7	19,4	2,9	1,3	2,7	6,7	15	24,1	46,1	66
S2	5 584	0,1	670	5,2	16,8	2,3	1	2	4,7	10,6	17,1	35,1	52,2
S3	1 763	0,2	166	7,59	15,73	3,33	1,5	2,8	6,8	16,9	28,3	61,6	81,4
S4	5 363	0,1	120	1,15	2,6	0,6	0,3	0,6	1,2	2,4	3,6	6,3	8,7
F	10 403	0,1	160	3,28	6,2	1,82	0,9	1,6	3,5	6,8	10	18	26

URANIUM ppb
eaux souterraines

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	6 716	0,1	120	3,87	10,19	0,97	0,3	1	2,7	6,8	16,5	45	61
A	14 756	0,1	62,1	0,88	1,73	0,44	0,2	0,4	0,9	2	3,2	5,2	7,2
G	1 709	0,1	9,7	0,51	0,65	0,35	–	0,3	0,6	1	1,4	2	3
S	5 482	0,2	78,5	1,32	2,78	0,65	–	0,5	1,2	3	4,8	8,5	12,5

ZINC ppm
sédiments ou sols

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	457	10	731	59,2	54,2	47.8	32	44	72	109	143	186	208
B1	313	10	98	39,2	16,6	35.7	28	38	48	62	68	86	–
B2	144	22	731	103,9	76,6	89.8	68	93	118	174	194	–	–
A	20 151	1	3 720	85,5	52,5	78,9	60	78	102	130	154	190	226
A1	10 587	4	1 350	87,5	48,4	79,7	64	82	100	124	146	186	220
A2	10 749	1	3 720	92,6	56,9	82,9	64	86	112	140	162	204	250
A3	5 985	3	680	91,2	35,8	85,6	70	84	104	131	154	189	214
A4	11 319	4	3 560	67,3	82,3	58,2	44	56	76	102	126	156	190
G	13 352	3	2 227	47,2	45,2	34,8	20	36	62	95	120	153	185
G1	12 253	3	728	60,2	46,7	46	29	50	79	113	141	182	237
G2	1 055	3	546	36,8	40,1	26,6	17	26	40	71	104	145	198
G3	5 600	3	2 227	46	50,9	34,3	20	34	57	90	119	159	197
G4	3 951	3	1 453	36,7	39,2	26,8	15	27	47	72	91	121	158
S	5 343	3	2 067	67,6	57,1	53	34	59	88	122	147	183	216
S1	4 930	3	1 181	89,5	51,1	78,7	59	82	111	142	165	198	221
S2	5 588	3	2 067	84	67,3	70,6	53	77	104	133	158	193	228
S3	1 977	3	457	48,7	31,5	39,5	25	43	65	87	107	126	148
S4	5 594	4	790	43,3	30,2	35,4	22	38	60	78	90	106	116
F	10 428	3	5 830	137,7	182,4	98,6	62	99	156	231	335	618	844

ZINC ppb
eaux souterraines

Secteur	n	Min.	Max.	Moyenne	Écart type	Moy. Géom.	P25	P50	P75	P90	P95	P98	P99
B	6 747	2	3 600	141,1	377,9	46,8	19	51	130	301	505	1 082	1 661
A	15 555	2	7 695	120	435,4	22,9	7	21	77	258	527	1 065	1 730
G	1 890	2	22 000	333,5	1 320,4	56,5	19	50	173	622	1 440	2 883	4 401
S	5 484	1	19 400	359,9	1 104,8	105	50	119	307	801	1 502	2 609	3 864

Annexe J

information

formation

recherche

coopération internationale

VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DE LA *POLITIQUE DE PROTECTION DES SOLS ET DE RÉHABILITATION DES TERRAINS CONTAMINÉS*

PROTECTION DE LA SANTÉ HUMAINE

RAPPORT SCIENTIFIQUE

INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC

Québec

VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DE LA *POLITIQUE DE PROTECTION DES SOLS ET DE RÉHABILITATION DES TERRAINS CONTAMINÉS*

PROTECTION DE LA SANTÉ HUMAINE

RAPPORT SCIENTIFIQUE

DIRECTION RISQUES BIOLOGIQUES,
ENVIRONNEMENTAUX ET OCCUPATIONNELS

MARS 2005

Institut national de santé publique Québec

AUTEURS

Marie-Odile Fouchécourt, Ph. D., toxicologue
Institut national de santé publique du Québec

Monique Beausoleil, M. Sc., toxicologue
Institut national de santé publique du Québec et Direction de santé publique de Montréal

Luc Lefebvre, M. Sc., toxicologue
Institut national de santé publique du Québec et Direction de santé publique de Montréal

Mathieu Valcke, M. Env., M. Sc., toxicologue
Institut national de santé publique du Québec et Direction de santé publique de la Montérégie

Jean-Claude Belles-Isles, Ph. D., toxicologue
Institut national de santé publique du Québec

Mathieu Trépanier, B. Sc., stagiaire à la maîtrise
Université de Montréal

N.B. Madame Fouchécourt et monsieur Belles-Isles n'étaient plus à l'emploi de l'INSPQ lors de la finalisation du rapport, ils n'ont donc pas participé à la rédaction de la conclusion et des recommandations.

EN COLLABORATION AVEC

Renée Gauthier, M. Sc., chimiste
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs

Ce document a été réalisé grâce à une contribution financière du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

Ce document est disponible en version intégrale sur le site Web de l'Institut national de santé publique du Québec : http://www.inspq.qc.ca.

Reproduction autorisée à des fins non commerciales à la condition d'en mentionner la source.

CONCEPTION GRAPHIQUE
MARIE PIER ROY

DOCUMENT DÉPOSÉ À SANTÉCOM (HTTP://WWW.SANTECOM.QC.CA)
COTE : INSPQ-2005-030

DÉPÔT LÉGAL – 2e TRIMESTRE 2005
BIBLIOTHÈQUE NATIONALE DU QUÉBEC
BIBLIOTHÈQUE NATIONALE DU CANADA
ISBN 2-550-44462-0
©Institut national de santé publique du Québec (2005)

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES ANNEXES ..... **III**
LISTE DES TABLEAUX ..... **V**
LISTE DES FIGURES ..... **V**
LISTE DES ABRÉVIATIONS ..... **VII**
1 INTRODUCTION **1**
2 MISE EN CONTEXTE **5**
3 MÉTHODOLOGIE **7**
3.1 APPROCHE UTILISÉE POUR LA VALIDATION DES CRITÈRES B ET C 7
3.2 DESCRIPTION DES SCÉNARIOS D'EXPOSITION 8
3.2.1 Scénario résidentiel 8
3.2.2 Scénario commercial/industriel 9
3.3 DESCRIPTION DU SOL GÉNÉRIQUE 10
3.4 SÉLECTION ET DÉTERMINATION DE QUELQUES VARIABLES SPÉCIFIQUES DE CONTAMINANTS 11
3.4.1 Quelques paramètres physico-chimiques retenus 11
3.4.2 Dégradation des contaminants dans les sols 13
3.5 ESTIMATION DES CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS L'ENVIRONNEMENT ATTRIBUABLES AUX CRITÈRES B ET C 14
3.5.1 Concentration de contaminants dans l'air ambiant et dans l'air intérieur 14
3.5.2 Concentration de contaminants dans l'eau potable (souterraine) 15
3.5.3 Concentration de contaminants dans les aliments 16
3.5.4 Concentration de contaminants dans les poussières intérieures 18
3.5.5 Concentration de contaminants dans le lait de formule 19
3.5.6 Concentration de contaminants dans le lait maternel 19
3.6 ESTIMATION DES DOSES D'EXPOSITION 20
3.6.1 Estimation des doses d'exposition au bruit de fond 20
3.6.2 Estimation des doses d'exposition dues au sol contaminé 21
3.6.3 Exposition cutanée 22
3.7 INCERTITUDES ASSOCIÉES À L'EXPOSITION 23
3.8 ESTIMATEURS DE RISQUE 24
3.8.1 Valeurs de référence pour des effets autres que le cancer 24
3.8.2 Estimateurs de risque d'excès de cancer 24
3.8.3 Estimateurs de risque retenus 24
3.9 EXPRESSION DES RÉSULTATS DE VALIDATION DES CRITÈRES B ET C 26
3.9.1 Démarche et présentation de la validation des critères B et C 26
4 RÉSULTATS DE LA VALIDATION DES CRITÈRES B ET C **31**
4.1 ARSENIC 33
4.2 CADMIUM 34
4.3 CHROME 36
4.4 CUIVRE 37

4.5 MERCURE 38
4.6 NICKEL 38
4.7 PLOMB 40
4.8 ZINC 41
4.9 COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILES 41
4.9.1 Benzène 41
4.9.2 Toluène 43
4.9.3 Ethylbenzène 43
4.9.4 Xylène 44
4.10 HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES 45
4.10.1 Substances évaluées et estimateurs de risque retenus 45
4.10.2 Évaluation des risques autres que le cancer 46
4.10.3 Évaluation des risques cancérigènes 47
4.10.4 Sources d'incertitudes associées à l'estimation de l'exposition 48
4.11 BIPHÉNYLS POLYCHLORÉS (BPC) 50
4.12 DIOXINES ET FURANNES 51
4.13 PENTACHLOROPHÉNOL 52
5 CONCLUSION 55
6 RECOMMANDATIONS 61
7 RÉFÉRENCES 63

LISTE DES ANNEXES*

Annexe 1	Paramètres du sol générique retenu
Annexe 2	Choix des coefficients de partage sol : eau (Kd) et octanol : eau (Kow)
Annexe 3	Hypothèses et équations retenues pour la modélisation des contaminants en provenance des sols contaminés dans l'air extérieur
Annexe 4	Hypothèses et équations retenues pour la modélisation des contaminants en provenance des sols contaminés dans l'air intérieur
Annexe 5	Hypothèses et équations retenues pour estimer la contamination de l'eau souterraine
Annexe 6	Hypothèses et équations retenues pour estimer la contamination des végéraux du potager
Annexe 7	Équation retenue pour la concentration de contaminants en provenance des sols contaminés dans les poussières intérieures
Annexe 8	Concentration de contaminants dans le lait de formule et le lait maternel
Annexe 9	Équations utilisées pour estimer les doses d'exposition associées aux critères
Annexe 10	Approches pour l'estimation du risque cancérigène du U.S. EPA et de Santé Canada
Annexe 11	Validation des critères B et C de l'arsenic
Annexe 12	Validation des critères B et C du cadmium
Annexe 13	Validation des critères B et C du chrome
Annexe 14	Validation des critères B et C du cuivre
Annexe 15	Validation des critères B et C du mercure
Annexe 16	Validation des critères B et C du nickel
Annexe 17	Validation des critères B et C du plomb
Annexe 18	Validation des critères B et C du zinc
Annexe 19	Validation des critères B et C du benzène
Annexe 20	Validation des critères B et C du toluène
Annexe 21	Validation des critères B et C de l'éthylbenzène
Annexe 22	Validation des critères B et C du xylène
Annexe 23	Validation des critères B et C des hydrocarbures aromatiques polycycliques
Annexe 24	Validation des critères B et C des biphényles polychlorés (BPC)
Annexe 25	Validation des critères B et C des dioxines et furannes
Annexe 26	Validation des critères B et C du pentachlorophénol

* Les annexes sont présentées dans un second volume.

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Critères B et C des 31 substances évaluées 2

Tableau 2. Caractéristiques du sol pour les scénarios résidentiel et commercial/industriel 11

Tableau 3. Valeurs de quelques paramètres physico-chimiques utilisés pour les 31 substances retenues 12

Tableau 4. Valeurs de quelques paramètres physico-chimiques utilisés pour les contaminants volatils et le mercure élémentaire 13

Tableau 5. Valeurs des paramètres retenus pour estimer la contamination des légumes et fruits du potager par les métaux[1] 16

Tableau 6. Valeur des paramètres retenus pour estimer la contamination des légumes et fruits du potager par les substances organiques[1] 18

Tableau 7. Valeurs des paramètres utilisés pour estimer la contamination du lait maternel 20

Tableau 8. Valeurs des taux d'absorption spécifiques des contaminants et des voies d'exposition 22

Tableau 9. Estimateurs de risque retenus pour la validation des critères B et C 25

Tableau 10. Résumé des risques (effets autres que le cancer et risques cancérigènes) estimés pour le bruit de fond, les critères B et les critères C des substances retenues 32

Tableau 11. Critères B et C et valeurs de référence des HAP évalués 46

Tableau 12. Résumé des risques associés aux critères B et C des HAP non cancérigènes 47

Tableau 13. Résumé des risques cancérigènes associés au bruit de fond, au critère B et au critère C des HAP 48

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Profil d'exposition selon le scénario résidentiel 9

Figure 2. Profil d'exposition selon le scénario commercial/industriel 10

LISTE DES ABRÉVIATIONS

2,3,7,8-TCDD :	2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine
ACE :	acénaphtène
ACEL :	acénaphtylène
ANT :	anthracène
BaA :	benzo(a)anthracène
BaP :	benzo(a)pyrène
BbF :	benzo(b)fluoranthène
Bg,h,iP :	benzo(g,h,i)pérylène
BjF :	benzo(j)fluoranthène
BkF :	benzo(k)fluoranthène
BPC :	biphényles polychlorés
BTEX :	benzène, toluène, éthylbenzène et xylène
Cal EPA :	California Environmental Protection Agency
$C_{critère}$:	critère B ou C selon la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*
CCME :	Conseil canadien des ministres de l'Environnement
CHRY :	chrysène
CRCinh :	concentration dans l'air associée à un risque d'excès de cancer de 10^{-6}
CSDM :	*Chemical Superfund Data Matrix*
C_{surf} :	concentration de contaminants dans le sol due au critère ($C_{surf} = C_{critère} - C_{bruit\ de\ fond}$)
C_x :	concentration de contaminants dans la matrice x
DAcut :	dose absorbée par contact cutané
DBa,hA :	dibenzo(a,h)anthracène
$DEC_{(voie)}$:	dose d'exposition combinée par rapport à la voie d'exposition
DEing :	dose d'exposition estimée via l'ingestion
DEinh :	dose d'exposition estimée via l'inhalation
DRCing :	dose d'exposition par ingestion associée à un risque d'excès de cancer de 10^{-6}
DRCinh :	dose d'exposition par inhalation associée à un risque d'excès de cancer de 10^{-6}
DRing :	dose de référence retenue via l'ingestion
DRinh :	dose de référence retenue via l'inhalation
$EXPa_x$:	dose absorbée par une voie d'exposition (calcul intermédiaire)
EXP_x :	dose d'exposition par une voie d'exposition (calcul intermédiaire)
$Fabs_{cut,sol}$:	fraction de contaminants absorbée par contact cutané avec le sol
$Fabs_{ing}$:	fraction de contaminants absorbée par ingestion
$Fabs_{inh}$:	fraction de contaminants absorbée par inhalation
FL :	fluorène
FLUO :	fluoranthène
HAP :	hydrocarbures aromatiques polycycliques
IND :	indéno(1,2,3-cd)pyrène
$IR_{(voie)}$:	indice de risque estimé par rapport à une voie d'exposition
$IRC_{(voie)}$:	indice de risque combiné (plusieurs voies d'exposition) par rapport à une voie d'exposition

IRIS :	*Integrated Risk Information System* (banque de données toxicologiques du U.S. EPA)
JEM :	*Johnson and Ettinger model*
Kd :	coefficient de partage sol:eau
Koc :	coefficient d'adsorption sur le carbone organique
Kow :	coefficient de partage octanol:eau
LID :	liquide immiscible dense (« dense non-aqueous phase liquid » (DNAPL))
m.f. :	matière fraîche
m.s. :	matière sèche
MADEP :	Massachussetts Department of Environmental Protection
MEF :	ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec
MENV :	ministère de l'Environnement du Québec
MSSS :	ministère de la Santé et des Services sociaux
NA :	naphtalène
OMS :	Organisation mondiale de la santé (WHO, « World Health Organization » en anglais)
p.c. :	poids corporel (kg)
PCDD :	polychlorodibenzo-p-dioxines
PCDF :	polychlorodibenzofurannes
PCP :	pentachlorophénol
PHE :	phénanthrène
ppm :	parties par million (pour concentration dans le sol, mg/kg m.s.)
PTDI :	*provisional tolerable daily dose* (OMS)
PYR :	pyrène
q_{ing} :	pente de la relation dose-réponse pour l'estimation du risque de cancer par ingestion
q_{inh} :	pente de la relation dose-réponse pour l'estimation du risque de cancer par inhalation
RfC :	concentration de référence ($\mu g/m^3$) selon IRIS
RfD :	dose de référence (mg/kg-j) selon IRIS
TA_i :	fraction de la durée de vie correspondant à la tranche d'âge i
U.S. EPA :	United States Environmental Protection Agency

1 INTRODUCTION

Au Québec, la protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés sont encadrées par la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* du ministère de l'Environnement (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998). Selon cette politique, les critères génériques B et C constituent des critères d'évaluation de la contamination et des objectifs de réhabilitation pour des terrains contaminés à vocation résidentielle ou commerciale/industrielle, respectivement. En 2003, le *Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains* fixe des valeurs limites pour une gamme de contaminants : les valeurs limites fixées à l'annexe 1 de ce règlement correspondent aux critères génériques B tandis que les valeurs limites fixées à l'annexe 2 correspondent aux critères génériques C (Ministère de l'Environnement du Québec, 2003).

En mars 2001, le Service des lieux contaminés du ministère de l'Environnement du Québec (MENV) donnait à l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) le mandat de valider, sur la base de la protection de la santé humaine, les critères B et C de 31 substances[1,2] présentées dans sa politique. Ces substances chimiques incluent des métaux, des composés organiques volatils, des hydrocarbures aromatiques polycycliques et des composés organochlorés (tableau 1).

Les risques à la santé associés aux critères B ou C ont été évalués selon une approche quantitative d'évaluation du risque toxicologique, dans le respect des orientations développées dans les *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés* du ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS, 2002). Plusieurs aspects non précisés dans ces lignes directrices, notamment la modélisation environnementale des contaminants émis par les sols dans les différents milieux, ont été développés en se basant sur diverses sources, particulièrement sur le *Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques* du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF) (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996) et sur les lignes directrices émises par le United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) pour l'établissement de critères génériques pour les sols contaminés (U.S. EPA, 1996d, U.S. EPA, 2001d).

L'évaluation et la validation des critères B et C ont été réalisées en comparant le niveau de risque pour la population générale avec les niveaux de risque recommandés par le MSSS, 2002, soit un indice de risque total (exposition au bruit de fond et au critère) inférieur à 1,0 et un risque cancérigène inférieur à 1 excès de cancer par 1 million d'individus (1×10^{-6}). Pour certaines substances, lorsque ces limites sont dépassées, les valeurs maximales que pourraient prendre les critères sont indiquées. Les incertitudes rattachées à l'estimation des risques de chaque substance sont décrites et discutées afin que le MENV puisse mieux apprécier les résultats et déterminer, en considérant également d'autres critères de décision (p. ex. les impacts des critères sur l'écosystème), s'il y a lieu de conserver les critères tels quels ou de les modifier.

[1] À partir des 45 substances proposées dans le *Plan de travail 2000-2001 sur la validation des critères du MENV* (MENV, mai 2000).

[2] Au départ, le mandat concernait 29 substances. Deux HAP supplémentaires ont été ajoutés à la liste des 14 HAP déjà retenus.

Tableau 1. Critères B et C des 31 substances évaluées

Contaminant	Critère B (mg/kg)	Critère C (mg/kg)
Métaux		
Arsenic	30	50
Cadmium	5	20
Chrome (total)	250	800
Cuivre	100	500
Mercure	2	10
Nickel	100	500
Plomb	500	1 000
Zinc	500	1 500
Composés organiques volatils		
Benzène	0,5	5
Toluène	3	30
Ethylbenzène	3	30
Xylène	5	50
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)		
Acénaphtène	10	100
Anthracène	10	100
Benzo(a)anthracène	1	10
Benzo(a)pyrène	1	10
Benzo(b)fluoranthène[1]	1	10
Benzo(j)fluoranthène[1]	1	10
Benzo(k)fluoranthène[1]	1	10
Benzo(g,h,i)pérylène	1	10
Chrysène	1	10
Dibenzo(ah)anthracène	1	10
Fluoranthène	10	100
Fluorène	10	100
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	1	10
Naphtalène	5	50
Phénanthrène	5	50
Pyrène	10	100
Composés organochlorés		
Biphényls polychlorés	1	10
Dioxines/furannes	15 ng/kg	750 ng/kg
Pentachlorophénol	0,5	5

[1] Dans le cas où la séparation des trois congénères (b, j et k) n'est pas toujours possible d'un point de vue analytique, le MENV spécifie que ce critère doit être respecté pour l'ensemble des trois congénères.

Source : Grille des critères génériques pour les sols, site internet du MENV. Mise à jour novembre 2001.

Afin que les limites associées à l'évaluation des risques toxicologiques dans le cadre spécifique des sols contaminés soient bien comprises, le présent rapport commence par une mise en contexte à ce sujet. Le document présente ensuite toutes les étapes de l'évaluation des risques pour la santé humaine, à savoir :

- La méthodologie détaillée, incluant notamment :
  - La définition des scénarios d'exposition;
  - La description du sol générique retenu;
  - Le choix des paramètres physico-chimiques pour chaque contaminant;

  - Un résumé des algorithmes et des valeurs des paramètres utilisés pour déterminer la contamination de l'environnement (air, eau, aliments) à partir du sol;
  - Un résumé des algorithmes et des valeurs des paramètres utilisés pour évaluer les doses d'exposition du récepteur, en considérant une exposition multimédia;
  - Le choix des valeurs des estimateurs de risque;
  - L'approche et les algorithmes utilisés pour estimer les risques pour la santé.

- Les résultats de l'estimation des risques pour la santé associés aux critères B et C de chaque substance ou famille de substances sont ensuite présentés avec une discussion des voies majeures d'exposition et des incertitudes qui y sont reliées.

- La conclusion et les recommandations permettent enfin de mieux prendre position quant à la validation des critères B et C.

Afin de faciliter la lecture du document, les hypothèses et les équations utilisées pour la modélisation environnementale et l'estimation des doses d'exposition ainsi que les évaluations de risque détaillées pour chacune des substances ou familles de substances sont présentées dans les annexes 1 à 26 respectivement.

2 MISE EN CONTEXTE

Différents objectifs peuvent être utilisés pour valider des critères ou des normes, qu'ils concernent l'eau, l'air, le sol, etc. Par exemple, ces valeurs limites peuvent être validées de façon *i)* à protéger la santé des populations exposées, *ii)* à ne pas présenter de menace pour l'écosystème, *iii)* à respecter les niveaux de risque que la population considère acceptables, etc. Il faut également tenir compte des aspects technologiques et économiques lors de l'application de ces valeurs limites.

La démarche présentée dans ce document ne concerne que la protection de la santé humaine. Elle est basée sur des scénarios qui visent à protéger la majorité des individus exposés des effets potentiels que les contaminants du sol pourraient présenter pour leur santé. Même si l'évaluation des risques toxicologiques peut sembler, pour certains, une méthode précise et infaillible pour valider des critères, elle comporte cependant une large part d'incertitude que l'analyste doit considérer dans ses recommandations finales.

Les incertitudes liées à l'évaluation des risques toxicologiques sont associées aux différentes étapes de cette démarche. Ainsi, l'estimation de l'exposition des individus est une étape importante de cette approche, mais les données précises ne sont pas toujours disponibles. Il manque souvent d'information concernant la contamination de tous les milieux avec lesquels les individus sont en contact (p. ex. la présence des différents congénères de BPC dans l'eau, l'air, les aliments, le sol et les poussières intérieures). De plus, les taux d'exposition aux contaminants ne sont pas connus précisément puisqu'ils varient beaucoup selon les individus (enfants vs adultes). On utilise alors des valeurs moyennes d'exposition qui, tout en donnant une idée de l'exposition moyenne d'une population, peuvent ne pas représenter tous les individus.

L'exposition de la population aux contaminants est ensuite comparée aux estimateurs de risque (valeurs de référence et coefficients de cancérogénicité) qui sont des valeurs pour lesquelles les risques potentiels pour la santé sont faibles. Plusieurs organismes proposent de telles valeurs, et celles-ci peuvent présenter une variabilité non négligeable (un facteur de 10 entre la plus faible valeur et la plus élevée n'est pas rare). Le développement de ces estimateurs comporte une large part d'incertitude. Certains proviennent d'études réalisées chez les animaux exposés à de très fortes concentrations de contaminants. Une extrapolation est alors faite pour l'exposition beaucoup plus faible chez l'humain, en supposant que l'homme et les animaux se comportent de la même façon, ce qui n'est pas toujours le cas. D'autres estimateurs proviennent d'études menées chez des travailleurs exposés à de fortes concentrations de contaminants ainsi qu'à d'autres substances chimiques présentes dans le milieu de travail. L'extrapolation est alors faite pour la population en général, y compris les personnes plus vulnérables (enfants, personnes âgées et malades). Enfin d'autres estimateurs de risque proviennent d'études réalisées directement dans des populations plus fortement exposées que la moyenne. Ces études peuvent être plus facilement extrapolées à la population à l'étude, bien que pour certaines substances (p. ex. l'arsenic), il est permis de questionner l'utilisation de telles études menées dans des populations pauvres et présentant des carences alimentaires importantes aux populations nord-américaines.

En présence de contaminants qui ne présentent pas de risque de cancer, il est recommandé que le ratio *exposition totale de la population*[3]*/estimateur de risque* soit plus petit ou égal à 1,0 (MSSS, 2002). Lorsque le contaminant est reconnu comme une substance cancérigène, il faut alors considérer un niveau de risque supplémentaire apporté par les sols comme étant acceptable. Les lignes directrices du MSSS, 2002 recommandent que ce risque ne dépasse pas 1 excès de cancer par un million d'individus.

[3] Exposition totale : exposition due au bruit de fond + exposition associée à la source de contamination.

Toutefois, d'autres organismes de santé peuvent considérer que des niveaux de risque plus importants peuvent être acceptables socialement. Par exemple, Santé Canada (Santé Canada, 1992) considère que l'eau potable qui contient de l'arsenic à des niveaux associés à un excès de cancer de 100 par un million d'individus peut être consommée.

Même si l'évaluation des risques à la santé comporte une large part d'incertitude, différentes approches sont utilisées afin de ne pas sous-estimer les risques réels pour la population, tant au niveau de l'estimation de l'exposition que de l'utilisation des estimteurs de risque. Certains pourraient alors considérer cette démarche excessivement prudente pour valider des critères ou des normes. Ils souligneront que la population est déjà soumise à des niveaux de risque bien plus importants dans la vie de tous les jours (fumer la cigarette, se déplacer en voiture) et pourtant bien acceptés par la société. Toutefois, du point de vue de la santé publique, nous croyons que les critères et les normes ne doivent pas être établis à la valeur limite à partir de laquelle un effet réel sur la santé de la population pourrait être mesuré. Agir ainsi serait inconséquent car dans l'éventualité où l'on constaterait par la suite qu'un milieu trop pollué met la santé de la population en danger, il serait alors long et complexe de le décontaminer.

Pour valider les critères B et C, nous avons utilisé des scénarios conservateurs, mais réalistes, des estimateurs de risque recommandés par des organismes de santé reconnus et des niveaux de risque qui permettent de protéger les individus exposés d'effets potentiels associés aux contaminants. On a donc cherché à présenter une évaluation qui soit suffisamment conservatrice pour protéger la santé dans la majorité des situations. Il nous apparaissait cependant important de détailler les limites et les incertitudes qui entourent nos évaluations de risque toxicologique afin que le MENV soit à même de saisir toute leur signification en vue de prendre la meilleure décision quant à la pertinence de conserver les critères B et C actuels. Ce travail se veut plus un outil pour aider à la gestion des risques associés aux sols contaminés qu'une position de gestion comme telle.

3 MÉTHODOLOGIE

3.1 APPROCHE UTILISÉE POUR LA VALIDATION DES CRITÈRES B ET C

Deux scénarios spécifiques ont été établis pour valider les critères B et C : un scénario résidentiel et un scénario commercial/industriel. **Il est important de souligner que ces scénarios, qui tiennent compte de toutes les voies d'exposition, ont été établis en tenant compte qu'il n'y a pas de mesures de contrôle ou de mitigation des contaminants telles la présence de pelouse, d'asphalte, etc. sur les sols**, conformément aux lignes directrices du MSSS, 2002. Les sols sont considérés « à nu » et les modèles utilisés pour estimer les concentrations dans l'air, l'eau et les poussières intérieures en tiennent compte. Cette façon de faire, bien que très conservatrice, nous apparaît la meilleure puisque le respect des critères génériques B et C de la politique du ministère de l'Environnement du Québec, 1998 n'est soumis à aucun suivi de la pérennité de mesures de contrôle ou de mitigation.

Dans un premier temps, l'exposition humaine à la contamination bruit de fond a été déterminée à partir de concentrations bruit de fond tirées de la littérature pour représenter l'environnement québécois (air intérieur/extérieur, eau potable, aliments, sol et poussières intérieures). Ces doses bruit de fond estimées ont été comparées, et si nécessaire ajustées, avec les doses d'exposition bruit de fond estimées pour les Québécois par le MEF (dans le cadre du *Guide technique* du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996) ainsi que pour les Canadiens par Santé Canada (dans le cadre de l'établissement de recommandations pour les sols par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) et dans le cadre de *la Loi canadienne de protection de l'environnement* par Environnement Canada).

Dans un deuxième temps, les concentrations additionnelles au bruit de fond ont été estimées dans les différents milieux (air intérieur/extérieur, eau potable, aliments du potager et poussières intérieures). Ces concentrations additionnelles sont estimées à partir de la concentration du critère à laquelle la concentration du bruit de fond a été retranchée. La contamination des différents milieux à partir du sol est essentiellement estimée à partir de la méthodologie décrite dans le *Guide technique* du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 et des lignes directrices émises par le United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) pour l'établissement de critères génériques pour les sols contaminés (U.S. EPA, 1996d, U.S. EPA, 2001d).

Les doses d'exposition dues au bruit de fond et dues aux critères (doses additionnelles) ont ensuite été estimées en considérant toutes les voies d'exposition (ingestion, inhalation et contact cutané).

- Dans le cas des substances non cancérigènes, les doses d'exposition ont été estimées pour différentes classes d'âge afin d'être assuré que les critères B et C protègent l'ensemble de la population, y compris les groupes d'âge les plus sensibles (p. ex. les enfants). La somme de l'exposition due au bruit de fond et de celle attribuable à l'utilisation du terrain à l'étude ne doit pas dépasser la valeur de référence retenue comme étant la plus représentative parmi celles proposées par les organismes de santé reconnus.

- Dans le cas des substances cancérigènes, la dose d'exposition est exprimée sur toute la durée de vie. La durée d'exposition est de 70 ans pour une occupation résidentielle et de 45 ans (20-65 ans) dans le contexte commercial/industriel. La dose d'exposition attribuable à l'utilisation du terrain ne doit pas conduire un risque de plus d'un cancer additionnel au bruit de fond pour un million d'individus (1×10^{-6}) (MSSS, 2002).

Les risques sont évalués en tenant compte des incertitudes relatives à leur estimation (dose d'exposition, estimateur de risque) et au bruit de fond.

3.2 DESCRIPTION DES SCÉNARIOS D'EXPOSITION

Les critères B et C ont été évalués dans le cadre d'un scénario d'exposition résidentiel et commercial/industriel, respectivement. Les critères B s'appliquent également aux terrains à vocation récréative (usages sensibles comme les terrains de jeux), aux terrains à vocation institutionnelle (hôpitaux, écoles, garderies) et aux terrains à vocation commerciale situés dans un secteur résidentiel (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998). Puisque les paramètres et les hypothèses retenus dans le scénario du secteur résidentiel sont les plus protecteurs (toutes les tranches d'âge sont considérées, la durée d'exposition est plus importante), ce scénario offre une protection adéquate pour les autres usages institutionnels et récréatifs. Aucun scénario de type agricole n'a été considéré dans cette étude. Les scénarios sont conformes aux lignes directrices du MSSS, 2002.

3.2.1 Scénario résidentiel

Le scénario résidentiel considère le terrain d'une maison unifamiliale de façon à représenter un des milieux résidentiels les plus sensibles puisque les résidents ont continuellement accès à leur terrain pour leurs activités. Il représente l'exposition d'un individu âgé entre 0 et 70 ans, qui vit continuellement à la maison et qui est exposé, en plus du bruit de fond, à diverses sources de contaminants directes et indirectes en provenance du sol contaminé de la propriété résidentielle (figure 1).

Récepteur[1] **:**

- individus de 5 classes d'âge (0 à 70 ans)
- durée d'exposition : 24 hres/jour et 365 jours/an
- temps passé à l'intérieur/extérieur :
  - enfants : 21,2 hres/jour vs 2,8 hres/jour
  - adultes : 22,6 hres/jour vs 1,4 hres/jour

Voies d'exposition au bruit de fond :

- ingestion de sol dont le niveau de contamination est celui du bruit de fond
- ingestion de poussières intérieures durant l'été et durant l'hiver
- ingestion de nourriture et d'eau potable
- ingestion de lait maternel
- inhalation d'air extérieur (phase particulaire et phase gazeuse)
- inhalation d'air intérieur (phase particulaire et phase gazeuse)
- contact cutané avec l'eau, le sol et les poussières intérieures

Voies d'exposition associées au sol contaminé :

- ingestion de sol contaminé au niveau du critère B (auquel la concentration du bruit de fond a été retranchée)
- ingestion de poussières intérieures dont une partie provient du sol extérieur durant l'été
- ingestion de légumes du potager
- ingestion d'eau souterraine[2]
- ingestion de lait maternel
- inhalation des particules de sol remises en suspension dans l'air extérieur
- inhalation des vapeurs émises par le sol dans l'air extérieur
- inhalation des particules dans l'air intérieur en provenance de l'extérieur
- inhalation des vapeurs dans l'air intérieur en provenance de l'extérieur
- inhalation des vapeurs émises par le sol à l'intérieur de l'habitation (intrusion à partir du sol et volatilisation à partir de l'eau souterraine utilisée)
- contact cutané avec l'eau, le sol et les poussières intérieures

[1] Selon MSSS, 2002

[2] Si l'exposition par l'eau souterraine n'est pas négligeable par rapport à l'exposition totale par ingestion, l'évaluation des critères sera aussi développée pour le cas de secteurs desservis par un réseau d'aqueduc (pas d'exposition aux contaminants du sol via l'eau souterraine).

Figure 1. Profil d'exposition selon le scénario résidentiel

3.2.2 Scénario commercial/industriel

Le scénario commercial/industriel considère un adulte exposé dans le cadre de son travail durant une période active de 45 ans (de 20 à 65 ans). Il est exposé à diverses sources de contaminants directes et indirectes en provenance du sol contaminé de la propriété commerciale ou industrielle (voir figure 1). L'exposition aux contaminants autre que celle attribuable au sol contaminé (dose bruit de fond) est estimée séparément. Nous avons envisagé deux types de scénario commercial/industriel, afin de représenter les travailleurs qui passent leur journée à l'intérieur du bâtiment et ceux qui passent leur journée à l'extérieur.

Récepteur[1] **:**

- adulte (20 à 65 ans)
- durée d'exposition : 10 hres/jour, 5 jours/semaine et 50 semaines/an
- temps passé à l'intérieur/extérieur :
  - scénario « intérieur » : 10 hres/j à l'intérieur
  - scénario « extérieur » : 10 hres/j à l'extérieur

Voies d'exposition bruit de fond[2] **(scénarios intérieur et extérieur) :**

- ingestion de sol et de poussières intérieures durant l'été et durant l'hiver
- ingestion de nourriture et d'eau potable
- ingestion de lait maternel
- inhalation d'air extérieur (phase particulaire et phase gazeuse)
- inhalation d'air intérieur (phase particulaire et phase gazeuse)
- contact cutané avec l'eau, le sol et les poussières intérieures

Voies d'exposition associées au sol contaminé[2] **:**

Scénario intérieur :

- ingestion de poussières intérieures dont une partie provient du sol extérieur (contaminé au critère C) durant l'été
- ingestion d'eau souterraine[3]
- inhalation des particules de poussières intérieures en provenance de l'extérieur
- inhalation des vapeurs en provenance de l'extérieur et infiltrées dans le milieu de travail
- contact cutané avec les poussières intérieures

Scénario extérieur :

- ingestion de sol contaminé au critère C
- ingestion d'eau souterraine[3]
- inhalation des particules de sol remises en suspension dans l'air extérieur
- inhalation des vapeurs émises par le sol dans l'air extérieur
- contact cutané avec le sol

[1] Selon MSSS, 2002

[2] L'exposition au bruit de fond a été estimée pour toute la durée de vie (70 ans) afin de tenir compte de l'exposition totale pour les substances cancérigènes alors que l'exposition due au critère C a été estimée pour 45 ans (20 ans à 65 ans).

[3] Si l'exposition par l'eau souterraine n'est pas négligeable par rapport à l'exposition totale par ingestion, l'évaluation des critères sera aussi développée pour le cas de secteurs desservis par un réseau d'aqueduc (pas d'exposition au contaminant du sol via l'eau souterraine).

Figure 2. Profil d'exposition selon le scénario commercial/industriel

3.3 DESCRIPTION DU SOL GÉNÉRIQUE

Le choix des caractéristiques du sol contaminé (fraction de carbone organique, densité, porosité et pH) est essentiellement basé sur les documents du U.S. EPA relatif aux sols contaminés (U.S. EPA, 1996d; U.S. EPA, 2001d) et s'applique pour les deux scénarios[4] (tableau 2). Ces valeurs ont également été utilisées par d'autres organismes gouvernementaux (p. ex. Fischer et coll., 2001). L'annexe 1 décrit plus en détail le choix de ces paramètres.

[4] L'estimation de la contamination des végétaux cultivés dans le potager du scénario résidentiel sera toutefois basée sur les caractéristiques d'un sol cultivé (densité plus faible et taux de matières organiques plus élevé) présentées à l'annexe 6.

Les valeurs de superficie du terrain retenues proviennent également des mêmes sources, et sont différentes selon le type de scénarios : 2023 m^2 pour le scénario résidentiel et 121 410 m^2 pour le scénario commercial/industriel. La superficie du terrain a un effet sur la volatilisation des contaminants et sur la contamination de la nappe d'eau souterraine. Dans les deux scénarios, on suppose que le sol est « à nu » et on considère la contamination sur une épaisseur minimale de 4 mètres (Renée Gauthier, MENV, communication personnelle).

Tableau 2. Caractéristiques du sol pour les scénarios résidentiel et commercial/industriel

Paramètres du sol	Unité	Valeur	
		Scénario résidentiel	Scénario commercial/industriel
Superficie du terrain	m^2	2 023	121 410
Fraction de carbone organique	Sans unité	0,006	
Densité du sol	mg/cm^3	1 500	
Porosité totale du sol	Fraction	0,43	
Porosité aqueuse	Fraction	0,13	
Porosité en air	Fraction	0,3	
pH du sol	Sans unité	6,8	

Source : U.S. EPA, 1996d.

3.4 SÉLECTION ET DÉTERMINATION DE QUELQUES VARIABLES SPÉCIFIQUES DE CONTAMINANTS

3.4.1 Quelques paramètres physico-chimiques retenus

Afin d'estimer la contamination des différents milieux, il est nécessaire de connaître certaines caractéristiques physico-chimiques des substances évaluées. Les valeurs de quelques paramètres physico-chimiques retenues pour les 31 contaminants sont présentées aux tableaux 3 et 4. L'ensemble de tous les paramètres utilisés est présenté dans les annexes 11 à 26 où les critères B et C de chaque substance sont évalués.

La mobilité des contaminants du sol dépend fortement du coefficient d'adsorption du contaminant sur les particules de sol (Kd). Dans le cas de composés inorganiques, le Kd dépend des caractéristiques chimiques du composé et des caractéristiques du sol telles le pH ou le taux de carbone organique. Les valeurs de Kd sont définies expérimentalement. Dans le cas des composés organiques, l'affinité pour les particules de sol (Kd) dépend essentiellement du taux de carbone organique dans le sol (Foc) et du coefficient d'adsorption sur le carbone organique (Koc), lequel peut être estimé à partir du coefficient de partage octanol:eau (Kow, indicateur de la liphophilicité de la substance). Les valeurs de Kd sont utilisées pour estimer la contamination de l'eau souterraine suite à la solubilisation des contaminants, la contamination de l'air par volatilisation et la contamination des plantes.

L'annexe 2 présente les justifications du choix des valeurs Kd et de Kow. La majorité des valeurs de ces paramètres physico-chimiques retenues pour les contaminants organiques (et du mercure élémentaire) sont celles sélectionnées par le *Chemical Superfund Data Matrix* (CSDM, U.S. EPA, 1996e). L'origine des données de cette source et les critères de sélection appliqués sont détaillés dans le document du U.S. EPA, 1996e.

Tableau 3. Valeurs de quelques paramètres physico-chimiques utilisés pour les 31 substances retenues

Composé	Solubilité aqueuse (mg/L)	LogKow	LogKoc	Kd	Point de fusion (°C)	Cste de Henry à 25 °C (torr m^3/mol)
Arsenic	7,0	n.a.	n.a.	200	817	n.a.
Cadmium	insoluble	n.a.	n.a.	6,7	500	n.a.
Chrome III	1 000	n.a.	n.a.	1 200	2 330	n.a.
Chrome VI	629 000	n.a.	n.a.	31	971	n.a.
Cuivre	insoluble	n.a.	n.a.	35	1 080	n.a.
Mercure élémentaire	0,072	5,95	n.a.	10	-38	5,39
Mercure inorganique	69 000	n.a.	n.a.	10	277	5,39E-07
Nickel	293	n.a.	n.a.	150	1 450	n.a.
Plomb	100	n.a.	n.a.	900	327	n.a.
Zinc	insoluble	n.a.	n.a.	40	420	n.a.
Benzène	1 750	2,13	1,79	0,37	5,5	4,24
Toluène	535	2,69	2,14	0,84	-95,1	4,84
Ethylbenzène	150	3,14	2,31	1,22	-95	6,78
Xylène[1]	200	2,79	3,18	1,50	-25	4,68
Acénaphtène	4,24	3,92	3,69	29	n.d.	0,059
Anthracène	1,29[2]	4,55	4,37	141	218	0,011
Benzo(a)anthracène	0,0005[2]	5,7	5,55	2 148	167	0,0025
Benzo(a)pyrène	0,00162	6,11	5,99	5 814	179	0,00085
Benzo(b)fluoranthène	0,0015	6,76	6,09	7 380	165,4	0,084
Benzo(j)fluoranthène	n.d.	6,76	6,09[3]	7 380[3]	215,7[3]	0,00063[3]
Benzo(k)fluoranthène	0,0008	6,2	6,09	7 380	215,7	0,00063
Benzo(g,h,i)pérylène	0,00026	6,5	6,1	7 553	278	n.d.
Chrysène	0,002	5,7	5,6	2 388	255	0,00089
Dibenzo(a,h)anthracène	0,0025	6,69	6,25	10 740	262	0,0000011
Fluoranthène	0,21	5,12	4,69	295	111	0,0076
Fluorène	1,98	4,21	3,89	46	116	0,053
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,062[2]	6,65	6,54	20 820	163	0,0012
Naphthalène	31,0	3,36	3,07	7,14	n.d.	0,35
Phénanthrène	n.d.	4,55	n.d.	178	100	n.d.
Pyrène	0,135	5,11	4,83	406	150	0,0068
BPC	0,06	6,5	5,78	14 700	-160	0,42
Dioxines/furannes (TCDD)	0,0000193	6,80	7,39	15 800	305	0,0123
Pentachlorophénol	14	5,12	4,50	3,55	190	0,000603

[1] Valeur moyenne de valeurs du p-xylène, m-xylène et o-xylène.
[2] La valeur de Tomes+ apparaissait plus appropriée (Renée Gauthier, MENV, communication personnelle).
[3] Valeur du B(k)F par défaut.

n.a. : non applicable
n.d. : non disponible

Tableau 4. Valeurs de quelques paramètres physico-chimiques utilisés pour les contaminants volatils et le mercure élémentaire

Contaminant	Diffusivité dans l'air Dca (m^2/s)	Diffusivité dans l'eau De (m^2/s)	Pression de vapeur PV (atm)	Temp. ébullition TB (°K)	Temp. critique TC (°K)	Enthalpie de vaporisation au point d'ébullition Hv,b (cal/mol)
Mercure (élémentaire)	3,07E-06	6,30E-10	2,58E-06	630	1750	14 127
Benzène	8,80E-06	9,80E-10	1,25E-01	353	562	7 342
Toluène	8,70E-06	6,97E-10	3,74E-02	384	592	7 930
Ethylbenzène	7,50E-06	7,80E-10	1,26E-02	409	617	8 501
Xylène[1]	7,51E-06	8,44E-10	1,67E-02	414	620	8 570
Acénaphtène	4,21E-06	7,69E-10	3,29E-06	551	803	12 155
Anthracène	3,24E-06	7,74E-10	3,51E-09	615	803	13 121
Benzo(a)anthracène	5,10E-06	9,00E-10	1,38E-10	708	1005	15 000
Benzo(a)pyrène	4,30E-06	9,00E-10	7,22E-12	716	969	15 000
Benzo(b)fluoranthène	2,26E-06	5,56E-10	6,58E-10	716	969	15 000
Benzo(j)fluoranthène	2,26E-06	5,56E-10	1,97E-13	753	1 020	16 000
Benzo(k)fluoranthène	2,26E-06	5,56E-10	2,63E-12	753	1020	16 000
Benzo(g,h,i)pérylène	n.d.	n.d.	1,38E-13	n.d.	n.d.	n.d.
Chrysène	2,48E-06	6,21E-10	8,20E-12	714	979	16 455
Dibenzo(a,h)anthracène	2,02E-06	5,18E-10	1,32E-13	743	990	16 000
Fluoranthène	3,02E-06	6,35E-10	1,03E-08	656	905	13 815
Fluorène	3,63E-06	7,88E-10	8,33E-07	570	870	12 666
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	1,90E-06	5,66E-10	1,32E-13	809	1078	17 000
Naphthalène	5,90E-06	7,50E-10	1,12E-04	491	748	10 373
Phénanthrène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Pyrène	2,72E-06	7,24E-10	6,04E-09	668	936	14 370
BPC	1,56E-06	5,00E-10	1,01E-07	378	512	19 000
Dioxines/furannes	4,65E-06	4,23E-10	9,74E-13	720	985	2 460
Pentachlorophénol	5,53E-06	5,00E-10	1,45E-07	582	813	14 000

[1] Valeur moyenne des valeurs du p-xylène, m-xylène et o-xylène.

n.d. : non disponible

3.4.2 Dégradation des contaminants dans les sols

On retrouve dans la littérature des taux de dégradation pour certains contaminants biodégradables. Cependant, les demi-vies environnementales ont généralement été mesurées dans des conditions expérimentales particulières, qui peuvent être plus propices à la dégradation que les conditions réelles. Par exemple, la demi-vie d'un contaminant organique présent à la surface du sol est beaucoup plus courte que celle du même contaminant présent à 50 cm de la surface (pas de lumière, moins de microorganismes, conditions anaérobiques, etc). Or, les sols contaminés le sont généralement sur des profondeurs suffisamment importantes pour que la dégradation en surface n'ait pas d'impact sur la contamination potentielle du sous-sol.

À notre avis, utiliser les demi-vies rapportées dans la littérature ne représenterait pas la réalité présente sur le terrain. Si c'était le cas, la concentration des contaminants tendrait vers zéro lorsque six demi-vies seraient passées (il ne resterait alors que 1,6 % de la concentration initiale). Ainsi, en prenant l'exemple des HAP dont la demi-vie est de l'ordre de 1 à 2 ans lors d'expérimentations en laboratoire, tout site contaminé par ces HAP serait pratiquement décontaminé après une dizaine d'années puisque

le niveau de contamination serait alors 100 fois plus faible que le niveau de départ. Si de tels résultats s'obtenaient dans des conditions naturelles, il y aurait très peu de sols contaminés par les HAP dans le passé qui le seraient encore aujourd'hui!

C'est pourquoi, bien que le CCME, 1996 et le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 recommandent la prise en compte des données relatives à la disparition des contaminants du sol, la dégradation des contaminants n'a pas été considérée dans le présent document car les données disponibles ne s'appliquent généralement pas aux conditions réelles rencontrées dans un site contaminé en profondeur et en l'absence de traitement. Le niveau de contamination des sols a donc été considéré constant dans le temps. Cette approche a également été retenue par le U.S. EPA pour la détermination des critères sols aux États-Unis (U.S. EPA, 2001d).

3.5 ESTIMATION DES CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS L'ENVIRONNEMENT ATTRIBUABLES AUX CRITÈRES B ET C

Pour estimer l'exposition d'un individu attribuable au sol contaminé au niveau du critère B ou du critère C, différentes sources directes et indirectes d'exposition doivent être considérées. Les concentrations environnementales additionnelles au bruit de fond doivent être estimées par différents calculs mathématiques dans les différents milieux. Voici les différentes données qui ont dû être estimées afin d'évaluer l'exposition attribuable à la contamination du sol au niveau du critère[5] :

- Concentration dans l'air extérieur
- Concentration dans l'air intérieur
- Concentration dans l'eau potable d'origine souterraine
- Concentration dans les végétaux cultivés dans le potager
- Concentration dans les poussières intérieures
- Concentration dans le lait maternel.

Les données qui suivent sont principalement basées sur des travaux canadiens (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996; CCME, 1996; Fouchécourt, 2001) et américains (U.S. EPA, 1996d; U.S. EPA, 2001d).

3.5.1 Concentration de contaminants dans l'air ambiant et dans l'air intérieur

Les contaminants présents dans les sols peuvent se retrouver dans l'air ambiant et dans l'air intérieur. Dans l'air ambiant, on peut retrouver des contaminants qui proviennent du sol à partir de la remise en suspension de particules de sol (contaminants non volatiles sous forme de particules et contaminants volatiles adsorbés aux particules) et de la volatilisation (contaminants volatiles).

La contamination des sols peut conduire à la contamination de l'air intérieur par l'infiltration de l'air extérieur, l'intrusion des vapeurs à travers la fondation et la volatilisation à partir de l'eau souterraine contaminée utilisée dans la maison.

3.5.1.1 Concentration dans l'air ambiant

La remise en suspension des particules de sol est une source de contamination de l'air extérieur pour une grande majorité de contaminants. Les particules de sol peuvent être mises en suspension par

[5] Pour estimer la contamination des différents milieux lorsque les sols sont contaminés au niveau du critère, la concentration de contaminants dans le sol associée au critère a été considérée ainsi : concentration dans le sol due au critère = concentration égale à la valeur du critère - concentration dans le sol due au bruit de fond.

l'érosion éolienne, par les jeux (p. ex. baseball), par le trafic routier sur le sol non pavé et par des travaux de construction (excavation, terrassement, etc.). Toutefois, dans le cadre d'une approche générique, il est difficile d'estimer la remise en suspension du sol due à des activités précises. Par conséquent, l'approche par défaut proposée par le MEF (1996) a été retenue.

Cette approche consiste à fixer une valeur de base pour la concentration de particules dans l'air (soit 50 $\mu g/m^3$)[6] et une valeur additionnelle liée aux activités humaines. Dans le cas de l'occupation résidentielle du terrain, la concentration additionnelle de particules dans l'air due au sol serait, par défaut, de 25 $\mu g/m^3$. Dans le contexte industriel, la concentration additionnelle serait de 50 $\mu g/m^3$, laquelle proviendrait à 50 % de l'émission de particules par les procédés industriels et à 50 % de la remise en suspension de sol.

Pour estimer la concentration de contaminants sous forme de vapeurs dans l'air ambiant pour les substances volatiles, des facteurs de volatilisation des contaminants estimés à partir de taux d'émission de vapeurs de contaminants volatils à partir du sol et de coefficients de dispersion (74,23 $(g/m^2)/(kg/m^3)$ et 37,88 $(g/m^2)/(kg/m^3)$ pour le scénario résidentiel et commercial/industriel, respectivement) ont été proposés par le U.S. EPA, 1996d. L'annexe 3 présente les différentes équations qui ont été utilisées pour ces estimations. Ces estimations ne sont valides que si la concentration de contaminants dans le sol est inférieure à la concentration de saturation de la substance. C'est pourquoi l'évaluation du critère C du benzo(a)pyrène, du chrysène et du dibenzo(a,h)anthracène a alors été réalisée en utilisant la concentration de saturation plutôt que le critère lui-même (voir annexe 3 pour détails).

3.5.1.2 Concentration dans l'air intérieur

Les particules présentes dans l'air extérieur dues à la remise en suspension du sol peuvent s'infiltrer dans les édifices. Le taux d'intrusion de ces particules a été fixée à 70 %, tout comme l'avait proposé le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996.

La contamination de l'air intérieur par les vapeurs des contaminants volatils provient de trois sources. Il s'agit de *(i)* l'apport des contaminants gazeux de l'air extérieur (qui se sont volatilisés du sol et qui s'introduisent dans l'air intérieur à un taux moyen de pénétration fixé à 100 % (tout comme l'avait proposé le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996), *(ii)* l'intrusion de vapeurs à travers les fondations et *(iii)* la contribution additionnelle des contaminants attribuable à l'utilisation de l'eau dans la maison (apport par l'utilisation de la douche, du bain et de la toilette, le lavage de la vaisselle et l'utilisation de l'eau dans la cuisine, le nettoyage et la lessive). Les hypothèses et les équations qui ont été retenues pour estimer les concentrations de contaminants dans l'air intérieur sous forme gazeuse sont présentées à l'annexe 4.

3.5.2 Concentration de contaminants dans l'eau potable (souterraine)

L'eau potable peut provenir de l'eau de surface ou de l'eau souterraine. Afin d'être conservateurs, nous avons considéré que la source d'eau potable provenait de l'eau souterraine puisque cette source est, *a priori*, plus sensible à un impact des sols contaminés que l'eau de surface[7]. Les hypothèses et les équations qui ont été utilisées pour estimer cette source d'exposition sont présentées à l'annexe 5.

[6] Sur le territoire de la Ville de Montréal, les concentrations moyennes annuelles de particules varient de 20 à 60 $\mu g/m^3$ pour les particules totales et sont inférieues à 30 $\mu g/m^3$ pour les PM_{10} (CUM, 2000).

[7] Les modèles utilisés entraînent une dilution des contaminants dans l'eau de surface plus faible que la dilution des contaminants dans l'eau souterraine.

3.5.3 Concentration de contaminants dans les aliments

Dans le scénario résidentiel, les aliments potentiellement contaminés par le sol sont les végétaux cultivés dans le potager. Comme les critères ne sont pas évalués pour un usage agricole, les animaux (incluant les poissons) n'ont pas été considérés comme source d'aliments contaminés par le sol au niveau du critère B (mais ce type d'aliments sera pris en compte pour l'exposition au bruit de fond). L'ingestion d'aliments contaminés par le sol dans le scénario commercial/industriel n'est pas pertinente.

Les plantes peuvent être contaminées par différentes voies, incluant l'absorption racinaire des métaux et des composés volatiles, l'absorption foliaire à partir des dépôts humides ou secs (particules) et l'absorption foliaire de vapeurs.

(i) Pour estimer l'absorption des métaux du sol par les racines de la plante, l'utilisation de facteurs de bioconcentration a été retenue, tout comme l'ont fait plusieurs organismes (CCME, 1996; Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996; U.S. EPA, 1996d; U.S. EPA, 2001d). Le tableau 5 présente les facteurs de bioconcentration retenus pour estimer la contamination des racines, des feuilles et des fruits par absorption racinaire des métaux.

Tableau 5. Valeurs des paramètres retenus pour estimer la contamination des légumes et des fruits du potager par les métaux[1]

Substances	**Facteurs de bioconcentration (BCFsp) pour l'absorption racinaire (mg/kg m.s.)/(mg/kg sol sec)**	
	Partie de la plante	**Valeur de BCFsp**
Arsenic	feuilles racines/fruits	0,05 0,006
Cadmium	feuilles racines/fruits	1,0 0,6
Chrome	feuilles racines/fruits	0,0075 0,0045
Cuivre	feuilles racines/fruits	0,65 0,65
Mercure[2]	feuilles fruits racines	0,174[3] 0,027[3] 0,047[3]
Nickel	feuilles racines/fruits	0,06 0,06
Plomb	feuilles racines/fruits	0,045 0,045
Zinc	feuilles racines/fruits	0,71 0,19

[1] Voir justifications du choix à l'annexe 6.
[2] Selon Cappon, 1981.
[3] Pour mercure inorganique (HgII).

(ii) L'absorption racinaire des composés organiques dépend généralement de l'adsorption du contaminant sur la matière organique du sol. À partir des différentes approches empiriques publiées pour déterminer les facteurs de bioconcentration de composés organiques dans les plantes, la méthodologie de Briggs et coll., 1982[8] pour estimer l'absorption racinaire des composés organiques et celle de Travis et Arms, 1988 pour estimer la contamination des feuilles de la plante à partir de l'absorption racinaire des composés organiques, ont été utilisées (tableau 6).

(iii) Les plantes peuvent aussi être contaminées par le dépôt de particules de sol sur les feuilles suite à la déposition ou aux éclaboussures d'eau contaminée par le sol lors d'averses. L'estimation de la déposition de particules implique la connaissance de plusieurs facteurs caractérisant les plantes (rendement, surface offerte, niveau de protection, etc.) qui, à notre avis, sont difficiles à établir pour une évaluation générique. Aussi, dans le contexte d'un potager, il a été considéré que les légumes sont lavés avant d'être consommés, ce qui réduit énormément la contribution des dépositions de particules à la contamination des légumes. **Considérant l'importance des incertitudes reliées à ce type d'évaluation et la faible contribution qui s'y rattache dans le contexte d'un jardin potager lorsque les légumes sont lavés avant consommation, cette voie de contamination des plantes n'a pas été retenue**.

(iv) Pour estimer l'absorption des vapeurs de composés organiques par les feuilles des plantes, les facteurs de transfert air-feuille expérimentaux de Smith et coll., 2001 ont été retenus pour les HAP.

Le tableau 6 présente les facteurs de bioconcentration retenus pour estimer la contamination des racines par l'absorption racinaire (BCF_{rac}), la contamination des feuilles et des tiges par l'absorption racinaire (BCF_{veg}) et à partir de l'air (Bva(air)veg). À notre connaissance, aucune relation permettant d'estimer la concentration de composés organiques dans les **fruits** n'a été publiée. Étant donné que *i)* les concentrations de contaminants organiques dans les plantes sont probablement surestimées du fait que l'on n'a pas tenu compte de la disparition des contaminants au cours du temps (métabolisme)[9] et *ii)* le ratio surface exposée/masse de tissu est plus faible pour les fruits que pour les tissus végétatifs, la contamination des fruits due à l'absorption racinaire et à l'absorption des vapeurs ont été considérées arbitrairement comme 10 fois plus faible que celle dans le tissu végétatif. L'annexe 6 présente en détail les hypothèses et les équations qui ont été retenues pour estimer les concentrations de contaminants dans les légumes et les fruits du potager à partir de la contamination du sol.

[8] Méthodologie qui est recommandée par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 et qui a été validée par Polder et coll., 1995.

[9] Le métabolisme dans les plantes n'a pas été pris en compte car il est spécifique à la substance et à la plante, ce qui rend très difficile sa prise en compte pour une évaluation sur des plantes « génériques » (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996).

Tableau 6. Valeur des paramètres retenus pour estimer la contamination des légumes et des fruits du potager par les substances organiques[1]

Substances	Facteurs de bioconcentration (BCF) (Note 1)		
	BCF dans les racines à partir d'absorption racinaire (BCFrac)[2]	**BCF dans les feuilles à partir d'absorption racinaire (BCFveg)**[3]	**BCF dans les feuilles à partir de l'air (Bva(air)veg)**[4]
Benzène	0,0103	3,15	0,0054
Toluène	0,0111	1,49	0,384
Éthylbenzène	0,0157	0,818	0,77
Xylène	0,00135	1,31	0,501
Acénaphtène	0,00269	0,289	536
Anthracène	0,00169	0,124	5 000
Benzo(a)anthracène	0,000854	0,0268	36 900
Benzo(a)pyrène	0,000641	0,0155	61 900
Benzo(b)fluoranthène	0,000641	0,0155	35 700
Benzo(j)fluoranthène	0,00161	0,0065	44 000
Benzo(k)fluoranthène	0,000597	0,0137	44 000
Benzo(g,h,i)perylène	0,00099	0,0092	41 700
Chrysène	0,000761	0,0268	27 400
Dibenzo(a,h)anthracene	0,000984	0,00714	8 330
Fluoranthène	0,00221	0,0581	8 090
Fluorène	0,00281	0,196	5 240
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,00047	0,00753	44 000
Naphtalène	0,00427	0,61	24,9
Phénanthrène	0,00059	0,124	2 380
Pyrène	0,00158	0,0589	9 520
BPC	0,00207	0,0092	28 600
Dioxines/furannes	0,0000867	0,00617	1 950 000
Pentachlorophénol	0,00343	0,0581	831 000

[1] Voir justifications du choix à l'annexe 6.

[2] En mg/kg m.s./mg/kg sol humide.

[3] En mg/kg m.s./mg/kg sol humide.

[4] En mg/kg m.s./mg/kg air vapeur sèche.

Note 1 : La contamination des fruits due à l'absorption racinaire et celle due à l'absorption des vapeurs ont été considérées arbitrairement comme 10 fois plus faible que celle dans le tissu végétatif.

3.5.4 Concentration de contaminants dans les poussières intérieures

L'estimation de la concentration de contaminants dans les poussières intérieures due au critère est adaptée de la méthodologie du MEF (1996). Durant la période estivale (avril à octobre, inclusivement, soit 7 mois), on considère que les poussières intérieures sont composées de 50 % de sol de surface contaminé et de 50 % de sources intérieures supposées non contaminées par l'environnement extérieur étudié (voir équation à l'annexe 7). Durant la période hivernale (novembre-mars), les sols sont considérés gelés ou recouverts de neige, et l'apport de sol à l'intérieur est donc supposé nul (MSSS, 2002).

3.5.5 Concentration de contaminants dans le lait de formule

Lors de l'estimation de l'exposition des 0-6 mois, il a été considéré que ces enfants pouvaient boire deux types de lait : le lait de formule ou le lait maternel. Le lait de formule peut se présenter sous forme de lait « prêt à servir », de concentré à diluer avec de l'eau ou de poudre à reconstituer avec de l'eau. L'annexe 8 présente les hypothèses et l'équation retenues pour estimer la concentration de contaminants dans le lait de formule pour le bruit de fond. Généralement, les données disponibles dans la littérature sur les concentrations mesurées dans le lait de formule concernent le lait « prêt-à-servir ». Pour tenir compte de l'effet du sol contaminé sur l'exposition via l'ingestion de lait de formule, la concentration additionnelle dans l'eau souterraine a alors été considérée.

3.5.6 Concentration de contaminants dans le lait maternel

La méthodologie retenue pour estimer l'exposition aux contaminants organiques par ingestion de lait maternel est basée sur celle préconisée par le MEF (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996)[10]. Aucune méthodologie n'ayant encore été développée pour estimer le transfert des métaux dans le lait maternel, cette voie d'exposition n'a pas été considérée pour cette catégorie de substances.

La concentration de contaminants dans le lait maternel est supposée équivalente à la concentration dans les graisses de la mère. Cette concentration est estimée à partir de la dose de contaminants absorbée par la mère (due à toutes les voies d'exposition), d'un facteur de bioconcentration et de la demi-vie du contaminant dans l'organisme[11]. Le tableau 7 présente les facteurs de bioconcentration chez l'humain sur la base des lipides (BCF_L) et les constantes d'élimination retenues pour l'estimation de la concentration des substances organiques dans le lait maternel. Les hypothèses et les équations retenues pour estimer la concentration de contaminants dans le lait maternel sont présentées à l'annexe 8.

[10] Cette méthodologie est différente de celle proposée par le U.S.EPA (Abt Associates Inc, 1999), laquelle ne permet pas de déterminer la concentration dans le lait pour tout composé dont on connaît le Kow, contrairement à celle du MEF. Aussi, la façon de déterminer un des paramètres (la proportion de contaminants ingérés qui est stockée dans les graisses) n'est pas claire. Étant donné que la méthodologie du MEF nous paraît valide, elle a été conservée et complétée.

[11] Notons que pour les HAP et les BTEX, l'élimination du contaminant dans l'organisme de la mère et dans le lait maternel n'ont pas été prises en compte pour l'estimation de la concentration dans le lait maternel. La surestimation de l'exposition qui en découle a été discutée lors de la validation de chacune de ces substances.

Tableau 7. Valeurs des paramètres utilisés pour estimer la contamination du lait maternel

Substances	Facteur de bioconcentration dans le lait maternel (BCF_L)	Constante d'élimination K_{el} (jour^{-1})
Arsenic	n.c.	n.c.
Cadmium	n.c.	n.c.
Chrome III	n.c.	n.c.
Chrome VI	n.c.	n.c.
Cuivre	n.c.	n.c.
Mercure élémentaire	n.c.	n.c.
Mercure inorganique	n.c.	n.c.
Nickel	n.c.	n.c.
Plomb	n.c.	n.c.
Zinc	n.c.	n.c.
Benzène	0,711	n.c.
Toluène	4,79	n.c.
Éthylbenzène	17,6	n.c.
Xylène	6,52	n.c.
Acénaphtène	104	n.c.
Anthracène	277	n.c.
Benzo(a)anthracène	589	n.c.
Benzo(a)pyrène	558	n.c.
Benzo(b)fluoranthène	558	n.c.
Benzo(j)fluoranthène	361	n.c.
Benzo(k)fluoranthène	539	n.c.
Benzo(g,h,i)pérylène	452	n.c.
Chrysène	589	n.c.
Dibenzo(ah)anthracène	386	n.c.
Fluoranthène	476	n.c.
Fluorène	171	n.c.
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	400	n.c.
Naphtalène	31	n.c.
Phénanthrène	277	n.c.
Pyrène	473	n.c.
BPC	452	0,000633
Dioxines/furannes	346	0,000267
Pentachlorophénol	476	0,046

n.c. : non considéré.

3.6 ESTIMATION DES DOSES D'EXPOSITION

3.6.1 Estimation des doses d'exposition au bruit de fond

Des concentrations bruit de fond dans les différents milieux et dans les aliments ont été sélectionnées afin de permettre l'estimation des doses d'exposition dues au bruit de fond. La source des données pour chaque contaminant est détaillée dans les annexes 11 à 26. La dose d'exposition due au bruit de fond est donc estimée en utilisant les mêmes équations que celles pour estimer la dose d'exposition additionnelle due au critère (présentées à l'annexe 9). À titre de comparaison, les doses d'exposition due au bruit de fond estimées dans cette étude, celles-ci ont été comparées aux doses d'exposition bruit de fond estimées pour les Québécois publiées dans le *Guide technique* du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 et pour les Canadiens publiées par Santé Canada

(dans le cadre de l'établissement de critères de sol) ou par Environnement Canada (dans le cadre de la *Loi canadienne de protection de l'environnement*). Les différences observées entre les doses d'exposition bruit de fond estimées par ces trois sources sont présentées, et si nécessaire, discutées dans chacune des annexes 11 à 26.

3.6.2 Estimation des doses d'exposition dues au sol contaminé

L'exposition due au sol contaminé peut comprendre, selon le scénario résidentiel ou commercial/industriel, les sources suivantes : ingestion de sol, de poussières intérieures, de plantes contaminées du potager (scénario résidentiel seulement), d'eau souterraine contaminée et de lait par les bébés (lait maternisé et lait maternel)[12], inhalation de vapeurs et de particules, et contact cutané avec l'eau, le sol et les poussières. Le tableau 8 présente les taux d'absorption spécifiques des contaminants et des voies d'exposition. Les équations utilisées pour estimer les doses d'exposition dues au sol contaminé sont présentées à l'annexe 9.

[12] Pour estimer l'exposition des nourrissons aux contaminants du sol dans le lait, deux approches ont été envisagées. La première consiste à considérer que les nourrissons sont nourris avec du lait maternisé en poudre reconstitué avec de l'eau potable souterraine potentiellement contaminée par le sol, et la seconde considère que les nourrissons sont nourris au sein. Les estimations seront donc menées en parallèle, et le mode d'alimentation qui conduit à l'exposition la plus forte sera retenu pour l'estimation de la dose d'exposition totale et l'évaluation du risque (ce choix se fera au cas par cas).

Tableau 8. Valeurs des taux d'absorption spécifiques des contaminants et des voies d'exposition

Substances	Fabs ingestion	Fabs inhalation	Fabs cutané (sol/poussières)	Fabs cutané (eau)
Arsenic	1,0	1,0	0,001	1,0
Cadmium	0,08	0,5	0,001[1]	1,0
Chrome III	0,03	0,12	0,001	1,0
Chrome VI	0,1	0,3	0,001	1,0
Cuivre	0,71	1,0	0,001	1,0
Mercure élémentaire	0,01	0,8	0,001	1,0
Mercure inorganique	0,15	0,4	0,1	1,0
Nickel	0,27	1,0	0,004	1,0
Plomb	0,5	0,5	0,001	1,0
Zinc	0,33	1,0	0,001	1,0
Benzène	1,0	0,5	0,03	1,0
Toluène	1,0	0,8	0,1	1,0
Éthylbenzène	0,9	0,65	0,1	1,0
Xylène	1,0	0,6	0,1	1,0
Acénaphtène	1,0	1,0	0,13	1,0
Anthracène	1,0	1,0	0,13	1,0
Benzo(a)anthracène	1,0	1,0	0,13	1,0
Benzo(a)pyrène	1,0	1,0	0,13	1,0
Benzo(b)fluoranthène[1]	1,0	1,0	0,13	1,0
Benzo(j)fluoranthène[1]	1,0	1,0	0,13	1,0
Benzo(k)fluoranthène[1]	1,0	1,0	0,13	1,0
Benzo(g,h,i)pérylène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chrysène	1,0	1,0	0,13	1,0
Dibenzo(ah)anthracène	1,0	1,0	0,13	1,0
Fluoranthène	1,0	1,0	0,13	1,0
Fluorène	1,0	1,0	0,13	1,0
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	1,0	1,0	0,13	1,0
Naphtalène	1,0	1,0	0,13	1,0
Phénanthrène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Pyrène	1,0	1,0	0,13	1,0
BPC	0,7	0,7	0,14	0,14
Dioxines/furannes	0,87	0,7	0,03	0,5
Pentachlorophénol	0,8	0,88	0,25	0,9

[1] Valeur expérimentale du U.S. EPA, 2001c qui a été retenue pour tous les métaux.

n.d. : non disponible

3.6.3 Exposition cutanée

L'exposition via le contact cutané dépend de la concentration et de la biodisponibilité du contaminant dans la matrice, de la surface de peau exposée et de la durée de l'exposition. Dans tous les cas, la dose reçue par contact cutané est donc une *dose interne* contrairement aux doses d'exposition par ingestion et par inhalation qui sont des *doses externes*. La méthodologie retenue pour estimer l'exposition cutanée est basée sur le document du U.S. EPA, 2001c et détaillée à l'annexe 9.

En ce qui concerne le sol et les poussières, les données de surface corporelle exposées (tirées des lignes directrices du MSSS, 2002), les fréquences d'exposition et les taux d'adhérence retenus selon

les tranches d'âge sont présentées au tableau 15 de l'annexe 9. Les fractions d'absorption cutanée retenues à partir du sol et des poussières sont présentées au tableau 8 ci-dessus.
La dose absorbée à partir de l'eau dépend de la perméabilité cutanée du composé présent dans l'eau, laquelle dépend à la fois des caractéristiques du composé et de la peau, de la concentration du composé dans l'eau et du temps nécessaire à l'atteinte de l'équilibre entre la concentration dans le *stratum corneum*[13] et l'épiderme viable[14]. Les données de surface corporelle sont tirées des lignes directrices du MSSS, 2002. La durée journalière d'exposition à l'eau est de 0,25 heure pour l'usage de la douche et du bain. L'annexe 9 présente plus en détail la méthodologie retenue pour estimer l'exposition cutanée à partir de l'eau.

3.7 INCERTITUDES ASSOCIÉES À L'EXPOSITION

Les critères B et C de la *Politique* ont été évalués sur la base de l'évaluation du risque que représentent les contaminants pour un individu ayant des caractéristiques moyennes (poids corporel, taux d'inhalation, taux d'ingestion, taux de contact avec le sol) représentatives d'un « Québécois moyen » (valeurs essentiellement issues de MSSS, 2002). L'aspect plus conservateur des données d'exposition est relié aux activités et à l'occupation du terrain (p. ex. dans le scénario résidentiel, l'individu passe 100 % de son temps sur son terrain, à l'intérieur ou à l'extérieur de la maison). Par conséquent, les caractéristiques de cet individu récepteur ne sont pas irréalistes, ce qui évite une surestimation importante du niveau de risque et en réduit l'incertitude. La sélection de données d'exposition moyennes mais conservatrices est aujourd'hui commune à plusieurs organismes de santé, dont le U.S. EPA (U.S. EPA, 2001c; U.S. EPA, 2001d).

Un aspect plus conservateur de l'évaluation du risque qui a été réalisée concerne l'utilisation de données conservatrices pour des paramètres qui sont très variables ou plus difficiles à définir (p. ex. facteurs de bioconcentration pour les différentes parties des nombreuses plantes potagères). Ainsi, lors de l'estimation de l'intrusion des vapeurs à partir du sol dans l'air intérieur, certaines données utilisées par défaut dans le modèle d'intrusion de vapeurs sont conservatrices (taux de changement d'air, volume de la maison, choix du loam parmi 12 types de sol) (voir annexe 4).

De même, tous les scénarios utilisés pour valider les critères B et C ont considéré que le sol contaminé était « à nu », c'est-à-dire sans pelouse ni couche d'asphalte qui empêchent ou réduisent fortement le contact entre les contaminants du sol et l'individu exposé. Il nous apparaissait important de procéder ainsi dans cette évaluation générique puisque d'une part, le but de ce travail est de valider les valeurs des critères B et C, et d'autre part, nous n'avons aucune assurance que le sol contaminé est effectivement protégé par de tels recouvrements dans tous les cas et que la mesure de mitigation sera maintenue au fil des années.

Il faut également souligner que plusieurs formes chimiques d'une même substance ont dû être considérées pour l'évaluation des risques toxicologiques, et ce spécialement pour les métaux. Par exemple, dans les sols, le zinc se retrouve généralement sous forme d'ions Zn^{+2} inorganiques, de composés organiques solubles et insolubles, sous forme adsorbée à l'argile ou aux oxydes métalliques, et il peut être présent dans différents minéaux. Pour valider les critères du zinc, les propriétés physico-chimiques qui ont été retenues sont celles du zinc métallique. Les concentrations bruit de fond retenues ont généralement été mesurées en considérant toutes les différentes formes de zinc. Enfin, les valeurs de référence retenues sont celles recommandées par le Panel of micronutrients et coll., 2002. Ces valeurs sont basées sur des études menées chez les adultes prenant des suppléments alimentaires

[13] Couche la plus superficielle de l'épiderme.
[14] Couche superficielle de la peau.

de zinc, sous forme de gluconate de zinc, et chez les bébés nourris au lait de formule enrichi par du zinc. Le nombre limité de données disponibles en fonction des différentes formes chimiques d'une même substance introduit également des limitations lors de l'évaluation des risques toxicologiques.

3.8 ESTIMATEURS DE RISQUE

Le choix des estimateurs de risque a été réalisé selon les recommandations des lignes directrices du MSSS, 2002. Les valeurs de référence pour des effets autres que le cancer et les estimateurs de risque de cancer ont été choisis à partir de la banque de données IRIS (*Integrated Risk Information System*) du U.S. EPA, de l'ATSDR (Agency for Toxic Substances Disease Register), de Santé Canada et de l'Organisation mondiale de la santé. Pour certaines substances, d'autres organismes ont été retenus, tels le National Academy of Sciences (NAS) pour les éléments essentiels ou le California Environmental Protection Agency (CalEPA) pour les facteurs d'équivalence-BaP des HAP.

3.8.1 Valeurs de référence pour des effets autres que le cancer

Pour les effets autres que le cancer, des organismes de santé reconnus (U.S. EPA, ATSDR, Santé Canada, OMS) ont déterminé des doses et/ou des concentrations de référence, lesquelles portent des noms différents selon l'organisme : RfD et RfC de la banque IRIS du U.S. EPA; MRL, « maximum risk level », de l'ATSDR, DJA, « dose journalière admissible » ou TDI, « tolerable daily intake », de Santé Canada, PTDI, « provisional tolerable daily intake », de l'OMS.

Lorsque la dose d'exposition de l'individu à un contaminant donné ne dépasse pas la dose de référence, on considère que celui-ci est protégé de tout effet néfaste à la santé lié à ce contaminant (dans la mesure où celui-ci n'est pas un cancérogène). Les valeurs de référence sont développées à partir de données recueillies lors d'expérimentations animales ou à partir de données humaines.

3.8.2 Estimateurs de risque d'excès de cancer

Pour les composés carcinogènes, la plupart des organismes de santé reconnus qui suggèrent des estimateurs de risque cancérigènes considèrent que toute dose peut conduire au développement d'un cancer : il s'agit d'effet sans seuil. On évalue donc le niveau de risque en comparant la probabilité de développer un cancer suite à une dose d'exposition donnée avec un niveau de risque d'excès de cancer « acceptable ».

Par exemple, pour les substances classées dans les groupes I (carcinogène pour l'humain) et II (probablement carcinogène pour l'humain) selon la classification de la *Loi canadienne pour la protection de l'environnement*, Santé Canada considère qu'il n'y a pas de seuil d'exposition pour un effet carcinogène, et recommande que l'exposition humaine soit aussi faible que possible (suffisamment faible pour être négligeable comparée aux autres risques rencontrés dans la société) (Health Canada, 1996). Les approches du U.S. EPA et de Santé Canada sont présentées à l'annexe 10.

3.8.3 Estimateurs de risque retenus

Le tableau 9 présente les estimateurs de risque qui ont été retenus pour cette étude. Les annexes 11 à 26 présentent une description plus détaillée de la toxicologie des substances et des raisons qui ont motivé le choix du/des estimateur(s) de risque retenu(s) pour chacune d'elles.

Tableau 9. Estimateurs de risque retenus pour la validation des critères B et C

Substance	Valeurs de référence (effets autres que le cancer) (mg/kg-j)		Doses associées à un excès de risque de cancer de 10^{-6} (mg/kg-j)	
	Ingestion	Inhalation[1]	Ingestion	Inhalation
Métaux				
Arsenic	3×10^{-4}	n.d.	$6{,}7 \times 10^{-7}$	$6{,}6 \times 10^{-8}$
Cadmium	$8{,}4 \times 10^{-4}$	$2{,}0 \times 10^{-4}$ [2]	n.d.	$6{,}5 \times 10^{-8}$
Chrome Chrome III Chrome VI	 1,5 $3{,}0 \times 10^{-3}$	 n.d. $2{,}9 \times 10^{-5}$	 n.d. n.d.	 n.d. $2{,}3 \times 10^{-8}$
Cuivre	0,1	n.d.	n.d.	n.d.
Mercure HgII Hg0	3×10^{-4} n.d.	n.d. $8{,}6 \times 10^{-5}$	n.d. n.d.	n.d. n.d.
Nickel	$2{,}0 \times 10^{-2}$	$5{,}7 \times 10^{-6}$	n.d.	$1{,}2 \times 10^{-6}$
Plomb	$3{,}6 \times 10^{-3}$	n.d.	n.d.	n.d.
Zinc	1,0	n.d.	n.d.	n.d.
Composés organiques volatils				
Benzène	n.d.	n.d.	$2 - 7 \times 10^{-5}$	$0{,}4 - 1{,}3 \times 10^{-4}$
Toluène	$2{,}0 \times 10^{-1}$	$1{,}1 \times 10^{-1}$	n.d.	n.d.
Ethylbenzène	$1{,}0 \times 10^{-1}$	$2{,}8 \times 10^{-1}$	n.d.	n.d.
Xylène	$7{,}0 \times 10^{-1}$	$2{,}8 \times 10^{-2}$	n.d.	n.d.
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)				
Acénaphtène	$6{,}0 \times 10^{-2}$	n.d.	n.d.	n.d.
Anthracène	$3{,}0 \times 10^{-1}$	n.d.	n.d.	n.d.
Benzo(a)anthracène	n.d.	n.d.	Note 1	Note 1
Benzo(a)pyrène	n.d.	n.d.	$1{,}4 \times 10^{-7}$	$9{,}0 \times 10^{-6}$
Benzo(b)fluoranthène	n.d.	n.d.	Note 1	Note 1
Benzo(j)fluoranthène	n.d.	n.d.	Note 1	Note 1
Benzo(k)fluoranthène	n.d.	n.d.	Note 1	Note 1
Benzo(ghi)pérylène	n.d.	n.d.	Note 1	Note 1
Chrysène	n.d.	n.d.	Note 1	Note 1
Dibenzo(ah)anthracène	n.d.	n.d.	Note 1	Note 1
Fluoranthène	$4{,}0 \times 10^{-2}$	n.d.	n.d.	n.d.
Fluorène	$4{,}0 \times 10^{-2}$	n.d.	n.d.	n.d.
Indéno(1,2,3cd)pyrène	n.d.	n.d.	Note 1	Note 1
Naphtalène	$2{,}0 \times 10^{-2}$	$9{,}0 \times 10^{-4}$	n.d.	n.d.
Phénanthrène	n.d.	n.d.	Note 1	Note 1
Pyrène	$3{,}0 \times 10^{-2}$	n.d.	n.d.	n.d.
Composés organochlorés				
BPC	$2{,}0 \times 10^{-5}$	n.d.	$1{,}0 \times 10^{-6}$	n.d.
Dioxines/furannes	$1{,}0 \times 10^{-9}$	n.d.	$1{,}0 \times 10^{-12}$	n.d.
Pentachlorophénol	$3{,}0 \times 10^{-2}$	n.d.	$8{,}3 \times 10^{-6}$	n.d.

[1] Calculée à partir de la concentration de référence en assumant un taux d'inhalation de 20 m^3/j et un poids corporel de 70 kg.

[2] Comme la dose de référence par inhalation est dérivée de la dose de référence par ingestion, l'exposition à partir de toutes les voies d'exposition (ingestion, inhalation et contact cutané) a été comparée à la dose de référence par ingestion.

n.d. : non disponible.

Note 1 : Substance évaluée par rapport au benzo(a)pyrène (voir annexe 23).

3.9 EXPRESSION DES RÉSULTATS DE VALIDATION DES CRITÈRES B ET C

3.9.1 Démarche et présentation de la validation des critères B et C

D'une manière générale, la validation des critères B et C est basée sur la comparaison de la dose d'exposition due au bruit de fond et/ou à la contamination du sol au niveau du critère avec les doses d'exposition maximale recommandées. Le traitement et l'interprétation des résultats sont cependant différents selon qu'il s'agit d'une substance cancérigène ou non.

Bien que les sols contaminés le soient souvent par un mélange complexe de différentes substances, l'évaluation de risque ne tient pas compte des interactions possibles entre les différents contaminants. Une telle approche serait de toute façon difficile à réaliser dans le cadre d'une évaluation générique.

3.9.1.1 Dose d'exposition vs dose interne

Les études toxicologiques ou épidémiologiques utilisées pour élaborer les estimateurs de risque (dose de référence, estimateurs de risque cancérigène) présentent habituellement leurs données sous forme de dose d'exposition et non pas de dose absorbée. C'est pourquoi les évaluations de risque réalisées pour valider les critères sont basées sur les doses d'exposition et non pas sur les doses internes. Toutefois, comme il sera vu plus loin, si plusieurs voies d'exposition sont combinées pour estimer une dose d'exposition globale, les taux d'absorption de chacune des sont pris en compte afin de comparer la dose d'exposition globale avec l'estimateur de risque (section 3.9.1.2).

3.9.1.2 Risques à la santé autres que le cancer : indices de risque

Pour les substances non cancérigènes, le principe de base est qu'il est existe une dose d'exposition seuil au-dessous de laquelle on ne devrait pas observer d'effets néfastes sur la santé. Cette dose d'exposition est, dans ce document, appelée dose de référence (DR). Afin de faciliter l'interprétation des données, on peut comparer la dose d'exposition estimée (DE) avec la dose de référence à l'aide d'un indice de risque (IR) :

$$\text{Indice de risque (IR)} = \frac{\text{dose d'exposition (mg/kg - j)}}{\text{dose de référence (mg/kg - j)}} \qquad \text{Équation 1}$$

Si l'indice de risque est inférieur à 1,0, cela indique que la dose d'exposition est inférieure à la dose maximale recommandée, et donc qu'il n'y a pas d'effets néfastes sur la santé attendus. Par contre, si l'indice de risque est supérieur à 1,0, la dose d'exposition dépasse la valeur limite et pourrait entraîner des effets sur la santé.

Pour plusieurs substances, les organismes de santé reconnus suggèrent deux valeurs de référence : une dose de référence pour la voie d'ingestion et une concentration de référence pour la voie d'inhalation. Dans de tels cas, l'estimation des risques est traitée séparément en fonction de chacune des voies d'exposition. Lorsqu'il n'y a qu'une seule valeur de référence, l'estimation des risques doit intégrer toutes les voies d'exposition, lorsqu'il est plausible biologiquement de le faire. Dans ces cas-là, les facteurs d'absorption respectifs pour les deux voies d'exposition doivent être pris en considération pour transformer la dose administrée par une voie en dose équivalente administrée par une autre voie. Afin de clarifier, nous avons illustré ci-dessous l'interprétation des données par trois exemples typiques.

Cas #1

La substance #1 produit des effets toxiques locaux lors d'une exposition par inhalation[15] (p. ex. inflammation des voies respiratoires). Dans ce cas, la dose de référence par inhalation est spécifique de cette voie d'exposition, et l'indice de risque par inhalation est estimé comme suit :

$$IR_{inh} = \frac{DE_{inh}}{DR_{inh}} \qquad \text{Équation 2}$$

où
IR_{inh} = indice de risque pour l'inhalation
DE_{inh} = dose d'exposition par inhalation (mg/kg-j)
DR_{inh} = dose de référence par inhalation (mg/kg-j)

Si les effets locaux ont lieu suite à une exposition par ingestion (au lieu de l'inhalation), une approche semblable est utilisée (mais on remplace inhalation par ingestion dans l'équation 2).

Cas #2

La substance #2 produit des effets au niveau systémique (p. ex. toxicité au niveau du rein mise en évidence lors d'une exposition par ingestion). L'organe cible est exposé via la concentration dans le sang, laquelle dépend de l'exposition par ingestion, par inhalation et par contact cutané. L'indice de risque doit donc tenir compte de ces trois voies d'exposition et du facteur d'absorption qui leur est propre. L'indice de risque sera estimé différemment selon que la dose de référence est basée sur l'ingestion ou l'inhalation :

Avec une dose de référence par ingestion

$$IRC = \frac{DE_{ing} + DE_{inh} \times \frac{Fabs_{inh}}{Fabs_{ing}} + \frac{DA_{cut}}{Fabs_{ing}}}{DR_{ing}} \qquad \text{Équation 3}$$

où
IRC = indice de risque combiné pour l'effet critique (systémique)
DE_{ing} = dose d'exposition (externe) par ingestion (mg/kg-j)
DE_{inh} = dose d'exposition (externe) par inhalation (mg/kg-j)
DA_{cut} = dose absorbée par contact cutané (mg/kg-j)
$Fabs_{ing}$ = facteur d'absorption de la substance par ingestion (fraction)
$Fabs_{inh}$ = facteur d'absorption de la substance par inhalation (fraction)
DR_{inh} = dose de référence (externe) par ingestion (mg/kg-j)

[15] Une équation du même type pourrait être utilisée dans le cas où l'effet critique (= effet néfaste considéré) ne serait associé qu'au contact cutané.

Avec une dose de référence par inhalation[16]

$$IRC = \frac{DE_{ing} \times \frac{Fabs_{ing}}{Fabs_{inh}} + DE_{inh} + \frac{DA_{cut}}{Fabs_{inh}}}{DR_{inh}}$$ Équation 4

où
IRC = indice de risque combiné pour l'effet critique (systémique)
DE_{ing} = dose d'exposition (externe) par ingestion (mg/kg-j)
DE_{inh} = dose d'exposition (externe) par inhalation (mg/kg-j)
DA_{cut} = dose absorbée par contact cutané (mg/kg-j)
$Fabs_{ing}$ = facteur d'absorption de la substance par ingestion (fraction)
$Fabs_{inh}$ = facteur d'absorption de la substance par inhalation (fraction)
DR_{inh} = dose de référence (externe) par inhalation (mg/kg-j)

Cas #3

La substance #3 provoque des effets différents selon la voie d'exposition. Par exemple, si une substance produit un effet critique A (effet non systémique) sur le système respiratoire, la dose de référence spécifique de cet effet ne concernera que l'exposition par inhalation[17]. Si les études par ingestion démontraient que cette substance provoquait un effet critique B (effet systémique) sur le rein, cet effet serait relié à la concentration de la substance dans la circulation systémique. Dans le cadre de la présente évaluation, l'exposition par inhalation serait comparée à la dose de référence par inhalation, et parallèlement, les expositions par ingestion et par contact cutané seraient comparées à la dose de référence par ingestion. On devrait calculer deux indices de risque (IR).

- Pour estimer le risque lié à l'effet critique A, il faudrait calculer l'indice de risque par inhalation, qui est lié à une exposition locale :

$$IR_{inh,A} = \frac{DE_{inh}}{DR_{inh,A}}$$ Équation 5

où
$IR_{inh,A}$ = indice de risque pour l'effet critique A (par inhalation)
DE_{inh} = dose d'exposition par inhalation (mg/kg-j)
$DR_{inh,A}$ = dose de référence par inhalation pour l'effet A (mg/kg-j)

[16] Lorsque la seule valeur de référence disponible est une concentration de référence et qu'il est justifié de tenir compte de l'exposition par ingestion, par inhalation et/ou par contact cutané, il est nécessaire de calculer à quelle dose journalière correspond la concentration dans l'air. Pour cela, les mêmes valeurs d'exposition utilisées par les autres organismes de santé ont été retenues, à savoir un volume d'inhalation de 20 m^3/j et un poids corporel de 70 kg.

$$DR_{inh} = \frac{CR_{inh}\ (\mu g/m^3) \times 20\ m^3/j}{70\ kg} \times 10^{-3}\ ug/mg$$

où
DR_{inh} = dose de référence par inhalation (mg/kg-j)
CR_{inh} = concentration de référence (µg/m^3)

[17] Une équation du même type pourrait être utilisée dans le cas d'un effet critique uniquement associé au contact cutané.

- Pour estimer le risque lié à l'effet critique B, il faudrait tenir compte de la voie d'ingestion et du contact cutané qui conduiraient à l'absorption de la substance par l'organisme:

$$IRC_B = \frac{DE_{ing} + \frac{DA_{cut}}{Fabs_{ing}}}{DR_{ing,B}}$$ Équation 6

où
IRC_B = indice de risque combiné pour l'effet critique B (systémique)
DE_{ing} = dose d'exposition (externe) par ingestion (mg/kg-j)
DA_{cut} = dose absorbée par contact cutané (mg/kg-j)
$Fabs_{ing}$ = facteur d'absorption de la substance par ingestion (fraction)
$DR_{ing,B}$ = dose de référence (externe) par ingestion pour l'effet B (mg/kg-j)

3.9.1.3 Risques d'excès de cancer

Lors d'une évaluation du risque d'excès de cancer, les lignes directrices du MSSS, 2002 recommandent d'évaluer séparément les risques associés à l'exposition bruit de fond et ceux liés au sol contaminé.

Afin d'estimer le risque d'excès de cancer associé à la contamination du sol au niveau d'un critère, il est nécessaire que la dose d'exposition soit exprimée comme une moyenne sur la durée de vie. Pour cela, on se base sur les doses d'exposition par tranche d'âge qui ont été calculées comme décrit à l'annexe 9.

3.9.1.3.1 Doses d'exposition exprimées sur la durée de vie

Lors de l'évaluation du risque d'excès de cancer, la dose d'exposition annuelle moyenne sur la durée de vie peut facilement être dérivée des doses d'exposition par tranche d'âge qui ont été déterminées précédemment :

$$DE_{vie,voie} = \sum_{i=1}^{i=5} TA_i \times EXP_{voie,i}$$ Équation 7

où
$DE_{vie,voie}$ = dose d'exposition moyenne sur la durée de vie due à une voie d'exposition (mg/kg-j)
TA_i = fraction de la durée de vie qui correspond à la tranche d'âge i
$EXP_{voie,i}$ = dose d'exposition pour une voie d'exposition, par tranche d'âge i (mg/kg-j)

3.9.1.3.2 Estimation de l'excès de risque de cancer

Le risque d'excès de cancer, qui correspond à la probabilité de développer un cancer dû à l'exposition à une substance donnée, est estimé en multipliant la dose d'exposition, exprimée comme une moyenne journalière sur la durée de vie (mg/kg-j), par le coefficient de cancérogénicité (CC exprimé en $(mg/kg\text{-}j)^{-1}$) :

$$RC = DE_{vie} \times CC$$
Équation 8

où
RC = risque d'excès de cancer sur la durée de vie
CC = coefficient de cancérogénicité $(mg/kg\text{-}j)^{-1}$

Cette formule sera utilisée pour estimer les risques de cancer associés via l'ingestion, l'inhalation et/ou le contact cutané. Il est important de déterminer si les cancers associés aux estimateurs de risque cancérigène peuvent être causés par une exposition via une seule voie (p.ex. le cancer du poumon est généralement plausible lorsque les contaminants sont inhalés) ou plusieurs voies (p. ex. le cancer du rein pourrait être causé par l'exposition aux contaminants par ingestion, par inhalation et par contact cutané). Dans de tels cas, une démarche semblable à celles proposées pour les effets autres que le cancer devra être faite (voir les différents cas possible à la section 3.9.1.2).

3.9.1.3.3 Interprétation des résultats

Comme il a été dit précédemment, le risque associé au bruit de fond n'est pas additionné au risque associé au sol contaminé. Cependant, les risques associés au bruit de fond et au critère sont présentés afin de dresser un portrait plus complet du risque relié au contaminant. Les lignes directrices du MSSS, 2002 recommandent que l'excès de risque de cancer dû à un contaminant ne dépasse pas un cas sur un million, soit 1×10^{-6}.

4 RÉSULTATS DE LA VALIDATION DES CRITÈRES B ET C

Cette section présente un résumé des résultats de la validation des critères B et C des 31 substances retenues. Pour plus de détails sur la validation de chacune des substances ou famille de substances, le lecteur est invité à consulter les annexes 11 à 26.

L'exposition bruit de fond et celle associée aux critères B et C ont été estimées pour chacune des substances ou famille de substances selon la méthodologie décrite à la section 1. Les risques associés au bruit de fond et aux critères B et C ont été calculés en comparant ces expositions avec les valeurs de référence et les estimateurs de risque de cancer retenus (tableau 9).

Le tableau 10 présente les indices de risque pour les effets autres que le cancer et les risques d'excès de cancer estimés pour le bruit de fond, les critères B et les critères C des substances évaluées. Lorsque ces risques dépassent les recommandations du MSSS, 2002, ils sont indiqués en gras. Les sections 4.1 à 4.13 présentent plus d'information sur les impacts de ces résultats d'un point de vue toxicologique.

Tableau 10. Résumé des risques (effets autres que le cancer et risques cancérigènes) estimés pour le bruit de fond, les critères B et les critères C des substances retenues

Substances	Indice de risque d'effets chroniques autres que le cancer (selon l'âge)						Risques additionnels de cancer (x 10^{-6})					
	Bruit de fond		BF + critère B		BF + critère C		Bruit de fond		Critère B		Critère C	
	Ing	Inh	Ing	Inh	Ing	Inh	Ing	Inh	Ing	Inh	Ing	Inh
Arsenic	0,8-**2,3**		**1,0-2,8**		0,9		**443**	**4,0**	**60**	**1,5**	**4,8**	**2,4**
Cadmium	0,2-0,7		0,6-**1,9**		0,4			**4,1**		0,6		0,2
Chrome III[1]	≤ 0,006		≤ 0,006		0,001							
Chrome VI[1]	0,04-0,3	0,01-0,02	0,2-0,7	0,04-0,1	0,1	0,2		**13**		**50,4**		**136**
Cuivre	0,4-0,9		0,5-0,9		0,4							
Mercure élémentaire[2]		0,2-0,6		0,3-0,6		0,7						
Mercure inorganique[2]	0,2-0,6		0,3-0,7		0,3							
Nickel	0,2-0,6	0,2-0,4	0,2-0,7	0,2-0,5	0,3	0,6		0,9		0,3		**1,6**
Plomb	0,2-0,7		0,9-**3,7**		0,2							
Zinc	0,3-0,9		0,3-0,9		0,3							
Benzène							**18-64**		**25-90**		**8,3-29,4**	
Toluène	0,03-0,1	0,07-0,2	0,03-0,1	0,2-0,4	0,03	0,1						
Éthylbenzène	0,01-0,07	0,01	0,01-0,3	0,05-0,1	0,01	0,03						
Xylène	0,03-0,06	0,2-0,5	0,03-0,06	0,5-**1,2**	0,03	0,3						
HAP non cancérigènes[3]	n.p.	n.p.	< 0,2	< 0,5	< 0,04	0,1						
HAP cancérigènes[3]							**87**	0,1	**12**	0,04	**14**	0,2
BPC	**1,3-109**		**1,5-113**		**3,0**		**61**		**1,9**		**3,4**	
Dioxines/furannes	**2,4-19**		**2,4-19**		**2,6**		**2 800**		**6,0**		**110**	
Pentachlorophénol	< 0,009		< 0,03		< 0,002		**7,3**		**1,9**		0,4	

[1] Pour évaluer le risque du chrome, deux scénarios ont été utilisés : i) risque associé au chrome III et ii) risque associé au chrome VI.

[2] Pour évaluer les risques associés au mercure, deux scénarios ont été utilisés : i) risque associé au mercure élémentaire et ii) risque associé au mercure inorganique.

[3] Les risques associés aux 16 HAP retenus ont été estimés d'une part, pour les 6 HAP non cancérigènes et d'autre part, pour les 10 HAP cancérigènes.

n.p. : non présentés.

Note : Plus d'information aux sections 4.1 à 4.13.

4.1 ARSENIC

Les risques associés aux critères B et C de l'arsenic ont été estimés uniquement pour l'arsenic *inorganique* puisqu'il s'agit de la principale forme d'arsenic présente dans l'environnement. Dans l'alimentation, une proportion de 37 % de l'arsenic total a été attribuée à l'arsenic *inorganique*. La dose de référence de $0{,}3 \times 10^{-3}$ mg/kg-j, basée sur l'apparition de problèmes cutanés chez une population de Taïwan exposée à l'arsenic via l'eau potable, a été retenue pour estimer les risques autres que le cancer (U.S. EPA, 1993). Les doses associées à un excès de risque de cancer de 1×10^{-6} retenues sont de $6{,}7 \times 10^{-7}$ mg/kg-j par ingestion (cancer de la peau chez la même population taïwanaise) et de $6{,}6 \times 10^{-8}$ mg/kg-j par inhalation (cancer du poumon chez des travailleurs de fonderies américaines) (U.S. EPA, 2001a).

Critère B

Dans le cas des risques autres que le cancer, les *indices de risque combiné* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) totaux (bruit de fond + critère) varient de **1,0 à 2,8** selon l'âge. La contribution du critère B par rapport à l'exposition totale varie de 10 à 17 % selon l'âge. Les risques d'excès de cancer associé à la *dose d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) sur toute la durée de vie sont de $\mathbf{443 \times 10^{-6}}$ et de $\mathbf{60 \times 10^{-6}}$ pour le bruit de fond et le critère B, respectivement. La contamination du sol au niveau du critère B conduit donc à un risque additionnel d'excès de cancer de 13 % par rapport au bruit de fond. Les risques d'excès de cancer par *inhalation* sont de $\mathbf{4{,}0 \times 10^{-6}}$ et de $\mathbf{1{,}5 \times 10^{-6}}$ pour le bruit de fond et le critère B, respectivement. La contamination du sol au niveau du critère B conduit à un risque additionnel d'excès de cancer du poumon de 37 % par rapport au bruit de fond. **Tous les risques associés au critère B sont égaux ou supérieurs aux niveaux de risque maximums recommandés par le MSSS, 2002.**

Critère C

Dans le cas des risques autres que le cancer, l'*indice de risque combiné* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) total (bruit de fond + critère) est de **0,9** pour le travailleur le plus exposé. L'exposition associée au critère C contribue à moins de 1 % du risque total. Le *risque d'excès de cancer combiné* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) est de $\mathbf{4{,}8 \times 10^{-6}}$ pour le critère C, ce qui représente moins de 1 % du risque lié au bruit de fond. Le risque de cancer par *inhalation* d'arsenic pour le critère C ($\mathbf{2{,}4 \times 10^{-6}}$) correspond à un risque additionnel de 60 % par rapport au risque associé au bruit de fond. **Le risque autre que le cancer associé au critère C est inférieur à 1,0, mais les risques cancérigènes estimés sont supérieurs au niveau de risque maximum recommandé par le MSSS, 2002.**

Selon ces estimations, les risques d'effets sur la santé associés à l'arsenic seraient relativement élevés. Toutefois, les dépassements des niveaux de risque maximums recommandés par les lignes directrices du MSSS, 2002 sont attribuables, en majeure partie, au bruit de fond, la contribution des critères B et C étant beaucoup plus faible, particulièrement au niveau des risques cancérigènes.

Les organismes qui ont proposé les valeurs de référence et les estimateurs de risque de cancer dans le but de fixer des normes et des critères en rapport avec l'arsenic ont souligné à plusieurs reprises les limites et les incertitudes entourant l'établissement de ces valeurs (U.S. EPA, 1998b).

Ainsi, la dose de référence et l'estimateur de risque d'excès de cancer par ingestion ont été développés à partir des données de Taïwan et sont associés à une incertitude non négligeable, reliée au fait que *i)* il existait une forte variabilité des concentrations dans l'eau des puits et les analyses d'eau étaient peu nombreuses (parfois une seule mesure par puit), *ii)* la quantité d'eau ingérée par les individus est incertaine (3,5 ou 4,5 L/j), *iii)* les individus étaient exposés à d'autres substances pouvant avoir un effet confondant ou synergique, *iv)* la population était sujette à des carences alimentaires et *v)* d'autres sources potentielles d'arsenic (alimentation) n'ont pas toujours été prises en compte (Environnement Canada et Santé Canada, 1993; U.S. EPA, 1998b; Djoudi, 2001). La combinaison de ces différentes sources d'incertitude porte à croire que le risque d'excès de cancer de la peau par ingestion d'arsenic pourrait être surestimé.

Quant à l'estimateur de risque d'excès de cancer par inhalation, il comporte également plusieurs limites pouvant conduire à une surestimation du risque : *i)* l'exposition concomitante des travailleurs de fonderie aux autres substances chimiques présentes dans l'environnement de travail n'a pas été analysée, *ii)* les habitudes tabagiques des travailleurs ne sont pas présentées dans les études et *iii)* il existe des différences méthodologiques entre les deux études américaines ayant servi à définir l'estimateur de risque du U.S. EPA, 2001a et une autre étude menée chez les travailleurs suédois (Hughes et coll., 1994).

Au niveau de l'estimation de l'exposition, il existe également des incertitudes quant à la proportion d'arsenic *inorganique* qui a été fixée de façon arbitraire pour l'alimentation, alors que l'ingestion d'aliments constitue la voie majeure d'exposition.

Finalement, il faut également souligner que malgré le fait que le risque d'excès de cancer associé à l'ingestion d'arsenic au niveau du bruit de fond soit très important (de l'ordre de 1×10^{-3}), cette substance n'est pas considérée comme une substance qui présenterait, à l'heure actuelle, un problème de santé publique pour les Québécois en général. De plus, d'autres organismes gouvernementaux dont le mandat est de proposer des limites acceptables d'arsenic dans l'environnement recommandent actuellement des teneurs maximales d'arsenic qui correspondent à des niveaux de risque supérieurs à 1×10^{-6}. Par exemple, Santé Canada, 1992 a proposé une concentration maximale acceptable d'arsenic de 25 µg/L dans l'eau potable, même si cette concentration correspondrait approximativement à un risque d'excès de cancer de l'ordre de 1×10^{-4}.

4.2 CADMIUM

Parmi les différents estimateurs de risque proposés pour le cadmium par les organismes de santé, les dernières recommandations du U.S. EPA, 1999 ont été retenues[18]. Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) au cadmium ont donc été comparées avec la dose de référence par ingestion de $0{,}84 \times 10^{-3}$ mg/kg-j (U.S. EPA, 1999) et l'exposition par inhalation a été comparée à l'estimateur de risque de cancer broncho-pulmonaire de $0{,}65 \times 10^{-7}$ mg/kg-j associé à un risque de 1×10^{-6} (U.S. EPA, 1999).

[18] Comme elles ne sont pas encore officiellement adoptées par le U.S.EPA, 1999, lorsque les recommandations du MSSS, 2002 sont dépassées, les résultats sont également discutés en fonction de la valeur de référence et de l'estimateur de risque cancérigène actuels du U.S.EPA.

Critère B

Pour ce qui est des *effets autres que le cancer* attribuables au cadmium, les *indices de risque combiné* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) totaux (bruit de fond + critère) varient de **0,6 à 1,9** et des dépassements de la valeur de 1,0 sont observés chez les enfants de 7 mois à 11 ans. Le risque associé au critère B constitue 55 à 64 % du risque total. L'ingestion de légumes du potager cultivés dans des sols contaminés par 5 ppm de cadmium est responsable du dépassement de la valeur de 1,0. Même si la dose de référence par ingestion actuelle du U.S. EPA depuis 1994 (U.S. EPA, 2001b) ($1,0 \times 10^{-3}$ mg/kg-j) avait été retenue, les risques d'effets autres que le cancer associés au critère B seraient également plus importants que 1,0 pour les mêmes groupes d'âge. Pour qu'un critère B de cadmium n'entraîne pas de risque d'effets autres que le cancer supérieur à 1,0 selon la même approche, il faudrait que sa valeur soit environ 3 ppm au lieu de 5 ppm. Le risque d'excès de cancer broncho-pulmonaire associé au critère B est de $0,6 \times 10^{-6}$, alors que celui lié au bruit de fond serait de $4,1 \times 10^{-6}$.

Ainsi, l'évaluation des risques associés au scénario résidentiel a démontré que les risques d'effets autres que le cancer pour les enfants de 7 mois à 11 ans sont supérieurs au niveau de risque maximum recommandé par le MSSS, 2002.

Critère C

Pour ce qui est des *effets autres que le cancer* attribuables au cadmium, l'*indice de risque combiné* total (bruit de fond + critère) est de **0,4** chez le travailleur le plus exposé et le risque d'excès de cancer broncho-pulmonaire associé au critère C est de $0,2 \times 10^{-6}$. **Selon ces estimations, les risques d'effets sur la santé associés au critère C du cadmium seraient inférieurs aux valeurs maximales recommandées par le MSSS, 2002.**

L'incertitude rattachée à la valeurs de référence par ingestion du U.S. EPA, 1999 n'apparaît pas excessivement protectrice puisque qu'elle a été développée directement à partir de données recueillies dans la population en général, sans qu'aucun facteur de sécurité ne soit pris en compte.

L'estimation de l'exposition au cadmium via l'ingestion de légumes cultivés dans un potager contaminé au niveau du critère B constituerait cependant la source d'incertitude la plus importante associée à notre évaluation. En effet, l'ingestion de tels légumes est la principale source d'exposition au cadmium, et par conséquent du dépassement de la valeur de l'indice de risque de 1,0 recommandé par le MSSS, 2002. Pour estimer l'exposition au cadmium en provenance de l'ingestion des légumes du potager, nous avons retenu les facteurs de bioconcentration sol-plante (BCFsp) qui nous apparaissaient les plus adéquats à partir d'une revue de la littérature, mais qui ne sont pas validés spécifiquement pour notre étude (voir annexe 6). L'évaluation du CCME, 1999 visant à établir des recommandations quant à la qualité des sols a également considéré que l'exposition via l'ingestion de légumes du potager était une source d'exposition très significative. En effet, la recommandation de 14 ppm proposée par cet organisme pour un usage résidentiel est réduite à 1,4 ppm lorsqu'on tient compte du fait que les résidants consomment les produits de leur potager. Selon cet organisme, la concentration maximale de cadmium recommandée dans les jardins est 10 fois plus faible que dans les sols à usage résidentiel non utilisés pour un potager.

4.3 CHROME

L'évaluation des critères B et C pour le *chrome total* a été réalisée à partir de deux scénarios. Le premier a considéré que toute la valeur du critère était sous forme de *chrome III* et le second a tenu compte que toute la valeur du critère était sous forme de *chrome VI*. Cette façon de faire est nécessaire puisque les impacts sur la santé sont différents selon le type de chrome.

Chrome III

Lorsqu'on considère que toute la valeur du critère (250 ppm pour B et 800 ppm pour C) est sous forme de *chrome III*, les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) ont été comparés à l'estimateur de risque de 1,5 mg/kg-j du U.S. EPA, 1998d. **Les *indices de risque combiné* totaux (bruit de fond + critère) sont tous inférieurs à la valeur maximale de 1,0 recommandée par le MSSS, 2002, tant pour le critère B que pour le critère C.**

Chrome VI

En considérant que toute la valeur du critère (250 ppm pour le critère B et 800 ppm pour le critère C) est sous forme de *chrome VI*, les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) ont été comparées à la dose de référence par ingestion de $3{,}0 \times 10^{-3}$ mg/kg-j du U.S. EPA, 1998c, et les doses d'exposition par *inhalation* ont été comparées à la dose de référence de $2{,}9 \times 10^{-5}$ mg/kg-j du U.S. EPA, 1998c et à l'estimateur de risque de cancer du U.S. EPA, 1998c (dose de $2{,}3 \times 10^{-8}$ mg/kg-j associée à un risque de 1×10^{-6}). **Selon cette hypothèse, les risques totaux (bruit de fond + critères) associés à l'exposition combinée (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) et à l'inhalation pour des effets autres que le cancer demeurent inférieurs à la valeur maximale de 1,0 recommandée par le MSSS, 2002, tant pour le critère B que pour le critère C. Toutefois, l'exposition par *inhalation* due à une contamination par 250 et 800 ppm de *chrome VI* dans le sol entraînerait un risque d'excès de cancer de $50{,}4 \times 10^{-6}$ et de 136×10^{-6} pour les critères B et C, respectivement, alors que celui associé au bruit de fond est de 13×10^{-6}.** Pour que les risques cancérigènes associés aux critères demeurent inférieurs au niveau d'un excès de cancer par 1 000 000 recommandé par les lignes directrices du MSSS, 2002, il faudrait que la concentration de chrome VI dans les sols résidentiels et commerciaux/industriels soient de 9 et 10 mg/kg, respectivement.

L'étude de base qui a été utilisée pour développer l'estimateur de risque cancérigène par le U.S. EPA a été menée chez les travailleurs d'une usine de chromates. L'utilisation de la relation entre l'exposition importante des travailleurs au *chrome VI* et le cancer du poumon pour estimer le risque de cancer dans la population en général comporte certaines limitations. En effet, si la relation entre le cancer du poumon chez ces travailleurs et l'exposition au *chrome total* est claire, elle l'est moins lorsqu'on tient compte de la spéciation en *chrome VI*. Toutefois, on sait que la mortalité due au cancer du poumon a déjà été observée lors d'autres études chez des travailleurs exposés au *chrome VI*. Contrairement à Santé Canada, le U.S. EPA, 1998c n'a pas fait de correction pour adapter son estimateur de risque spécifiquement aux concentrations de *chrome VI*. Cet organisme estime que même si cela a pu conduire à une sous-estimation du risque, d'autres éléments ont pu conduire à sur-estimer le risque (utilisation des données d'exposition de 1949 qui ont sous-estimé l'exposition des travailleurs et le fait d'avoir assumé que les habitudes tabagiques des travailleurs étaient les mêmes que celles de la population en général, ce qui n'est généralement pas le cas).

Le risque d'excès de cancer pour le scénario résidentiel du *chrome VI* provient entièrement de l'estimation de l'inhalation de particules remises en suspension à partir du sol contaminé au niveau du critère B, dans l'air extérieur et dans l'air intérieur. L'approche retenue, qui consiste à considérer une concentration additionnelle de 25 µg/m^3 de particules dans l'air due au sol a pu entraîner une certaine surestimation de l'exposition (sur le territoire de la Ville de Montréal, les concentrations moyennes annuelles de particules varient de 20 à 60 µg/m^3 pour les particules totales et sont moins de 30 µg/m^3 pour les particules respirables (CUM, 2000)), quoique cette incertitude est difficile à quantifier. Toutefois, même si une concentration de particules dans l'air plus faible était utilisée, compte tenu des niveaux de risque cancérigène importants qui ont été estimés ($50{,}4 \times 10^{-6}$ et 136×10^{-6} pour les critères B et C, respectivement), ceux-ci demeureraient encore relativement élevés. Il faut également souligner que le risque de cancer par *inhalation* associé aux critères B et C est passablement plus élevé que celui lié au bruit de fond (13×10^{-6})[19].

Actuellement, les critères de chrome sont établis en termes de *chrome total* et à notre connaissance, il est rare que la spéciation du chrome soit faite. Or, la proportion de *chrome VI* par rapport au *chrome total* peut varier grandement selon le type d'activités industrielles qui ont eu lieu dans le passé sur un terrain contaminé. **Comme la toxicité du *chrome III* et celle du *chrome VI* sont très différentes, la spéciation du chrome nous apparaît un facteur important d'un point de vue toxicologique, et possiblement un élément à prendre en considération lors de l'application des critères B et C de chrome.**

4.4 CUIVRE

Le cuivre est un élément essentiel à l'humain, mais il peut être toxique lorsque les doses d'exposition au cuivre sont trop importantes. Des effets néfastes ont été observés lors d'intoxication via l'eau potable ou d'ingestion excessive de suppléments alimentaires, ainsi que chez des personnes atteintes de certaines maladies (p. ex. la maladie de Wilson).

Peu d'organismes ont établi d'estimateurs de risque car, s'il est assez aisé d'établir les apports nutritionnels nécessaires, il est beaucoup plus difficile de déterminer à partir de quelles doses, le cuivre peut présenter des risques à la santé humaine. À partir des différentes recommandations du National Academy of Sciences, de Santé et Bien-être social Canada et de l'Organisation mondiale de la santé, **la valeur de 0,1 mg/kg-j a été retenue comme valeur de référence pour le cuivre**. Cette valeur est très protectrice puisqu'elle constitue la limite supérieure des apports recommandés pour le maintien d'une bonne santé. Le cuivre n'étant pas reconnu comme une substance cancérigène, aucun risque cancérigène n'a été considéré.

Pour ce qui est des effets autres que le cancer attribuables au cuivre, les *indices de risque combiné* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) totaux (bruit de fond + **critère B**) varient de **0,5 à 0,9**, l'exposition attribuable uniquement au critère B contribuant à 5-32 % de l'exposition totale. L'*indice de risque combiné* total (bruit de fond + **critère C**) pour le travailleur le plus exposé est de **0,4**, le critère C ne contribuant qu'à 0,1 % du risque total.

[19] L'estimation des risques cancérigènes associés au bruit de fond est probablement aussi surestimée. En effet, nous avons assumé que la proportion de *chrome VI* dans l'air extérieur et intérieur était de 20 % à partir de données mesurées dans des zones contaminées, alors que d'autres auteurs ont mesuré des proportions de *chrome VI* dans l'air ambiant et intérieur plus faibles (de 3 % à 8 %, et de 15 %). En utilisant ces proportions, le risque de cancer associé à l'inhalation de *chrome VI* du bruit de fond serait alors de $1{,}70 \times 10^{-6}$ à $4{,}52 \times 10^{-6}$, et de $8{,}5 \times 10^{-6}$, respectivement. Aussi, en comparaison, le risque de cancer relié à l'inhalation de *chrome VI* en provenance de sols contaminés au niveau du critère B et du critère C pourrait être jusqu'à 30 à 80 fois plus important que le risque associé au bruit de fond ($1{,}70 \times 10^{-6}$).

Malgré l'utilisation d'une valeur de référence très conservatrice de 0,1 mg/kg-j, les risques associés aux critères B et C sont inférieurs aux recommandations du MSSS, 2002.

4.5 MERCURE

Pour valider les critères B et C du mercure, deux scénarios ont été retenus. Le premier considère que la contamination des sols au niveau des critères se fait uniquement en mercure élémentaire, et les doses d'exposition combinée (exposition par ingestion, par inhalation et par contact cutané par rapport à l'inhalation), tant au niveau du bruit de fond qu'au niveau des critères B et C, ont été comparées à la valeur de référence par inhalation de $0{,}9 \times 10^{-4}$ mg/kg-j du U.S. EPA, 1995b. Le deuxième scénario tient compte d'une contamination des sols sous forme de mercure inorganique et les doses d'exposition combinée (exposition par ingestion, par inhalation et par contact cutané par rapport à l'ingestion) ont été comparées à la dose de référence par ingestion de $3{,}0 \times 10^{-4}$ mg/kg-j du U.S. EPA, 1995a. Un scénario de contamination environnemental en mercure organique n'a pas été retenu puisqu'il nous apparaît peu probable. De plus, en raison d'un manque de données quantitatives, les transformations d'une forme de mercure à une autre (p. ex. $Hg0 \rightarrow Hg(II)$) n'ont pas été prises en considération.

Mercure élémentaire

Lorsqu'on considère une contamination des sols par du mercure élémentaire, **les indices de risque totaux (bruit de fond + critère) sont inférieurs à la valeur maximale de 1,0 recommandée par le MSSS, 2002, tant pour le critère B (0,3 à 0,6) que pour le critère C (0,7)**. Il faut souligner que l'intrusion de vapeurs de mercure élémentaire à travers les fondations des édifices n'a pas été prise en compte puisque le modèle utilisé simulait des concentrations dans l'air intérieur qui nous apparaissaient invraisemblablement trop élevées. Toutefois, à partir de mesures effectuées dans l'air intérieur d'une résidence construite sur des remblais fortement contaminés par le mercure élémentaire (madame Danielle Richoz, CEAEQ, communication personnelle), nous ne croyons pas que cette exposition pourrait être significativement importante.

Mercure inorganique

Lorsqu'on considère une contamination des sols par du mercure inorganique, **les indices de risque totaux (bruit de fond + critère) sont également inférieurs à la valeur maximale de 1,0 recommandée par le MSSS, 2002, tant pour le critère B (0,3 à 0,7) que pour le critère C (0,3)**.

4.6 NICKEL

Le nickel peut se retrouver sous différentes formes chimiques dans l'environnement. Plusieurs estimateurs de risque ont été proposés par les organismes de santé en fonction de la spéciation de ce métal. Parmi tous les estimateurs disponibles, la dose de référence par ingestion pour les *sels solubles de nickel* de $20{,}0 \times 10^{-3}$ mg/kg-j recommandée par le U.S. EPA, 1996b a été retenue. Dans l'air ambiant, puisque les *sulfures, les oxydes et les sels solubles* de nickel sont tous trois présents à des proportions variables (Ontario Ministry of the Environment, 2002), la dose de référence par inhalation établie par Santé Canada, 1996b pour les *oxydes de nickel* ($5{,}7 \times 10^{-6}$ mg/kg-j) a été retenue. Enfin, le risque cancérigène que le nickel peut présenter par *inhalation* a également été considéré, et la dose de $1{,}20 \times 10^{-6}$ mg/kg-j (pour un risque de 1×10^{-6}) du U.S. EPA, 1991b établie pour les *poussières d'affinerie* a été retenue.

Les critères génériques de la *Politique* concernent le nickel total. Il est rare que le type de nickel soit déterminé lors de la caractérisation des sols ou des différents milieux environnementaux. De façon conservatrice, il a été assumé que 100 % du nickel en provenance du bruit de fond et de l'exposition associée aux critères était sous la forme pour laquelle l'estimateur de risque retenu a été élaboré. Ainsi, pour les risques à la santé autres que le cancer, toute l'exposition au nickel par ingestion et par contact cutané (évaluée ensemble en raison des effets systémiques de l'exposition par ingestion) serait sous forme de *sels solubles* et toute l'exposition par inhalation (évaluée seule puisque les effets critiques sont locaux) serait sous forme *d'oxydes de nickel*. Pour estimer les risques d'excès de cancer, toute l'exposition par inhalation (le cancer associé au nickel est celui du poumon) serait sous forme de *poussières d'affinerie*.

Critère B

Les *indices de risque combiné* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) et les indices de risque par *inhalation* totaux (bruit de fond + critère) sont **inférieurs à 1,0** pour toutes les classes d'âge (*indice de risque combiné* total variant de 0,2 à 0,7 pour l'ingestion et le contact cutané, et de 0,2 à 0,5 pour l'inhalation). L'exposition associée au critère B contribue à environ 15 % de *l'exposition combinée* totale et à 26 % de l'exposition totale par *inhalation*.

Les risques d'excès de cancer associés au bruit de fond ($0{,}9 \times 10^{-6}$) et au critère B ($0{,}3 \times 10^{-6}$) sont **inférieurs à 1 cas sur 1 million**. Le risque cancérigène associé à des sols contaminés au niveau du critère B représente 35 % du niveau de risque lié au bruit de fond.

Critère C

L'*indice de risque combiné* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) et l'indice de risque par *inhalation* totaux (bruit de fond + critère) sont de **0,3 et de 0,6**, respectivement, chez le travailleur le plus exposé. Les risques associés au critère C représentent 1 % et 75 % du risque lié au bruit de fond pour l'ingestion et le contact cutané et pour l'inhalation, respectivement. Quant aux effets cancérigènes, le risque associé au critère C est de $1{,}6 \times 10^{-6}$ (**1,6 cas sur 1 million),** ce qui représente un risque 1,8 fois plus important que celui associé au bruit de fond.

Tous les risques associés au critère B sont inférieurs aux niveaux maximums recommandés par les lignes directrices du MSSS, 2002. Ceux associés au critère C également, sauf le risque de cancer qui est légèrement supérieur à la valeur de 1 excès sur 1 million.

Plusieurs étapes de l'évaluation du risque associé au nickel ont introduit une certaine surestimation du risque cancérigène. Ainsi, au niveau des études épidémiologiques qui ont été utilisées pour l'établissement de l'estimateur de risque cancérigène, l'exposition due au tabagisme n'a pas été prise en compte chez les travailleurs, de même que leur exposition à d'autres composés chimiques reconnus cancérigènes. Lors de l'estimation de l'exposition du travailleur, l'approche retenue pour estimer l'exposition par inhalation associée au critère C consiste à considérer une concentration additionnelle de particules dans l'air due au sol de 50 $\mu g/m^3$, dont 50 % provient de la remise en suspension de particules du sol. Or, les concentrations moyennes annuelles de particules mesurées dans l'air ambiant sur le territoire de la Ville de Montréal (qui comprend des zones industrielles) sont moins de 30 $\mu g/m^3$ de particules respirables (CUM, 2000). Enfin, le fait d'avoir considéré que tout le nickel associé au critère C était sous forme de poussières d'affinerie constitue probablement la plus importante source de surestimation du risque cancérigène chez le travailleur compte tenu de la toxicité relative des formes de nickel des poussières d'affinerie comparativement aux formes de nickel généralement rencontrées dans l'environnement.

4.7 PLOMB

L'exposition au plomb estimée à partir des scénarios résidentiel et commercial/industriel a été comparée à la valeur de référence par ingestion de $3{,}6 \times 10^{-3}$ mg/kg-j proposée par l'Organisation mondiale de la santé (Organisation mondiale de la santé, 1993; World Health Organization, 2000). Aucune valeur n'est proposée par le U.S. EPA, 1993b car cet organisme considère que les conséquences de l'exposition au plomb, particulièrement les changements de la concentration sanguine de certaines enzymes et les atteintes au développement neurologique des enfants, peuvent survenir à des niveaux tellement bas qu'il est impossible de déterminer un seuil d'effet. Bien que certaines études animales aient mis en évidence une augmentation significative de l'incidence de tumeurs rénales, aucun des organismes consultés n'a proposé d'estimateurs de risque de cancer pour le plomb.

Critère B

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) associées au bruit de fond seulement ne dépassent pas la valeur de référence retenue (indices de risque variant de 0,2 à 0,7). Les *indices de risque combiné* totaux (bruit de fond + critère) du scénario résidentiel varient **de 0,9 à 3,7**, toutes les classes d'âge dépassant la valeur de 1,0, sauf celle des 0-6 mois. À titre d'information, en considérant un critère B de 200 mg/kg de plomb, les *indices de risque combiné* totaux (bruit de fond + critère B) seraient compris entre 0,4 et 1,0 pour toutes les classes d'âge sauf pour les enfants de 6 mois-4 ans (IRC = 1,8). En considérant le critère de 140 mg/kg du CCME, les indices de risque seraient compris entre 0,4 et 0,8 pour toutes les classes d'âge sauf pour les enfants de 6 mois-4 ans (IRC = 1,4).

L'ingestion de fruits et de légumes issus du potager constitue la principale source d'exposition au plomb. L'exposition due au critère B seulement est environ 4 à 6 fois plus élevée que celle due au bruit de fond. Si cette source d'exposition n'est pas prise en compte, les *indices de risque combiné* totaux seraient compris entre 0,02 et 0,6 pour toutes les classes d'âge.

Critère C

Les *indices de risque combiné* totaux (bruit de fond + critère) du scénario commercial/industriel sont **inférieurs à la valeur de 1,0** (indice de risque de 0,2).

Depuis 2 ou 3 décennies, des efforts considérables ont été consacrés afin de réduire les sources d'exposition au plomb de la population québécoise. En effet, compte tenu de la toxicité du plomb, en particulier chez les jeunes enfants, les différents gouvernements ont réglementé la présence de plomb dans tous les milieux (eau, air, aliments, produits de consommation tels l'essence, la peinture, etc.). Ces efforts ont permis de réduire graduellement l'exposition moyenne au plomb des Québécois et par conséquent, leur niveau de plombémie. La valeur de la dose de référence retenue reflète cette préoccupation car la recommandation de $3{,}6 \times 10^{-3}$ mg/kg-j proposée par l'Organisation mondiale de la santé correspond sensiblement au niveau moyen de plombémie de la population québécoise en général.

Dans le scénario résidentiel réalisé ici, la dose d'exposition associée au critère B seulement est 4 à 6 fois plus importante que celle associée au bruit de fond, et essentiellement en raison de l'ingestion de légumes cultivés dans un potager contaminé au niveau du critère B. La concentration de plomb dans ces végétaux a été estimée à l'aide de facteurs de bioconcentration sol-plante (BCFsp) « moyens » retenus parmi les différents BCFsp recensés dans la littérature. Or le choix de BCFsp comporte une

grande part d'incertitude en raison de la variabilité expérimentale (type de contamination ajoutée au sol, niveau de contamination du sol, type de végétaux considérés, etc.). Les BCFsp retenus sont des valeurs moyennes qui, au vu des données disponibles dans la littérature, nous apparaissaient les plus adéquates. Mais même en retenant les BCFsp les plus faibles parmi la compilation réalisée, les doses d'exposition totales (bruit de fond + critère B) dépasseraient encore la dose de référence du plomb par ingestion pour quelques groupes d'âge.

4.8 ZINC

Le zinc est un élément essentiel, et les apports nutritionnels recommandés sont de 0,3 mg/kg-j pour les bébés et environ de 0,2 mg/kg-j pour les autres tranches d'âge selon le Panel of micronutrients et coll., 2002, et de 0,3 mg/kg-j pour les adultes selon World Health Organization, 1982. Parmi les différentes valeurs de référence disponibles, nous avons retenu la PMTDI de 1,0 mg/kg-j du World Health Organization, 1982.

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) bruit de fond que nous avons estimées sont semblables à celles de Mitchell, 1994 pour les Canadiens et sont inférieures à la PMTDI (1,0 mg/kg-j) pour toutes les classes d'âge. Les *indices de risque combiné* totaux (bruit de fond + **critère B**) chez la population varient de 0,3 et 0,9 selon l'âge. *L'indice de risque combiné* total (bruit de fond + **critère C**) chez les travailleurs est de 0,3. **Les risques associés aux critères génériques du zinc respectent donc les recommandations du MSSS, 2002.**

4.9 COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILES

Les critères B et C de quatre composés organiques volatiles ont été évalués : benzène, toluène, éthylbenzène et xylène. Ces substances s'évaporent facilement à la température ambiante, et elles constituent une source d'exposition par inhalation non négligeable. Le modèle de Johnson-Ettinger a été utilisé pour estimer les concentrations de ces composés dans l'air intérieur (voir l'annexe 4 pour les détails). Or les concentrations estimées à l'aide de ce modèle nous apparaissent relativement élevées compte tenu du faible niveau de contamination des sols et en comparaison avec les concentrations mesurées en bruit de fond dans l'air intérieur. Pour le scénario industriel, contrairement aux métaux, ce sont donc les travailleurs du scénario « intérieur » qui sont les plus exposés.

En raison de leur faible coefficient de partage octanol:eau, les composés organiques volatiles ont une faible solubilité dans les graisses et un faible potentiel de bioaccumulation dans l'organisme, contrairement aux composés organochlorés. Toutefois, lors de l'évaluation de l'exposition associée aux critères B, la voie d'exposition par le lait maternel chez les tout-petits apparaît très importante, car nous n'avons pas considéré la demi-vie de ces substances dans l'organisme de la mère et dans le lait maternel. Les indices de risque ne sont cependant pas influencés par cette voie d'exposition spécifique, sauf pour le benzène où les résultats sont discutés en tenant compte de cette surestimation.

4.9.1 Benzène

Le benzène est une substance très volatile qui se retrouve en très faible concentration dans les sols (bruit de fond : 0,00005 ppm). Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'inhalation) ont été comparées avec l'intervalle d'estimateurs de risque cancérigène par inhalation proposés par le U.S. EPA, 2000b ($0{,}04 \times 10^{-3}$ à $0{,}13 \times 10^{-3}$ mg/kg-j associés à un risque d'excès de cancer de 10^{-6}).

Critère B

La *dose d'exposition combinée* au benzène sur toute une vie attribuable au critère B est de $3{,}3 \times 10^{-3}$ mg/kg-j comparativement à celle associée au bruit de fond qui est de $2{,}4 \times 10^{-3}$ mg/kg-j. L'inhalation constitue la voie d'exposition majeure au benzène. Le risque d'excès de cancer associé au critère B varie de $\mathbf{25 \times 10^{-6}}$ **à** $\mathbf{90 \times 10^{-6}}$ et celui lié au bruit de fond varierait de $\mathbf{18 \times 10^{-5}}$ **à** $\mathbf{64 \times 10^{-5}}$ sur toute la vie. Le critère B représente 140 % du risque attribuable à la présence de benzène dans le bruit de fond. L'inhalation de vapeurs intérieures associée au critère B représente plus de 90 % de la dose d'exposition totale (inhalation + ingestion + contact cutané) liée au critère B. Ces excès de risque sont supérieurs à la recommandation du MSSS, 2002 (1 excès de cancer par 1 000 000 d'individus).

Critère C

La *dose d'exposition combinée* au benzène sur toute une vie associée au critère C est de $1{,}1 \times 10^{-3}$ mg/kg-j pour le travailleur le plus exposé. L'inhalation de benzène dans l'air constitue la principale source d'exposition des travailleurs (plus de 95 %), l'ingestion et le contact cutané étant des sources marginales. Le risque d'excès de cancer varie de $\mathbf{8{,}3 \times 10^{-6}}$ **à** $\mathbf{29{,}4 \times 10^{-6}}$ pour le travailleur le plus exposé. Cette plage de risque représente 46 % du risque lié au bruit de fond.

Tous les niveaux de risque estimés sont supérieurs à la valeur maximale de 1×10^{-6} recommandée par le MSSS, 2002, que ce soit celui lié au niveau du bruit de fond ou ceux associés aux critères B et C.

Plusieurs incertitudes demeurent quant à la relation exposition - risque cancérigène du benzène à des niveaux d'exposition très faibles comme ceux du bruit de fond ou ceux estimés dans les scénarios B et C : utilisation pour la population en général des résultats d'études menées chez des travailleurs très exposés au benzène ainsi qu'à d'autres substances chimiques, utilisation de modèles d'extrapolation linéaires des risques à fortes doses pour des niveaux d'exposition très faibles[20], etc.

Il existe également des incertitudes au niveau de l'estimation de l'exposition, et deux sources d'exposition contribuent certainement à une surestimation de l'exposition. D'abord, les concentrations de benzène dans l'air intérieur estimées à l'aide du modèle de Johnson-Ettinger (voir l'annexe 4 pour les détails) apparaissent relativement élevées compte tenu du niveau de contamination des sols et en comparaison avec les concentrations de benzène mesurées en bruit de fond (concentrations dans l'air intérieur : bruit de fond = 3,5 $\mu g/m^3$; critère B = 12,9 $\mu g/m^3$ par l'intrusion des vapeurs dans la maison; critère C = 5,6 $\mu g/m^3$ par l'intrusion de vapeurs dans l'usine). Même si les estimations des concentrations dans l'air intérieur apparaissent trop élevées et qu'elles conduisent principalement aux niveaux de risque cancérigène estimés, il nous est impossible de fournir, avec les outils actuels, une autre estimation plus réaliste. Cette source d'incertitude est de loin la plus importante puisque plus de 90 % de la dose d'exposition associée au critère B provient de l'inhalation de vapeurs intérieures. De plus, nous n'avons pas tenu compte de la dégradation du benzène dans l'organisme de la mère et dans le lait maternel, et dans ce sens, l'ingestion de benzène via le lait maternel a été certainement surestimée.

[20] Des études menées subséquemment auprès de travailleurs moins exposés (d'usines de substances chimiques et de pétrolières) n'ont pas démontré des niveaux de risque de l'ordre de ceux observés dans les cohortes de travailleurs de l'industrie du caoutchouc.

4.9.2 Toluène

Le toluène est une substance qui se retrouve en très faibles concentrations dans les sols (bruit de fond : 0,00092 ppm). Les doses par *inhalation* et les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) ont été comparées aux valeurs de référence pour les effets autres que le cancer de $11,4 \times 10^{-2}$ et $20,0 \times 10^{-2}$ mg/kg-j proposées pour l'inhalation par le U.S. EPA, 1992 cité par le U.S. EPA, 1994c et pour l'ingestion par le U.S. EPA, 1994c, respectivement.

Critère B

Les doses d'exposition totales (bruit de fond + critère) par *inhalation* varient de $1,8 \times 10^{-2}$ à $4,4 \times 10^{-2}$ mg/kg-j selon l'âge, ce qui correspond à des indices de risque de **0,2 à 0,4**. Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et par contact cutané par rapport à l'ingestion) sont de $0,6 \times 10^{-2}$ à $2,3 \times 10^{-2}$ mg/kg-j selon l'âge, ce qui correspond à des indices de risque de **0,03 à 0,1**. Le critère B contribue à 53 % de l'exposition totale par *inhalation* et à 2 % et moins de l'exposition totale par *ingestion et contact cutané.* Tous ces indices sont inférieurs à 1,0.

Critère C

La dose d'exposition totale (bruit de fond + critère) par *inhalation* est de $1,3 \times 10^{-2}$ mg/kg-j chez le travailleur le plus exposé, ce qui correspond à un indice de risque total de **0,1**. L'exposition due au critère C représente 36 % de l'exposition totale. La *dose d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) est de $0,6 \times 10^{-2}$ mg/kg-j pour le travailleur le plus exposé, et *l'indice de risque combiné* correspondant est de **0,03**. L'exposition combinée due au critère C représente environ 0,1 % de l'exposition totale. Tous ces indices de risque des scénarios commerciaux/industriels sont plus faibles que la valeur de 1,0.

À notre avis, la principale incertitude rattachée à l'estimation de l'exposition est reliée à une surestimation possible de l'exposition par inhalation de toluène dans l'air intérieur à cause du modèle Johnson-Ettinger. Le fait de ne pas avoir considéré la demi-vie du toluène dans l'organisme de la mère et dans le lait maternel a également contribué à une surestimation de l'exposition au toluène. Malgré ces surestimations, **tous les scénarios réalisés permettent de conclure que les risques associés au critère B et au critère C du toluène ne dépassent pas la valeur maximale de 1,0 recommandée du MSSS, 2002**.

4.9.3 Ethylbenzène

L'éthylbenzène est une substance qui se retrouve en très faible concentration dans les sols (bruit de fond : 0,0004 ppm). Les doses d'exposition par *inhalation* et les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) ont été comparées aux valeurs de référence pour des effets autres que le cancer de 285×10^{-3} mg/kg-j et de 100×10^{-3} mg/kg-j proposées par le U.S. EPA, 1991a pour l'inhalation et l'ingestion, respectivement.

Critère B

Les doses d'exposition par *inhalation* totales (bruit de fond + critère) varient de $14,7 \times 10^{-3}$ à $35,0 \times 10^{-3}$ mg/kg-j selon l'âge, ce qui correspond à des indices de risque de **0,05 à 0,1**. Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et par contact cutané par rapport à l'ingestion) sont de $1,3 \times 10^{-3}$ à $30,2 \times 10^{-3}$ mg/kg-j selon l'âge, ce qui correspond à des indices de risque de **0,01 à 0,3**. Le critère B contribue à 88 % de l'exposition totale par *inhalation* et à 1-87 % de l'exposition totale par *ingestion et contact cutané.* Tous ces indices sont inférieurs à 1,0.

Critère C

La dose d'exposition par *inhalation* totale (bruit de fond + critère) est de 8,1 x 10^{-3} mg/kg-j pour le travailleur le plus exposé, ce qui correspond à un indice de risque total de **0,03**. L'exposition due au critère C représente 79 % de l'exposition totale. La *dose d'exposition combinée* (exposition par ingestion et par contact cutané par rapport à l'ingestion) est de 1,2 x 10^{-3} mg/kg-j chez le travailleur le plus exposé, et *l'indice de risque combiné* est de **0,01**. L'exposition combinée due au critère C représente 1 % de l'exposition totale. Tous ces indices de risque des scénarios commerciaux/ industriels sont plus faibles que la valeur de 1,0.

La principale incertitude rattachée à l'estimation de l'exposition est reliée à une surestimation possible de l'exposition par inhalation d'éthylbenzène dans l'air intérieur à cause du modèle Johnson-Ettinger. Le fait de ne pas avoir considéré la demi-vie du toluène dans l'organisme de la mère et dans le lait maternel contribue également à une surestimation de l'exposition à l'éthylbenzène. Malgré ces surestimations, **tous les scénarios réalisés permettent de conclure que les risques associés au critère B et au critère C de l'éthylbenzène ne dépassent pas les recommandations du MSSS, 2002**.

4.9.4 Xylène

Le xylène est une substance qui se retrouve en très faible concentration dans les sols (bruit de fond : 0,0008 ppm). Les doses d'exposition par *inhalation* et les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) ont été comparées aux valeurs de référence pour les effets autres que le cancer de **70,0 x 10^{-2}** et de **2,85 x 10^{-2} mg/kg-j** proposées par le U.S. EPA, 2000 cité par U.S. EPA, 2002 pour l'inhalation et l'ingestion, respectivement.

Critère B

Les doses d'exposition par *inhalation* totales (bruit de fond + critère) varient de 1,4 x 10^{-2} à 3,4 x 10^{-2} mg/kg-j selon l'âge. Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) sont de 1,9 x 10^{-2} à 4,2 x 10^{-2} mg/kg-j (3,5 x 10^{-2} mg/kg-j pour les 0-6 mois allaités) selon l'âge. Le critère B contribue à 62 % de l'exposition totale pour *l'inhalation*, et à 1 % et moins (16 % chez les 0-6 mois allaités) de l'exposition totale pour l'ingestion et le contact cutané. **Les indices de risque sont tous inférieurs à 1,0, sauf un léger dépassement pour l'inhalation des 0-4 ans (1,2)**.

Critère C

La dose d'exposition totale (bruit de fond + critère) est de 1,0 x 10^{-2} mg/kg-j pour l'inhalation de xylène chez le travailleur le plus exposé, ce qui correspond à un indice de risque total de **0,3**. L'exposition par *inhalation* due au critère C représente 45 % de l'exposition totale. La *dose d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact par rapport à l'ingestion) est de 1,8 x 10^{-2} mg/kg-j pour le travailleur le plus exposé, et *l'indice de risque* combiné correspond à **0,03**. L'exposition par ingestion et contact cutané due au critère C représente 0,1 % ou moins de l'exposition totale (bruit de fond + critère C). **Tous ces indices de risque des scénarios commerciaux/industriels sont plus faibles que la valeur de 1,0**.

Les scénarios réalisés permettent de conclure que les risques associés au critère B et au critère C du toluène ne dépassent pas les recommandations du MSSS, 2002. Seul le risque associé à l'inhalation de xylène chez les 0-4 ans du scénario résidentiel est légèrement supérieur à 1,0 (indice de risque de 1,2). La principale source d'exposition qui explique ce léger dépassement est

l'inhalation d'air intérieur qui s'infiltre à partir du sol. Toutefois, comme pour les autres composés organiques volatiles, nous croyons que l'utilisation du modèle Johnson-Ettinger surestime les concentrations dans l'air intérieur à la suite de l'infiltration des vapeurs dans la maison. En effet, les concentrations infiltrées (41,9 $\mu g/m^3$) apparaissent particulièrement élevées compte tenu du niveau de contamination des sols (5 ppm) et de la concentration mesurée dans l'air intérieur en bruit de fond (25 $\mu g/m^3$).

4.10 HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES

4.10.1 Substances évaluées et estimateurs de risque retenus

Les critères B et C de 16 HAP ont été évalués d'un point de vue toxicologique. Pour six HAP reconnus comme des substances produisant des effets autres que le cancer, les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion pour l'*acénaphtène*, l'*anthracène*, le *fluoranthène*, le *fluorène* et le *pyrène*; exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion pour le *naphtalène*) totales (bruit de fond + critères B et C) ont été comparées avec les doses de référence par ingestion et la dose d'exposition par inhalation du *naphtalène* a été comparée avec la dose de référence par inhalation (tableau 11). Pour les autres HAP qui sont reconnus comme des substances cancérigènes (*benzo(a)anthracène*, *benzo(a)pyrène*, *benzo(b)fluoranthène*, *benzo(j)fluoranthène*, *benzo(k)fluoranthène*, *benzo(g,h,i)pérylène*, *chrysène*, *dibenzo(a,h)anthracène*, *indéno(1,2,3-cd)pyrène* et *phénanthrène*), les doses d'exposition (par ingestion et par inhalation[21]) bruit de fond ainsi que celles associées aux critères B et C de ces dix HAP ont été transformées en équivalents-BaP, et le risque de cancer a été estimé en utilisant les estimateurs de risque cancérigène par ingestion et par inhalation du *benzo(a)pyrène* proposés par le U.S. EPA, 1994b et le Gouvernement du Canada et coll., 1994, respectivement (tableau 11).

[21] L'exposition par contact cutané n'a pas été retenue pour estimer les excès de risque de cancer, car les types de cancers qui sont à la base des études ayant servi à définir les pentes des relations dose-réponse de l'ingestion ou de l'inhalation ne semblaient pas compatibles avec une exposition aux HAP via le contact cutané.

Tableau 11. Critères B et C et valeurs de référence des HAP évalués

Nom du HAP	Critère		Dose de référence (mg/kg-j)		Estimateurs de risque cancérigène associé à un risque de 10^{-6} (mg/kg-j)[4]		Équivalents -BaP[5]
	B	C	Ingestion[2]	Inhalation[3]	Ingestion	Inhalation	
HAP non cancérigènes							
Acénaphtène	10	100	60×10^{-3}				
Anthracène	10	100	300×10^{-3}				
Fluoranthène	10	100	40×10^{-3}				
Fluorène	10	100	40×10^{-3}				
Naphtalène	5	50	20×10^{-3}	$0{,}9 \times 10^{-3}$			
Pyrène	10	100	30×10^{-3}				
HAP cancérigènes							
Benzo (a) anthracène	1	10					0,1
Benzo (a) pyrène	1	10			$0{,}14 \times 10^{-6}$	$9{,}0 \times 10^{-6}$	1,0
Benzo (b) fluoranthène[1]	1[1]	10[1]					0,1
Benzo (j) fluoranthène[1]	1[1]	10[1]					0,1
Benzo (k) fluoranthène[1]	1[1]	10[1]					0,1
Benzo (g,h,i) pérylène	1	10					0,01[6]
Chrysène	1	10					0,01
Dibenzo (a,h) anthracène	1	10					1,0[7]
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	1	10					0,1
Phénanthrène	5	50					0,001[6]

[1] Valeur pour chacun des congénères. Dans le cas où les 3 congénères n'ont pas pu être séparés (benzo(b)-, benzo(j)- ou benzo(k)-fluoranthène), le critère s'applique à l'ensemble des congénères (benzo(b+j+k)fluoranthène) (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998).

[2] Références : acénaphtène (U.S. EPA, 1989 cité par le U.S. EPA, 1993a), anthracène (U.S.EPA, 1989 cité par le U.S. EPA, 1993a), fluoranthène (U.S.EPA, 1988), fluorène (U.S.EPA, 1989 cité par le U.S. EPA, 1993a), naphtalène (BCL, 1980a cité par le U.S. EPA, 1998a) et pyrène (U.S. EPA, 1989 cité par le U.S. EPA, 1993a).

[3] Référence : naphtalène (NTP, 1992a cité par le U.S. EPA, 1998a).

[4] Références : par ingestion (U.S. EPA, 1994b) et par inhalation (Gouvernement du Canada et coll., 1994).

[5] Référence : CalEPA, 1999.

[6] Référence : Nisbet et LaGoy, 1992.

[7] Référence : Nisbet et LaGoy, 1992, U.S. EPA, 1993d.

4.10.2 Évaluation des risques autres que le cancer

Les indices de risque dérivés à partir de la dose totale d'exposition (bruit de fond + critère) par toutes les voies combinées (sauf pour le *naphtalène*, où ingestion+cutané et inhalation ont été estimés séparément) **sont tous inférieurs à 1,0 pour l'*acénaphtène*, l'*anthracène*, le *fluoranthène*, le *fluorène*, le *naphtalène* et le *pyrène***, lorsque la concentration de ces HAP dans le sol est égale au critère B ou C (tableau 12).

Par conséquent, les risques associés aux critères B (10 ppm) et C (100 ppm) de l'*acénaphtène*, l'*anthracène*, le *fluoranthène*, le *fluorène*, et le *pyrène*, et aux critères B (5 ppm) et C (50 ppm) pour le *naphtalène* sont inférieurs à la valeur maximale de 1,0 recommandée par le MSSS, 2002.

Tableau 12. Résumé des risques associés aux critères B et C des HAP non cancérigènes

HAP	Indices de risques autre que le cancer			
	Bruit de fond + B	**Contribution de B au risque total**	**Bruit de fond + C**	**Contribution de C au risque total**
Acénaphtène[1]	0,01 - 0,08 (0,2)[2]	60 % à 97 % (99 %)[2]	0,04	90 %
Anthracène[1]	0,0002 - 0,0005 (0,006)[2]	53 % à 77 % (99 %)[2]	0,0002	57 %
Fluoranthène[1]	0,003 - 0,008 (0,04)[2]	14 % à 32 % (97 %)[2]	0,005	19 %
Fluorène[1]	0,002 - 0,006 (0,04)[2]	59 à 70 % (97 %)[2]	0,002	62 %
Naphtalène				
• Ingestion[3]	0,008 - 0,02 (0,06)[2]	31 % à 54 % (90 %)[2]	0,004	22 %
• Inhalation	0,2 - 0,5	73 % à 76 %	0,1	69 %
Pyrène[1]	0,006 - 0,013 (0,06)[2]	11 % à 24 % (95 %)[2]	0,007	23 %

[1] Exposition combinée (ingestion + inhalation + cutané) par rapport à l'ingestion.

[2] Enfant 0-6 mois allaité.

[3] Exposition combinée (ingestion + cutané) par rapport à l'ingestion.

4.10.3 Évaluation des risques cancérigènes

Les risques d'excès de cancer estimés pour la dose d'exposition **bruit de fond** des dix HAP cancérigènes retenus (12 x 10^{-6} mg équivalents-BaP/kg-j) sont de **87 x 10^{-6} pour l'ingestion**, soit près de 1 excès de cancer pour 10 000 individus (tableau 13). Notre estimation de l'exposition bruit de fond est très semblable à d'autres estimations réalisées au Canada (Santé Canada, 1996a) et au Québec (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996) sauf pour quatre HAP (*benzo(b)fluoranthène*, *benzo(k)fluoranthène*, *dibenzo(a,h)anthracène* et *indéno(1,2,3-cd)pyrène*) où les estimations reliées à l'ingestion du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 apparaissent particulièrement élevées. L'exposition que nous avons estimée via l'ingestion d'aliments seulement, soit la principale source d'exposition, est très comparable avec celle d'une étude du niveau de contamination des aliments par les HAP menée aux Pays-Bas chez de jeunes adultes (de Vos et coll., 1990). Pour ce qui est de **l'inhalation** des dix HAP retenus, le risque d'excès de cancer associé à la dose d'exposition bruit de fond de 1,1 × 10^{-6} mg équivalents-BaP /kg-j était de l'ordre de **0,1 x 10^{-6}**.

Pour le **critère B**, la dose des dix HAP cancérogènes reçue par **ingestion** est de 1,7 × 10^{-6} mg équivalents-BaP/kg-j, ce qui correspond à un **risque d'excès de cancer de 12 x 10^{-6},** soit environ 1 excès de cancer pour 100 000 personnes. La dose des dix HAP cancérogènes reçue par **inhalation** est de 0,3 × 10^{-6} mg équivalents-BaP/kg-j, ce qui correspond à un **risque d'excès de cancer de 0,04 x 10^{-6}**.

L'exposition associée à l'ingestion de sol contaminé au niveau du **critère C** par les dix HAP cancérogènes évalués (1,9 x 10^{-6} mg équivalents-BaP/kg-j) conduit à un risque d'excès de cancer de **14 × 10^{-6} par ingestion**. L'exposition associée à **l'inhalation** des dix HAP provenant du sol contaminé au niveau du critère C par les dix HAP cancérogènes évalués (1,5 x 10^{-6} mg équivalents-BaP/kg-j) conduit à un risque d'excès de cancer de **0,2 × 10^{-6}**.

Le *benzo(a)pyrène* et le *dibenzo(a,h)anthracène* sont les deux HAP cancérigènes qui contribuent le plus au risque associé au mélange de HAP, et ce en raison du facteur d'équivalence-BaP retenu (1,0).

Tableau 13. Résumé des risques cancérigènes associés au bruit de fond, au critère B et au critère C des HAP

HAP	Risque d'excès de cancer pour 1 000 000 personnes[1]					
	Bruit de fond		Critère B		Critère C	
	Ingestion	Inhalation	Ingestion	Inhalation	Ingestion	Inhalation
Benzo(a)anthracène	6,4	0,009	0,78	0,002	0,6	0,007
Benzo(a)pyrène	43	0,058	5,1	0,023	5,5	0,090
Benzo(b)fluoranthène	1,4	0,020	0,5	0,002	0,6	0,009
Benzo(j)fluoranthène	n.d.	0,009	0,5	0,0009	0,6	0,008
Benzo(k)fluoranthène	1,1	0,006	0,5	0,0009	0,6	0,006
Benzo(g,h,i)pérylène	0,4	0,0006	0,04	0,003	0,06	n.e.
Chrysène	1,1	0,003	0,2	0,0006	0,06	0,008
Dibenzo(a,h)anthracène	32	0,012	4,2	0,006	5,5	0,033
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	1,6	0,006	0,4	n.e.	0,6	0,004
Phénanthrène	0,3	0,001	0,1	n.e.	0,03	n.e.
Total	**87**	**0,125**	**12 (6,6[2])**	**0,038**	**14**	**0,165**

[1] Par rapport au risque cancérigène du benzo(a)pyrène par ingestion du U.S. EPA, 1994b et par inhalation du Gouvernement du Canada et coll., 1994.

[2] Si l'ingestion de produits du potager n'est pas comprise.

n.e. : non évalué.

On constate donc que :

1. Les indices de risque associé aux critères B et C des 6 HAP non cancérigènes évalués sont inférieurs à la recommandation du MSSS, 2002 (1,0),
2. Les risques cancérigènes associés aux critères B et C des 10 HAP cancérigènes évalués via l'inhalation sont inférieurs à la recommandation du MSSS, 2002 (1×10^{-6}),
3. Les risques cancérigènes associés aux critères B et C des 10 HAP cancérigènes évalués via l'ingestion, bien que supérieurs à la recommandation du MSSS, 2002 (1×10^{-6}), sont moins importants que ceux déjà attribuables au bruit de fond (principalement l'alimentation).

4.10.4 Sources d'incertitudes associées à l'estimation de l'exposition

4.10.4.1 Sources d'incertitudes associées aux estimateurs de risque

Les données relatives à la cancérogénicité des HAP obtenues chez l'homme ne sont disponibles que pour l'exposition à des mélanges de HAP (goudron de houille, brai de goudron de houille, suie, huiles minérales, huiles de schiste, fumée de tabac), ce qui explique pourquoi seuls ces mélanges sont classés comme cancérogènes pour l'humain par l'IARC (groupe 1). Les émanations de moteurs diesel ainsi que les créosotes sont des mélanges de HAP reconnus probablement cancérogènes pour l'humain (groupe 2A) par l'IARC[22].

Pour estimer la cancérogénicité des dix HAP retenus dans les scénarios de cette étude, les estimateurs de risque cancérigène relatifs au *benzo(a)pyrène* ont été utilisés et un facteur d'équivalence a été appliqué aux autres HAP. Or, aucune donnée humaine n'a permis de conclure à la carcinogénicité du *benzo(a)pyrène*, notamment du fait que l'exposition humaine a toujours lieu avec des mélanges de HAP et non avec ce HAP de façon isolée. Des preuves de cancérogénicité du *benzo(a)pyrène* ont pu être mises en évidence chez l'animal seulement. Des résultats probants ont été obtenus chez au moins quatre espèces de rongeurs et plusieurs primates, suite à l'exposition par diverses voies

[22] Évaluations de l'IARC disponibles sur http://www.inchem.org

d'administration incluant l'ingestion, l'inhalation, l'application cutanée, les instillations et injections diverses. Les tumeurs peuvent être observées localement (voies respiratoires supérieures, peau) et/ou à distance de l'endroit de l'administration.

Plusieurs auteurs ont mis en évidence que **l'exposition cutanée** aux HAP n'était pas négligeable, qu'il s'agisse de HAP présents dans l'air (en milieu de travail) ou dans des huiles. Vanrooij et coll., 1992 a estimé que l'exposition au *pyrène* par voie cutanée chez des travailleurs de fonderie était environ 3 fois plus importante que l'exposition par inhalation. Bien que les doses d'exposition aux HAP via le contact cutané aient été estimées, le risque cancérigène associé à cette voie n'a pas été considéré compte tenu que les types de cancers liés aux estimateurs de risque retenus sont très localisés en fonction de la voie d'exposition (cancers gastro-intestinaux via l'ingestion de HAP et tumeurs du tractus respiratoire via l'inhalation de HAP).

4.10.4.2 Incertitudes associées à l'estimation de la dose d'exposition

Une des sources d'incertitude non négligeable reliée aux estimations effectuées est associée au manque de données concernant le niveau de contamination **bruit de fond** des aliments. De façon générale, les concentrations moyennes de HAP mesurés dans des portions servies aux enfants de garderies de l'étude de Wilson et coll., 2001 ont été retenues. Toutefois, pour les viandes/œufs et/ou poissons/fruits de mer, soit les groupes d'aliments les plus contaminés en HAP, des concentrations parmi les plus importantes mesurées dans différentes études ont été appliquées à tous ces aliments.

Les sources d'exposition les plus importantes quant aux risques cancérigènes associés au **scénario résidentiel** (critère B) sont l'ingestion des aliments du potager. Or, la **contamination des fruits et des légumes cultivés dans des sols contaminés** au niveau du critère B comportent une grande part d'incertitude. En effet, selon le modèle que nous avons utilisé et qui considère essentiellement la contamination liée à l'absorption racinaire[23], la contamination des plantes apparaîtrait surestimée du fait que *i)* les concentrations obtenues dans les végétaux sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les viandes cuites au barbecue (données disponibles pour le *benzo(a)pyrène*), *ii)* la littérature relate surtout que la contamination des végétaux par les HAP est liée davantage aux retombées atmosphériques qu'à la concentration dans le sol, et *iii)* nous n'avons pas tenu compte du métabolisme des HAP par les végétaux. La validation du modèle utilisé (relation de Briggs et coll., 1982) avait d'ailleurs montré que les facteurs de bioconcentration racinaire estimés pour les HAP conduisaient à des concentrations jusqu'à 5 fois plus élevées que celles mesurées sur le terrain (Polder et coll., 1995). En résumé, l'incertitude reliée à la dose d'exposition par ingestion de légumes du potager peut être importante. **Si l'on ne considère pas l'exposition par ingestion de fruits/légumes du potager, le risque d'excès de cancer par ingestion (de sol et poussières) serait environ 2 fois plus faible ($6{,}6 \times 10^{-6}$).**

Dans le même ordre d'idée, les doses estimées par rapport à **l'ingestion de lait maternel** apparaissent aussi très conservatrices. En effet, l'exposition d'un individu par cette voie ne dure que 6 mois sur une vie de 70 ans, mais cela contribue à une exposition aussi importante que l'ingestion d'aliments durant toute la vie. Cette exposition est très probablement surestimée du fait que *i)* les HAP sont métabolisés

[23] À l'annexe 6 du rapport principal, nous avons déjà discuté de la contamination des plantes via le transfert air-plante. Le relation utilisée pour les autres composés organiques avait été rejetée pour les HAP car celle-ci conduisait à un niveau de contamination qui semblait beaucoup trop élevé (la concentration de *benzo(a)pyrène* due au transfert air-feuille conduisait à des concentrations semblables à celles mesurées dans un steak, ce qui paraît étonnant vue la faible volatilité des HAP et le niveau de contamination du sol (1 mg/kg pour le critère B du *benzo(a)pyrène*)). Une valeur expérimentale par défaut a alors été utilisée pour estimer la contamination par l'air.

relativement rapidement[24] et ne sont donc pas stockés à long terme dans les tissus gras de la mère (contrairement aux organochlorés par exemple) et *ii)* la demi-vie des HAP dans l'organisme de la mère et dans le lait n'a pas été considérée dans notre évaluation.

Par contre, les risques cancérigènes ont été évalués pour dix HAP et de **nombreux autres HAP** n'ont pas été pris en compte. Il faut souligner en particulier les dibenzopyrènes (*dibenzo(a,e)pyrène*, *dibenzo(a,h)pyrène*, *dibenzo(a,i)pyrène* et *dibenzo(a,l)pyrène*) qui sont classés 2B par l'IARC (mais qui n'ont pas été évalués par le U.S. EPA) et pour lesquels des facteurs d'équivalence-BaP de 1,0, 10, 10 et 10, respectivement, ont été attribués par CalEPA, 1999 (mais par aucun autre organisme). En raison d'un manque de données, en particulier au niveau du bruit de fond, les doses d'exposition associées aux critères B et C n'ont pas été estimées pour ces HAP. Or en utilisant des facteurs d'équivalence-BaP de CalEPA, 1999, il est clair que le risque cancérigène associés aux critères B et C, de même que ceux associés au bruit de fond, auraient été significativement plus importants.

4.11 BIPHÉNYLS POLYCHLORÉS (BPC)

Pour évaluer les risques associés aux BPC, il a été présumé que les congénères présents dans les sols étaient, dans une forte proportion, ceux contenant entre 4 et 6 atomes de chlore, soit ceux reconnus pour avoir un potentiel de toxicité élevé. C'est pourquoi les caractéristiques physico-chimiques de l'Aroclor 1254, dont 94 % des congénères contiennent 4 à 6 atomes de chlore, ont été utilisées pour estimer les concentrations de BPC dans l'environnement associées aux critères B et C. Les doses d'exposition ont été comparées à la valeur de référence de $2{,}0 \times 10^{-5}$ mg/kg-j proposée par le U.S. EPA, 1996a pour l'ingestion d'Aroclor 1254 et à l'estimateur de risque cancérigène du U.S. EPA, 1996c développé à partir de mélanges commerciaux de BPC.

Critère B

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) totales (bruit de fond + critère) associées aux BPC conduisent à un dépassement de la dose de référence par ingestion pour toutes les classes d'âge (indices de risque totaux variant de **1,5 à 6,3** (**113** chez les bébés allaités). L'exposition associée au critère B ne contribue toutefois que pour 2 à 7 % de l'exposition totale selon les classes d'âge, **les indices de risque dus au bruit de fond variant de 1,3 à 5,9 (109** chez les bébés allaités**)**. Les risques d'excès de cancer associés au bruit de fond (**61×10^{-6}**) et au critère B (**$1{,}9 \times 10^{-6}$**) sont supérieurs à 1 cas sur 1 million. Le risque cancérigène associé au critère B ne représente cependant que 3 % du niveau de risque lié au bruit de fond.

Critère C

L'*indice de risque combiné* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) total (bruit de fond + critère) est de **3,0** chez le travailleur le plus exposé. Le risque associé au critère C représente moins de 8 % de la dose totale. Le risque cancérigène lié au critère C est de **$3{,}4 \times 10^{-6}$**, soit un peu plus que le seuil de 1×10^{-6} recommandé dans les lignes directrices du MSSS, 2002. Le risque calculé pour le critère C est, par ailleurs, 18 fois plus faible que le risque associé au bruit de fond (**61×10^{-6}**).

[24] Aucune donnée n'a été trouvée dans la littérature de valeur concernant la demi-vie des HAP chez l'humain, mais selon Bouchard et Viau, 1996, la demi-vie du benzo(a)pyrène serait de l'ordre de 8 heures chez le rat, ce qui indique que 90 % du benzo(a)pyrène absorbé serait éliminé en 24 h.

Les risques d'excès de cancer et les risques à la santé autres que le cancer associés aux BPC dépassent les seuils fixés dans les lignes directrices du MSSS, 2002, tant pour le bruit de fond que pour les critères B et C. Toutefois les risques associés au bruit de fond sont particulièrement importants en comparaison avec les risques liés aux critères.

Différentes sources d'incertitude sont rattachées à l'évaluation des critères génériques des BPC. Ainsi, devant le manque de données concernant la contamination des milieux par les BPC, les caractéristiques physico-chimiques et les niveaux de contamination par l'Aroclor 1254 (mélange commercial qui contient les congénères de BPC les plus toxiques) ont été utilisés pour estimer les doses d'exposition bruit de fond et celles associées aux critères B et C pour les Québécois. Or, les congénères susceptibles de se retrouver dans un sol contaminé peuvent différer de façon importante par rapport à l'Aroclor 1254. Il est clair que plusieurs hypothèses et choix retenus dans cette évaluation tendent à surestimer les expositions aux BPC, et que, par conséquent, le risque réel est possiblement moins élevé qu'indiqué ici.

4.12 DIOXINES ET FURANNES

Les risques associés aux critères des dioxines/furannes dans les sols ont été évalués en considérant les principaux congénères de cette famille sous forme d'équivalence toxique par rapport à la 2,3,7,8-TCDD selon NATO/CCMS (1988) et de l'EPA (1989). Les doses d'exposition estimées selon les scénarios résidentiel et commercial/industriel ont été comparées à divers estimateurs de risque, tant pour les effets autres que le cancer que pour les effets cancérigènes.

Critère B

Pour ce qui est des *effets autres que le cancer* attribuables aux dioxines/furannes, **les *doses d'exposition combinée*** (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) **totales (bruit de fond + critère**) **conduisent à un dépassement** de la dose de référence par ingestion pour toutes les classes d'âge (indice de risque total de **2,4 à 19**) en considérant l'estimateur de risque le plus sévère de 1 pg EQT/kg-j de l'ATSDR, 1998[25]. Les *risques d'excès de cancer* associés au bruit de fond (**2 800 x 10^{-6}**) et au critère B (**6,0 x 10^{-6}**) sont **supérieurs à 1 cas sur 1 million** en considérant l'estimateur de risque le plus sévère du U.S. EPA, 2001a[26]. Les risques non cancérigènes et cancérigènes associés au critère B représente moins de 1 % des risques liés à l'exposition totale et à l'exposition bruit de fond, respectivement.

Critère C

L'exposition combinée **totale (bruit de fond + critère**) **engendre un indice de risque de 2,6** chez le travailleur le plus exposé et un **risque cancérigène combiné lié au critère C de 110 x 10^{-6}** [27]. L'exposition au critère C seul correspond à environ 5 % de l'exposition totale et bruit de fond.

[25] Si l'estimateur de risque de Santé Canada (10 pg/kg-jr) avait été utilisé, seuls les nouveau-nés auraient présenté un indice de risque supérieur à 1 (1,9).

[26] Avec l'ancien critère du U.S.EPA, 1994a, le risque dû au bruit de fond aurait encore **dépassé le risque de 1 sur 1 million**, mais pas celui dû au critère B. En utilisant l'estimateur de risque de Carrier, 1991, il aurait également conduit à **un dépassement du risque de 1 sur 1 million** pour le bruit de fond, mais le risque de cancer dû au critère B serait inférieur à 10^{-6}.

[27] Si l'estimateur de risque de Santé Canada (10 pg/kg-jr) avait été utilisé, le risque associé à l'exposition totale du travailleur le plus exposé serait inférieur à 1 (0,3). Les *risques cancérigènes combinés* reliés au critère C auraient également **dépassé le seuil de 1 sur 1 million** avec l'ancien critère du U.S.EPA, 1994a, mais pas avec l'estimateur de risque de Carrier, 1991.

Les risques associés aux dioxines/furannes sont beaucoup plus élevés que les seuils recommandés par le MSSS, 2002. Toutefois, les risques associés au bruit de fond sont beaucoup plus élevés que ceux associés aux critères.

Les estimations de l'exposition que nous avons réalisées à l'aide des outils numériques dans la présente étude nous apparaissent raisonnables. En effet, l'exposition bruit de fond estimée dans la présente étude (3 pg EQT/kg-j sur toute la durée de vie) est du même ordre de grandeur que celles estimées par Gilman et Newhook, 1991 (1 à 7,2 pg EQT/kg-j sur toute la durée de vie) et le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 (2,4 pg EQT/kg-j sur toute la durée de vie), et un peu plus élevée que celles estimées par Gaétan Carrier (Université de Montréal, communication personnelle) et Jake Ryan (Santé Canada, communication personnelle) (1 pg EQT/kg-j sur toute la durée de vie).

L'estimateur de risque d'excès de cancer que nous avons retenu a été développé à partir d'une méta-analyse de trois cohortes majeures de travailleurs. Il est associé à une incertitude significative reliée à l'imprécision de l'exposition des travailleurs. Il est probable que l'exposition ait été sous-estimée, et par conséquent le risque surestimé, puisque les cancers observés n'ont été mis en relation qu'avec la 2,3,7,8-TCDD seule, alors que d'autres congénères des dioxines/furannes étaient aussi présents (U.S. EPA, 2000a). Cette incertitude porte à croire que le risque d'excès de cancer par ingestion de dioxines/furannes pourrait être surestimé. Ceci est d'autant plus vrai que les données sanitaires actuelles ne corroborent pas ce qu'un tel indicateur devrait donner en termes d'incidence de cancer, en tenant compte de l'exposition bruit de fond moyenne de la population en général.

Les dioxines/furannes constituent une famille de substances pour lesquelles des efforts considérables ont été consentis au cours des dernières années afin de réduire les sources d'émission dans les différents milieux. Ces efforts ont permis de réduire les niveaux d'exposition bruit de fond de la population qui, de l'avis des experts québécois, n'était pas négligeable il y a quelques années.

4.13 PENTACHLOROPHÉNOL

Critère B

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) totales (bruit de fond + critère) au pentachlorophénol (PCP) **ne conduisent pas à un dépassement de la dose de référence par ingestion** du U.S. EPA, 1993c (3 000 x10^{-5} mg/kg-j), et ce, peu importe la classe d'âge (indices de risque variant de 0,002 à 0,03)[28]. L'exposition associée au critère B seulement contribue à plus de 70 % de l'exposition totale pour les nouveaux-nés nourris au sein, alors que pour les nourrissons alimentés au lait de formule et les autres classes d'âge, cette contribution est d'environ 15 %. **Les risques d'excès de cancer associé au bruit de fond (7,3 x 10^{-6}) et au critère B (1,9 x 10^{-6}) sont supérieurs à la recommandation du MSSS, 2002** (1 x 10^{-6}), en considérant l'estimation de risque cancérigène du U.S. EPA, 1993c. Le risque cancérigène lié au critère B représente environ 25 % du risque associé au bruit de fond.

[28] La conclusion aurait été la même si nous avions utilisé l'estimateur de risque du U.S.EPA, 2000c, de 500 x 10^{-5} mg/kg-j actuellement en consultation.

Critère C

L'*exposition combinée* totale (bruit de fond + critère) correspond à un **indice de risque de 0,002 chez un travailleur « extérieur »**[28]. L'exposition au critère C représente environ 9 % de l'exposition totale. Quant aux effets cancérigènes, **le risque lié au critère C est de $0{,}4 \times 10^{-6}$** pour le travailleur « extérieur », ce qui est inférieur à la recommandation du MSSS, 2002.

Seuls le risque cancérigène associé au critère B pour le PCP dépasse les recommandations du MSSS, 2002, et ce risque représente le quart du risque déjà présent au niveau du bruit de fond.

Comme tous les estimateurs établis à partir d'études animales, ceux du PCP comportent plusieurs limites et incertitudes. Dans ce cas-ci, il faut souligner que les risques estimés pour le PCP ne tiennent pas compte de la présence d'impuretés dans les mélanges commerciaux, dont les dioxines et furannes. Toutefois, dans le cas précis de sols contaminés, la présence de ces familles de substances chlorées serait documentée et les risques associés spécifiquement aux dioxines et furannes seraient évalués parallèlement à ceux du PCP.

5 CONCLUSION

Les critères B et C de 31 substances chimiques présentées dans la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998) ont été validés d'un point de vue de santé humaine en utilisant la démarche et les orientations développées dans les lignes directrices du ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS, 2002). À partir de deux scénarios génériques, un scénario résidentiel et un scénario commercial/industriel, les doses d'exposition de la population en général ou celles des travailleurs à ces contaminants ont été comparées aux estimateurs de risque recommandés par des organismes de santé reconnus, tant pour les effets autres que le cancer que pour les effets cancérigènes.

Même si l'évaluation des risques toxicologiques peut sembler être une méthode précise et infaillible pour estimer les risques à la santé humaine, elle comporte cependant une large part d'incertitude que le décideur doit considérer lors de l'établissement de critères ou de normes.

Ces incertitudes sont associées aux différentes étapes de la démarche d'évaluation des risques. Pour valider les critères B et C dans la présente étude, nous avons utilisé des scénarios conservateurs, mais toutefois réalistes, des estimateurs de risque recommandés par des organismes de santé reconnus, et les niveaux de risque proposés par les lignes directrices du MSSS, 2002. Les scénarios retenus permettent d'estimer l'exposition « moyenne » de la population québécoise en général ou des travailleurs, mais en considérant des hypothèses conservatrices lorsque les données d'exposition précises faisaient défaut. Ainsi, comme les données nécessaires à l'estimation de l'exposition des individus ne sont pas toujours disponibles (contamination des différents milieux et taux d'exposition aux contaminants pour l'ensemble de la population), on doit utiliser des valeurs moyennes d'exposition qui ne représentent pas l'exposition de l'ensemble de la population. Il est important de souligner que ces scénarios ont été établis en tenant compte qu'il n'y a pas de mesures de mitigation des contaminants sur les sols (pelouse, asphalte, etc), conformément aux lignes directrices du MSSS, 2002. Les sols sont considérés « à nu », et les modèles utilisés pour estimer les concentrations dans l'air, l'eau et les poussières intérieures en tiennent compte. Cette façon de faire, très conservatrice, apparaît nécessaire puisque l'application des critères génériques B et C n'est soumise à aucun suivi de la pérennité de ces mesures de mitigation.

Les incertitudes reliées aux estimateurs de risque peuvent également être relativement importantes. Par exemple, il n'est pas rare d'observer un facteur de 10 entre la valeur la plus faible et la valeur la plus élevée parmi les estimateurs proposés par différents organismes de santé.

Enfin, les niveaux de risque jugés « acceptables » peuvent également être très différents d'un organisme à l'autre. Ainsi, les lignes directrices du MSSS, 2002 indiquent qu'il est souhaitable que les indices de risque autre que le cancer associés au bruit de fond + ceux liés au critère soient être inférieurs à la valeur de 1,0, et que les risques cancérigènes associés au critère soient être inférieurs à 1 excès de cancer par 1 million d'individus. Lorsque ces niveaux sont dépassés lors de l'évaluation de projets particuliers, les lignes directrices suggèrent un examen du projet de la part des organismes gouvernementaux, une gestion environnementale des contaminants émis par le projet et/ou une consultation populaire concernant ce projet. Cependant, d'autres organismes de santé peuvent considérer que des niveaux de risque plus importants, en particulier pour les risques cancérigènes, peuvent être acceptables socialement (p. ex. Santé Canada, 1992 considère que l'eau potable qui contient de l'arsenic à des niveaux associés à un excès de cancer de 100 pour un million d'individus peut être consommée).

Les résultats de la validation des critères B et C sont présentés ci-dessous en trois catégories en fonction du degré d'incertitude associée à l'évaluation :

(i) La première catégorie présente les substances pour lesquelles les résultats de l'estimation du risque associé aux critères B et C respectent les recommandations du MSSS, 2002;

(ii) La seconde catégorie présente les substances pour lesquelles les résultats de l'estimation du risque associé aux critères B et C excèdent les recommandations du MSSS, 2002, mais où la contribution de l'exposition associée au critère est moindre que celle provenant de l'exposition bruit de fond ; les différentes sources d'incertitude associées à ces évaluations sont alors présentées;

(iii) La dernière catégorie présente les autres substances pour lesquelles les résultats de l'estimation du risque associé aux critères B et C excèdent les recommandations du MSSS, 2002, mais où la contribution de l'exposition associée au critère est plus importante que celle provenant de l'exposition bruit de fond ; les différentes sources d'incertitude associées à ces évaluations sont également présentées.

(i) Les résultats de l'estimation des risques associés aux critères B et C respectent les recommandations du MSSS, 2002 :

Cuivre : Tous les risques associés aux critères B et C du cuivre sont inférieurs aux niveaux recommandés par le MSSS, 2002.

Mercure : Tous les risques associés aux critères B et C du mercure sont inférieurs aux niveaux recommandés par le MSSS, 2002, et ce pour des scénarios de contamination par le mercure élémentaire et par le mercure inorganique.

Zinc : Tous les risques associés aux critères B et C du zinc sont inférieurs aux niveaux recommandés par le MSSS, 2002.

Toluène : Tous les risques associés aux critères B et C du toluène sont inférieurs aux niveaux recommandés par le MSSS, 2002.

Ethylbenzène : Tous les risques associés aux critères B et C de l'éthylbenzène sont inférieurs aux niveaux recommandés par le MSSS, 2002.

(ii) Les résultats de l'estimation des risques associés aux critères B et C excèdent les recommandations du MSSS, 2002, mais la contribution de l'exposition liée aux critères est moindre que celle provenant de l'exposition bruit de fond :

Arsenic : Presque tous les niveaux de risque estimés dépassent les recommandations du MSSS, 2002. Toutefois, les niveaux de risque associés au bruit de fond sont particulièrement élevés. En considérant que les risques associés aux critères B et C actuels sont significativement plus faibles que ceux associés au bruit de fond et qu'un organisme tel que Santé Canada, 1992 a fixé une recommandation dans l'eau potable qui serait associée à un risque cancérigène théoriquement de l'ordre de 1×10^{-4}, nous ne suggérons pas de nouvelles valeurs numériques pour ces critères avant d'avoir établi un consensus au niveau des intervenants de la santé publique quant à la meilleure façon d'utiliser les estimateurs de risque de l'arsenic.

Nickel : Tous les risques associés au critère B du nickel respectent les recommandation des lignes directrices du MSSS, 2002. Ceux associés au critère C également, sauf le risque de cancer ($1{,}6 \times 10^{-6}$) qui est légèrement supérieur à la valeur de 1 excès sur 1 million. L'inhalation de particules constitue la seule source d'exposition qui contribue au risque cancérigène du travailleur. Les principales incertitudes rattachées à l'évaluation des risques pour le nickel sont l'approche retenue pour estimer les concentrations dans l'air attribuables au critère C qui a entraîné une certaine surestimation de l'exposition, et le fait d'avoir considéré que tout le nickel associé au critère C était sous forme de poussières d'affinerie compte tenu de la toxicité relative des formes de nickel des poussières d'affinerie comparativement aux formes de nickel généralement rencontrées dans l'environnement.

HAP : Les risques associés aux six HAP non cancérigènes retenus sont tous inférieurs à 1,0, et les risques cancérigènes par inhalation pour les dix HAP cancérigènes retenus sont tous inférieurs à 1×10^{-6}, tant pour le critère B que pour le critère C. Seuls les risques cancérigènes par ingestion sont supérieurs à la limite de 1×10^{-6} recommandée par le MSSS, 2002, et ceux associés au bruit de fond sont particulièrement importants (bruit de fond : 87×10^{-6}, critère B : 12×10^{-6} et critère C : 14×10^{-6}. Les principales incertitudes rattachées à l'estimation des risques par ingestion de HAP sont associées aux estimateurs de risque du benzo(a)pyrène élaborés à partir d'études animales et à l'estimation de l'exposition des scénarios, particulièrement au niveau d'une surestimation potentielle de la contamination des légumes du potager et du lait maternel.

BPC : Les risques d'excès de cancer et les risques à la santé autres que le cancer associés aux BPC dépassent les seuils fixés dans les lignes directrices du MSSS, 2002, tant pour le bruit de fond que pour les critères B et C. Les risques associés au bruit de fond sont cependant nettement plus importants que ceux associés aux critères (environ 20 à 30 fois). Il est clair que plusieurs hypothèses et choix retenus afin de pallier au manque de données tendent à surestimer les expositions aux BPC, et que, par conséquent, le risque réel serait possiblement moins élevé que celui évalué.

Dioxines/furannes : Tous les niveaux de risque estimés pour les dioxines/furannes dépassent les recommandations du MSSS, 2002. Toutefois, les risques cancérigènes et autres que le cancer associés au critère B (< 1 % du bruit de fond) et au critère C (≤ 5 % du bruit de fond) apparaissent relativement faibles par rapport à ceux liés au bruit de fond. Si l'estimation de l'exposition nous apparaît assez représentative de la réalité, certains estimateurs de risque retenus comportent une grande part d'incertitude et ne semblent pas être appuyés par les données sanitaires actuelles. Les dioxines/furannes constituent une famille de substances pour lesquelles des efforts considérables ont été consentis au cours des dernières années afin de réduire les sources d'émission dans les différents milieux. Ces efforts ont permis de réduire les niveaux d'exposition bruit de fond de la population qui, de l'avis des experts québécois, n'était pas négligeable il y a quelques années.

PCP : Tous les risques associés au pentachlorophénol sont inférieurs aux recommandations du MSSS, 2002, sauf les risques cancérigènes associés au bruit de fond ($7{,}3 \times 10^{-6}$) et au critère B ($1{,}9 \times 10^{-6}$). Le dépassement associé au critère B représente environ 25 % du niveau de risque cancérigène lié au bruit de fond.

(iii) <u>Les résultats de l'estimation des risques associés aux critères B et C excèdent les recommandations du MSSS, 2002 et la contribution de l'exposition liée aux critères est plus importante que celle provenant de l'exposition bruit de fond</u> :

Cadmium : Les risques autres que le cancer associés au critère B du cadmium dépassent les recommandations du MSSS, 2002, et la majeure partie de ce dépassement est attribuable à l'ingestion de légumes du potager cultivés dans un sol contaminé par 5 ppm de cadmium. L'incertitude rattachée à la valeur de référence pour des effets autres que le cancer est probablement mineure compte tenu qu'elle a été établie directement à partir de données populationnelles. La principale incertitude reliée à l'estimation de l'exposition est liée à l'utilisation des facteurs de bioconcentration sol-plantes. Toutefois, les choix que nous avons faits quant à ces facteurs ne nous apparaissent pas excessivement conservateurs et nos conclusions quant au potager comme source d'exposition non négligeable au cadmium vont dans le même sens que celles du CCME, 1999. Pour que le critère B de cadmium n'entraîne pas de risque d'effets autres que le cancer supérieur à 1,0, il faudrait que sa valeur soit environ 3 ppm au lieu de 5 ppm[29].

Chrome : Comme la toxicité du *chrome III* et celle du *chrome VI* sont très différentes, la spéciation du chrome nous apparaît un facteur important d'un point de vue toxicologique, et possiblement un élément à prendre en considération lors de l'application des critères génériques. Si tout le chrome des critères B et C est sous forme de *chrome III*, les risques qui y sont associés demeurent inférieurs aux recommandations du MSSS, 2002. Cependant, en assumant que le chrome est entièrement sous forme de *chrome VI*, les risques cancérigènes par inhalation associés au bruit de fond, mais surtout ceux liés aux critères B et C, sont plus importants que le niveau maximum recommandé par le MSSS, 2002. Même en tenant compte des incertitudes associées à l'estimateur de risque cancérigène établi à partir des études chez les travailleurs et de celles associées à l'estimation de l'exposition par inhalation de particules, les valeurs des critères B et C apparaissent trop élevées si tout le chrome est sous forme de *chrome VI*. Notons que les concentrations de 9 et 10 ppm de *chrome VI* permettraient de respecter l'excès de risque cancérigène de 1×10^{-6} tel que recommandé par le MSSS.

Plomb : Les risques autres que le cancer associés au critère B du plomb dépassent la valeur maximale de 1,0 recommandée par le MSSS, 2002, alors que les risques associés au critère C sont inférieurs à 1,0. L'exposition due au critère B seulement est environ 4 à 6 fois plus élevée que celle due au bruit de fond. L'ingestion de fruits et de légumes issus du potager constitue la principale source d'exposition au plomb associée au critère B et la plus grande partie de l'incertitude rattachée à l'estimation des risques dus au critère B est liée à l'utilisation des facteurs de bioconcentration sol-plantes. Si cette source d'exposition n'était pas prise en

[29] En considérant la dose de référence <u>actuellement</u> recommandée par le U.S.EPA depuis 1994 (U.S.EPA, 2001b) plutôt que la dose de référence plus restrictive en consultation (U.S.EPA, 1999).

compte, les *indices de risque combiné* totaux seraient compris entre 0,02 et 0,6 pour toutes les classes d'âge. À titre d'information, en considérant un critère B de 200 mg/kg de plomb, les *indices de risque combiné* totaux (bruit de fond + critère B) seraient compris entre 0,4 et 1,0 pour toutes les classes d'âge sauf pour les enfants de 6 mois-4 ans (IRC = 1,8) et en considérant le critère de 140 mg/kg du CCME, les indices de risque seraient compris entre 0,4 et 0,8 pour toutes les classes d'âge sauf pour les enfants de 6 mois-4 ans (IRC = 1,4).

Benzène : Tous les risques cancérigènes associés à l'inhalation de benzène due au bruit de fond (18-64 x 10^{-6}) et aux critères B (25-90 x 10^{-6}) et C (8,3-29,4 x 10^{-6}) dépassent la valeur de 1 x 10^{-6} recommandée par le MSSS, 2002. L'inhalation de vapeurs intérieures associée au critère B représente plus de 90 % de la dose d'exposition totale (inhalation + ingestion + contact cutané) liée au critère B. Il existe cependant une large part d'incertitude concernant l'estimation de ces concentrations dans l'air intérieur à partir de l'utilisation du modèle Johnson-Ettinger. Mais, bien que ces concentrations estimées nous apparaissent plus élevées que la réalité et qu'elles conduisent principalement aux niveaux de risque cancérigène observés, il nous est difficile, avec les outils actuels, de fournir une autre estimation plus réaliste.

Xylène : Les risques associés à l'inhalation de xylène pour le critère B et le critère C sont inférieurs à la valeur maximale de 1,0 recommandée par le MSSS, 2002, sauf chez les 0-4 ans du scénario résidentiel où ce risque est marginal (1,2). Nous croyons que l'utilisation du modèle Johnson-Ettinger surestime les concentrations de xylène dans l'air intérieur, mais il nous est difficile, avec les outils actuels, de fournir une autre estimation plus réaliste.

6 RECOMMANDATIONS

Lors de l'établissement des valeurs limites de contaminants dans les sols, ainsi que lors de leur révision, le MENV doit tenir compte de différents facteurs tels les niveaux de risque à la santé humaine et à l'écosystème qui sont associés aux critères, leurs impacts potentiels à l'eau souterraine, les impératifs sociaux, technologiques et économiques. Nous avons présenté dans ce document les niveaux de risque toxicologique associés à l'utilisation des critères B et C actuels de 31 substances chimiques. Nous avons également tenté de faire ressortir que de telles évaluations comportent beaucoup d'incertitude et nous les avons présentées afin que notre évaluation constitue un outil d'aide à la décision pour le Ministère. Nous présentons toutefois trois recommandations qui devraient aider à réduire l'incertitude entourant l'évaluation des risques à la santé de certains contaminants :

- Les critères B et C du chrome de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998) sont présentés sous forme de chrome total. Comme la toxicité du chrome III et celle du chrome VI sont très différentes, **la spéciation du chrome nous apparaît un facteur important d'un point de vue toxicologique**, et possiblement un élément à prendre en considération lors de l'application des critères B et C de chrome, particulièrement lorsque des activités industrielles antérieures utilisant du chrome VI se sont déroulées sur les terrains à l'étude.

- Les niveaux de risque estimés pour les critères B du cadmium et du plomb sont supérieurs aux recommandations du MSSS, 2002, et la contribution de l'exposition due au critère est plus importante que celle associée au bruit de fond. L'incertitude associée aux estimateurs de risque de ces substances n'est probablement pas très élevée car les valeurs de référence pour des effets chroniques autres que le cancer ont été développées directement à partir de données tirées de la population en général. L'incertitude reliée à l'estimation de l'exposition au cadmium et au plomb du scénario résidentiel retenu est beaucoup plus importante, et particulièrement l'ingestion de fruits et de légumes cultivés dans un potager dont les sols sont contaminés au niveau du critère B. Pour estimer cette source d'exposition, nous avons retenu des facteurs de bioconcentration sol-plantes qui sont tirés de la littérature et qui nous apparaissaient raisonnables. Toutefois, nous recommandons au MENV **d'effectuer une évaluation plus poussée des estimations de cette source d'exposition au cadmium et au plomb** avant de prendre une décision quant au bien-fondé des valeurs actuelles des critères B du cadmium et du plomb. Il s'agirait d'évaluer si les facteurs de bioconcentration sol-plantes que nous avons retenus sont les plus pertinents, de vérifier s'il existe des données quant à la contamination des légumes cultivés dans des sols contaminés au niveau des critères B et éventuellement de déterminer s'il serait pertinent d'effectuer une évaluation terrain de cette contamination.

- Les risques associés au critère B du xylène et aux critères B et C du benzène sont supérieurs aux recommandations du MSSS, 2002, et l'exposition associée aux critères est plus importante que celle du bruit de fond. Même s'il existe une bonne part d'incertitude reliée à l'utilisation des estimateurs de risque pour des effets chroniques autres que le cancer (xylène) et pour des effets cancérigènes (benzène), la majeure part de l'exposition provient de l'infiltration des vapeurs de ces substances volatiles dans l'air intérieur. Or l'incertitude associée à l'utilisation du modèle Johnson-Ettinger nous apparaît importante, et les concentrations de xylène et de benzène provenant de l'infiltration à partir du sol dans l'air intérieur nous apparaissent surestimées. **Nous souhaiterions cependant que la modélisation utilisée afin d'évaluer l'infiltration des vapeurs de contaminants dans l'air intérieur à partir du sol soit éventuellement validée.**

7 RÉFÉRENCES

Abt Associates Inc, 1999. Risk analysis for the round two biosolids pollutants. 133 pages.

ATSDR, 1998. Toxicological profile for Chlorinated Dibenzo-p-dioxins (CDDs). U.S.Department of Health and Human Services - Public Health Service - Agency for toxic Substances and Disease Registry.

Bouchard, M. et Viau, C., 1996. Urinary excretion kinetics of pyrene and benzo(a)pyrene metabolites following intravenous administration of the parent compounds or the metabolites. Toxicol. Appl. Pharmacol., 139: 301-309.

Briggs, G. G., Bromilov, R. H., et Evans, A. A., 1982. Relationshsips between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionized chemicals by barley. Pesticide Sci., 13: 495-504.

CalEPA, 1999. Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors. California Environmental Protection Agency - Office of Environmental Health Hazard Assessment. 578 pages.

Cappon, C. J., 1981. Mercury and selenium content and chemical form in vegetable crops grown on sludge-amended soil. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 10: 673-689.

Carrier, G. 1991. Réponse de l'organisme humain aux BPC, dioxines et furannes, et analyse des risques toxicologiques, Le Passeur484 pages. ISBN 2-9801068-6-0.

CCME, 1996. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. 186 pages.

CCME, 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. 7 pages.

CUM, 2000. Rapport annuel 2000 de la qualité de l'air. 73 pages.

de Vos, R. H., van Dokkum, W., Schouten, A., et Jong-Berkhout, P., 1990. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Dutch total diet samples (1984- 1986). Food Chem. Toxicol., 28: 263-268.

Djoudi, F., 2001. L'arsenic dans l'eau potable: la situation au Québec. Rapport de stage présenté à l'Université de Montréal. 60 pages.

Environnement Canada et Santé Canada, 1993. Liste des substances d'intérêt prioritaire - rapport d'évaluation: L'arsenic et ses composés. 56 pages.

Fischer, L. J., Abriola, L. M., Kummler, R. H., Long, D. T., et Harrison, K. G., 2001. Evaluation of the Michigan department of environmental quality's generic groundwater and soil volatilization to indoor air inhalation criteria - May 2001. Michigan Environmental Science Board, Lansing. 54 pages.

Fouchécourt, M. O., 2001. Guide technique pour l'utilisation de l'outil de validation des évaluations du risque toxicologique à l'usage des professionnels des DSP et/ou de ceux impliqués dans le GTE.

Gilman, A. et Newhook, R., 1991. An updated assessment of the exposure of Canadians to dioxins and furans. Chemosphere, 23: 1661-1667.

Gouvernement du Canada, Environnement Canada, et Santé Canada, 1994. Priority substances list assessment report. Polycyclic aromatic hydrocarbons. 61 pages.

Health Canada, 1996. Health-Based Tolerable Daily Intakes / Concentrations and Tumorigenic Doses / Concentrations for Priority Substances. 15 pages.

Hughes, K., Meek, M. E., et Burnett, R., 1994. Inorganic arsenic: evaluation of risks to health from environmental exposure in Canada. Environ. Carcino. & Ecotox. Revs., C12: 145-159.

Ministère de l'Environnement du Québec, 1998. Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. 124 pages.

Ministère de l'Environnement du Québec, 2003. Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains. Loi Q-2 et r.18.1.01.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996. Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. 761 pages.

Mitchell, M. F., 1994. Multimedia exposure assessment for zinc. Health and Welfare Canada et Health protection branch. 161 pages.

MSSS, 2002. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés. La direction des communications du ministère de la santé et des Services sociaux. 90 pages.

Nisbet, I. C. T. et LaGoy, P. K., 1992. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Regul. Toxicol. Pharmacol., 16: 290-300.

Ontario Ministry of the Environment, 2002. Soil investigation and human health risk assessment for the Rodney Street Community, Port Colborne.

Organisation mondiale de la santé, 1993. Evaluation de certains additifs alimentaires et contaminants/ 41th rapport du comité mixte FAO/WHO d'experts des additifs alimentaires. 39 pages.

Panel of micronutrients, Subcommitte on upper reference levels of nutrients and of interpretation and uses of dietary reference intakes, and Standing committee on the scientific evaluation of Dietary Reference Intakes 2002. Dietary Reference Intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc, Food and Nutrition Board, Institute of Medicine (Ed.), National Academy press, Washington, D.C. 0-309-07279-4.

Polder, M. D., Hulzebos, E. M., et Jager, D. T., 1995. Validation of models on uptake of organic chemicals by plant roots. Environ., 14: 1615-1623.

Santé Canada, 1992. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Sixième édition.

Santé Canada, 1996a. Canadian soil quality guidelines for contaminated sites - Human health effects: benzo(a)pyrene. The National Contaminated Sites Remediation Program.

Santé Canada, 1996b. Concentrations/doses journalières admissibles et concentrations/doses tumorigènes des substances d'intérêt prioritaire calculées en fonction de critères sanitaires. 16 pages.

Smith, K. E., Thomas, G. O., et Jones, K. C., 6-1-2001. Seasonal and species differences in the air-pasture transfer of PAHs. Environ. Sci. Technol., 35: 2156-2165.

U.S. EPA, 1991a. IRIS summary for ethylbenzene. 15 pages.

U.S. EPA, 1991b. IRIS Summary for nickel refinery dust.

U.S. EPA, 1993a. IRIS summary for anthracene.

U.S. EPA, 1993b. IRIS summary for lead. 15 pages.

U.S. EPA, 1993c. IRIS Summary for pentachlorophenol.

U.S. EPA, 1993d. Provisional guidance for quantitative risk assessment of polycylic aromatic hydrocarbons. 20 pages.

U.S. EPA, 1994a. Health Assessment Document for 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compound - Review Draft. 3 volumes. 66 pages.

U.S. EPA, 1994b. IRIS summary for benzo(a)pyrene, http://cfpub.epa.gov/iris/,

U.S. EPA, 1994c. IRIS Summary for toluene.

U.S. EPA, 1995a. IRIS summary for mercuric chloride (HgCl2). 16 pages.

U.S. EPA, 1995b. IRIS summary for mercury (elemental). 20 pages.

U.S. EPA, 1996a. IRIS summary for Aroclor 1254.

U.S. EPA, 1996b. IRIS Summary for nickel, soluble salts.

U.S. EPA, 1996c. PCBs: cancer dose-response assessment and application to environmental mixtures. 74 pages.

U.S. EPA, 1996d. Soil screening guidance: technical background document. 168 pages.

U.S. EPA, 1996e. Superfund chemical data matrix (SCDM). Office of Emergency and remedial response, Washington DC 20460. 49 pages.

U.S. EPA, 9-17-1998a. IRIS summary for naphtalene, www.epa.gov/iris/subst/0436.htm,

U.S. EPA, 1998b. Toxicological review for arsenic, inorganic - In support of summary information on the Integrated Risk Information System. 23 pages.

U.S. EPA, 1998c. Toxicological review of hexavalent chromium - in support of summary information on the Integrated Risk Information System (IRIS).

U.S. EPA, 1998d. Toxicological review of trivalent chromium - In support of summary information on the Integrated Risk Information System. 44 pages.

U.S. EPA, 1999. Toxicological review - cadmium and compounds: in support of summary information on IRIS.

U.S. EPA, 2000a. Exposure and human health reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds - Part II - Chapter 9: Toxicity equivalence factors (TEF) for dioxin and related compounds - Draft report. Rapport NECA-I-0836.

U.S. EPA, 2000b. IRIS summary for benzene. 16 pages.

U.S. EPA, 2000c. Toxicological review of pentachlorophenol. In support of Summary information on the Integrated Risk Information System (IRIS). 91 pages.

U.S. EPA, 2001a. IRIS Summary for arsenic, inorganic, IRIS database, http://www.epa.gov/iris/.

U.S. EPA, 2001b. IRIS summary for cadmium, http://cfpub.epa.gov/iris/,

U.S. EPA, 2001c. Risk assessment guidance for superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment) - Interim (review draft for public comment). Office of Emergency and remedial response, U. S. EPA Washington DC.

U.S. EPA, 2001d. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites - Peer review draft. U.S. EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response.

U.S. EPA, 2002. Toxicological review of xylenes - in support of summary information on the Integrated risk information system (IRIS). 67 pages.

Vanrooij, J. G., Bodelier-Bade, M. M., De Looff, A. J., Dijkmans, A. P., et Jongeneelen, F. J., 1992. Dermal exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons among primary aluminium workers. Med. Lav., 83: 519-529.

World Health Organization, 1982. Zinc, WHO Food Additive series 17., http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v17je33.htm.

World Health Organization, 2000. Evaluation of certain food additives and contaminants/ 43th report of the joint FAO/WHO expert commitee on food additives. 87 pages.

N° de publication : 380

information

formation

recherche

coopération internationale

VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DE LA *POLITIQUE DE PROTECTION DES SOLS ET DE RÉHABILITATION DES TERRAINS CONTAMINÉS*

PROTECTION DE LA SANTÉ HUMAINE

ANNEXES

INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC

Québec

VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DE LA *POLITIQUE DE PROTECTION DES SOLS ET DE RÉHABILITATION DES TERRAINS CONTAMINÉS*

PROTECTION DE LA SANTÉ HUMAINE

ANNEXES

DIRECTION RISQUES BIOLOGIQUES,
ENVIRONNEMENTAUX ET OCCUPATIONNELS

MARS 2005

Institut national de santé publique Québec

AUTEURS

Marie-Odile Fouchécourt, Ph. D., toxicologue
Institut national de santé publique du Québec

Monique Beausoleil, M. Sc., toxicologue
Institut national de santé publique du Québec et Direction de santé publique de Montréal

Luc Lefebvre, M. Sc., toxicologue
Institut national de santé publique du Québec et Direction de santé publique de Montréal

Mathieu Valcke, M. Env., M. Sc., toxicologue
Institut national de santé publique du Québec et Direction de santé publique de la Montérégie

Jean-Claude Belles-Isles, Ph. D., toxicologue
Institut national de santé publique du Québec

Mathieu Trépanier, B. Sc., stagiaire à la maîtrise
Université de Montréal

N.B. Madame Fouchécourt et monsieur Belles-Isles n'étaient plus à l'emploi de l'INSPQ lors de la finalisation du rapport, ils n'ont donc pas participé à la rédaction de la conclusion et des recommandations.

EN COLLABORATION AVEC

Renée Gauthier, M. Sc., chimiste
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs

Ce document a été réalisé grâce à une contribution financière du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

Ce document est disponible en version intégrale sur le site Web de l'Institut national de santé publique du Québec : http://www.inspq.qc.ca.

Reproduction autorisée à des fins non commerciales à la condition d'en mentionner la source.

CONCEPTION GRAPHIQUE
MARIE PIER ROY

DOCUMENT DÉPOSÉ À SANTÉCOM (HTTP://WWW.SANTECOM.QC.CA)
COTE : INSPQ-2005-031

DÉPÔT LÉGAL – 2e TRIMESTRE 2005
BIBLIOTHÈQUE NATIONALE DU QUÉBEC
BIBLIOTHÈQUE NATIONALE DU CANADA
ISBN 2-550-44463-9
©Institut national de santé publique du Québec (2005)

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1	Paramètres du sol générique retenu	1
Annexe 2	Choix des coefficients de partage sol : eau (Kd) et octanol : eau (Kow)	5
Annexe 3	Hypothèses et équations retenues pour la modélisation des contaminants en provenance des sols contaminés dans l'air extérieur	11
Annexe 4	Hypothèses et équations retenues pour la modélisation des contaminants en provenance des sols contaminés dans l'air intérieur	21
Annexe 5	Hypothèses et équations retenues pour estimer la contamination de l'eau souterraine	39
Annexe 6	Hypothèses et équations retenues pour estimer la contamination des végétaux du potager	45
Annexe 7	Équation retenue pour la concentration de contaminants en provenance des sols contaminés dans les poussières intérieures	65
Annexe 8	Concentration de contaminants dans le lait de formule et le lait maternel	69
Annexe 9	Équations utilisées pour estimer les doses d'exposition associées aux critères	77
Annexe 10	Approches pour l'estimation du risque cancérigène du U.S.EPA et de Santé Canada	93
Annexe 11	Validation des critères B et C de l'arsenic	97
Annexe 12	Validation des critères B et C du cadmium	121
Annexe 13	Validation des critères B et C du chrome	147
Annexe 14	Validation des critères B et C du cuivre	181
Annexe 15	Validation des critères B et C du mercure	201
Annexe 16	Validation des critères B et C du nickel	227
Annexe 17	Validation des critères B et C du plomb	257
Annexe 18	Validation des critères B et C du zinc	279
Annexe 19	Validation des critères B et C du benzène	299
Annexe 20	Validation des critères B et C du toluène	317
Annexe 21	Validation des critères B et C de l'éthylbenzène	337
Annexe 22	Validation des critères B et C du xylène	355
Annexe 23	Validation des critères B et C des hydrocarbures polycycliques	375
Annexe 24	Validation des critères B et C des biphényles polychlorés (BPC)	485
Annexe 25	Validation des critères B et C des dioxines et furannes	509
Annexe 26	Validation des critères B et C du pentachlorophénol	531

LISTE DES ABRÉVIATIONS

2,3,7,8-TCDD :	2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine
ACE :	acénaphtène
ACEL :	acénaphtylène
ANT :	anthracène
BaA :	benzo(a)anthracène
BaP :	benzo(a)pyrène
BbF :	benzo(b)fluoranthène
Bg,h,iP :	benzo(g,h,i)pérylène
BjF :	benzo(j)fluoranthène
BkF :	benzo(k)fluoranthène
BPC :	biphényles polychlorés
BTEX :	benzène, toluène, éthylbenzène et xylène
Cal EPA :	California Environmental Protection Agency
$C_{critère}$:	critère B ou C selon la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*
CCME :	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CHRY :	chrysène
CRCinh :	concentration dans l'air associée à un risque d'excès de cancer de 10^{-6}
CSDM :	*Chemical Superfund Data Matrix*
C_{surf} :	concentration de contaminants dans le sol due au critère ($C_{surf} = C_{critère} - C_{bruit\ de\ fond}$)
C_x :	concentration de contaminants dans la matrice x
DAcut :	dose absorbée par contact cutané
DBa,hA :	dibenzo(a,h)anthracène
$DEC_{(voie)}$:	dose d'exposition combinée par rapport à la voie d'exposition
DEing :	dose d'exposition estimée via l'ingestion
DEinh :	dose d'exposition estimée via l'inhalation
DRCing :	dose d'exposition par ingestion associée à un risque d'excès de cancer de 10^{-6}
DRCinh :	dose d'exposition par inhalation associée à un risque d'excès de cancer de 10^{-6}
DRing :	dose de référence retenue via l'ingestion
DRinh :	dose de référence retenue via l'inhalation
$EXPa_x$:	dose absorbée par une voie d'exposition (calcul intermédiaire)
EXP_x :	dose d'exposition par une voie d'exposition (calcul intermédiaire)
$Fabs_{cut,sol}$:	fraction de contaminant absorbée par contact cutané avec le sol
$Fabs_{ing}$:	fraction de contaminant absorbée par ingestion
$Fabs_{inh}$:	fraction de contaminant absorbée par inhalation
FL :	fluorène
FLUO :	fluoranthène
HAP :	hydrocarbures aromatiques polycycliques
IND :	indéno(1,2,3-cd)pyrène
$IR_{(voie)}$:	indice de risque estimé par rapport à une voie d'exposition

$IRC_{(voie)}$:	indice de risque combiné (plusieurs voies d'exposition) par rapport à une voie d'exposition
IRIS :	*Integrated Risk Information System* (banque de données toxicologiques du U.S. EPA)
JEM :	*Johnson and Ettinger model*
Kd :	coefficient de partage sol:eau
Koc :	coefficient d'adsorption sur le carbone organique
Kow :	coefficient de partage octanol:eau
LID :	liquide immiscible dense (*dense non-aqueous phase liquid* (DNAPL))
m.f. :	matière fraîche
m.s. :	matière sèche
MADEP :	Massachussetts Department of Environmental Protection
MEF :	ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec
MENV :	ministère de l'Environnement du Québec
MSSS :	ministère de la Santé et des Services sociaux
NA :	naphtalène
OMS :	Organisation mondiale de la santé (WHO, « World Health Organization » en anglais)
p.c. :	poids corporel (kg)
PCDD :	polychlorodibenzo-p-dioxines
PCDF :	polychlorodibenzofurannes
PCP :	pentachlorophénol
PHE :	phénanthrène
ppm :	parties par million (pour concentration dans le sol, mg/kg m.s.)
PTDI :	*provisional tolerable daily dose* (OMS)
PYR :	pyrène
q_{ing} :	pente de la relation dose-réponse pour l'estimation du risque de cancer par ingestion
q_{inh} :	pente de la relation dose-réponse pour l'estimation du risque de cancer par inhalation
RfC :	concentration de référence ($\mu g/m^3$) selon IRIS
RfD :	dose de référence (mg/kg-j) selon IRIS
TA_i :	fraction de la durée de vie correspondant à la tranche d'âge i
U.S. EPA :	United States Environmental Protection Agency

ANNEXE 1

PARAMÈTRES DU SOL GÉNÉRIQUE RETENU

ANNEXE 1 : PARAMÈTRES DU SOL GÉNÉRIQUE RETENUS

Les paramètres du sol contaminé (fraction de carbone organique, densité, porosité et pH) qui ont été retenus pour le scénario résidentiel et le scénario commercial/industriel sont essentiellement basés sur les documents du U.S. EPA relatif aux sols contaminés (U.S. EPA, 1996; U.S. EPA, 2001).

1 FRACTION DE CARBONE ORGANIQUE

L'adsorption des contaminants aux particules de sol dépend étroitement de la fraction de carbone organique (Foc). Le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 suggérait d'utiliser une valeur de 1,1 %, et l'ancienne approche américaine de détermination des critères sols préconisait 0,2 % (U.S. EPA, 1996). Afin de rester conservateurs vis-à-vis de la contamination potentielle de l'eau souterraine et de l'intrusion de vapeurs dans les bâtiments, la valeur de 0,6 % récemment proposée par le U.S. EPA, 2001 a été retenue.

2 DENSITÉ DU SOL

Selon le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996, la densité du sol, qui correspond à la masse d'un volume de sol sur la masse du même volume d'eau, varierait entre 1 000 et 2 000 mg/cm^3. Cet organisme a considéré qu'une densité de 1 600 mg/cm^3 serait assez représentative d'un sol de surface. La valeur par défaut retenue par le U.S. EPA, 1996 est de 1 500 mg/cm^3 (valeur centrale de l'intervalle cité par le *Superfund Exposure Assessment Manual* du U.S.EPA, 1988 cité par le U.S. EPA, 1996). La densité retenue lors d'une évaluation des risques associés à l'utilisation de matières résiduelles fertilisantes dans les sols agricoles était de 1 350 mg/cm^3 (valeur plus faible car les sols agricoles sont régulièrement travaillés et donc moins compacts) (Fouchécourt et Beausoleil, 2001). En considérant toutes ces données, la valeur retenue pour la densité du sol (ρ) dans la présente évaluation de risque est de 1500 mg/cm^3.

3 POROSITÉ DU SOL

Le sol étant constitué d'un assemblage de particules, la densité du sol (ρ) est différente de la densité des particules (ρ_{ps}). La porosité du sol (ϑ) se décompose en la porosité remplie d'air (ϑ_a) et la porosité aqueuse (ϑ_e). Elle peut être estimée à partir de l'équation suivante :

$$\vartheta = 1 - \rho / \rho_{ps} \qquad \text{Équation 1}$$

où
ϑ = porosité totale du sol (sans unité)
ρ = densité du sol (mg/cm^3)
ρ_{ps} = densité des particules de sol (mg/cm^3)

Les valeurs de ces paramètres qui ont été retenues sont celles recommandées par le U.S. EPA, 1996 et utilisées dans le modèle de Johnson et Ettinger (Environmental Quality Management, 1997) pour estimer l'intrusion des vapeurs du sous-sol dans les bâtiments.

La répartition de la porosité (eau et air) est un facteur déterminant de la mobilité des contaminants. Selon le U.S. EPA, 1996, la porosité aqueuse retenue (ϑ_e = 0,13) correspond sensiblement à une teneur annuelle moyenne en eau dans le sol de 10 % (en poids). Cette valeur est située entre la valeur requise

pour atteindre une couche monomoléculaire d'eau sur les particules de sol (2 à 5 % en poids) et celle requise pour que la porosité remplie d'air soit nulle (environ 29 % en poids). Ainsi, les contaminants non ou faiblement polaires se désorbent facilement du carbone organique lorsque l'eau entre en compétition sur les sites d'adsorption. Aussi, un taux d'humidité du sol de 10 % mène à une porosité remplie d'air relativement conservatrice (28 % en volume). Cette valeur serait assez représentative d'un loam (U.S. EPA, 1996).

Le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 avait retenu les valeurs suivantes : porosité totale du sol de 0,5 et la porosité aqueuse de 0,15.

4 pH DU SOL

Le pH du sol influence la partition des produits chimiques entre le sol et l'eau. Il est difficile de choisir un pH qui représente bien tous les sols contaminés au Québec. Lorsqu'il a établi ses critères de sol, le U.S. EPA, 2001 a retenu un pH dans les sols de 6,8, qui correspond au pH moyen des nappes d'eau souterraines américaines. Le choix de ce pH a été soumis au service des sols contaminés du MENV qui a considéré qu'il serait adéquat pour représenter le pH des sols contaminés au Québec (Renée Gauthier, MENV, communication personnelle).

LISTE DES RÉFÉRENCES

Environmental Quality Management, I., 1997. User's guide for the Johnson and Ettinger (1991) model for subsurface vapor intrusion into buildings. 62 pages.

Fouchécourt, M. O. et Beausoleil, M., 2001. Évaluation des impacts à long terme de l'utilisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec. Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes. Institut national de santé publique du Québec.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996. Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. 761 pages.

U.S. EPA, 1996. Soil screening guidance: technical background document. 168 pages.

U.S. EPA, 2001. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites - Peer review draft. U.S. EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response.

ANNEXE 2

CHOIX DES COEFFICIENTS DE PARTAGE SOL : EAU (KD) ET OCTANOL : EAU (KOW)

ANNEXE 2 : CHOIX DES COEFFICIENTS DE PARTAGE SOL : EAU (KD) ET OCTANOL : EAU (KOW)

1 MÉTAUX

La valeur de Kd dépend de plusieurs paramètres, et la prédiction de la valeur de Kd dans le sol devrait tenir compte du pH et du taux de matière organique dissoute et/ou de la concentration totale de métal dans le sol (Sauvé et coll., 2000).

Pour les métaux, une compilation des valeurs de Kd obtenues à partir de résultats expérimentaux a été publiée par Baes et coll., 1984 et par Sauvé et coll., 2000. Ces valeurs sont présentées en parallèle avec les valeurs de Kd retenues par le U.S. EPA pour l'élaboration des critères de sols (U.S. EPA, 1996a; U.S. EPA, 2001) dans le tableau 1.

Les valeurs par défaut retenues par Baes et coll., 1984 correspondent à la médiane des valeurs expérimentales mesurées[1]. La médiane est souvent très semblable à la moyenne géométrique car la distribution des Kd serait, selon les auteurs, de type log-normale.

Les données générées par le U.S. EPA, 1996a et retenues par le U.S. EPA, 2001 ont été estimées à l'aide d'un modèle géochimique de spéciation aqueuse (MINTEQ) ou à l'aide d'équations empiriques dépendantes du pH (voir U.S. EPA, 1996a).

Les valeurs de Kd préconisées par le MEF dans son guide de 1996 (qui sont le plus souvent basées sur les travaux de Baes et coll., 1984) sont dérivées à partir du facteur de bioconcentration dans la partie végétative des plantes (BCFv) et ne tiennent pas compte de la spéciation des métaux. Les données de BCFv utilisées pour dériver l'équation empirique qui relie le Kd et le BCFv sont les moyennes géométriques des moyennes géométriques de valeurs expérimentales obtenues pour différentes variétés de plantes sur différents types de sols (Baes et coll., 1984).

Les données retenues pour les métaux évalués dans cette étude sont indiquées en gras dans le tableau 1. Un minimum de correspondance entre la valeur retenue pour le Kd et les facteurs de bioconcentration (voir tableau 2 de l'annexe 6) a aidé à la prise de décision pour le choix des Kd[2].

[1] Sauf pour le plomb, pour lequel les auteurs ont préféré retenir la valeur simulée par le logiciel TERRA.

[2] Tout en considérant que les BCF correspondent à des sols qui sont plus riches en matière organique que le sol générique pour lequel nous avons retenu les Kd présentés ici.

Tableau 1. Valeurs de Kd proposées pour les métaux par différentes sources

Métal	Valeurs de Kd selon				
	Baes et coll., 1984	**U.S. EPA, 1996a**		**Sauvé et coll., 2000**	
		Modélisation MINTEQ[1]		**Moyenne de Kd observés**[2]	**Intervalle de Kd observés**
		pH = 4,9	pH = 6,8		
Arsenic	**200**[3,4] 3,3 (AsIII)[5] 6,7 (AsV)[5]	25 (AsIII)	29 (AsIII)	13 119	1,6-530 000
Cadmium	**6,7**[6]	15	75	2 869	0,44-192 000
Chrome	850[3]	**1 200 (CrIII)** **31 (CrVI)**	$1{,}8 \times 10^6$ (CrIII) 19 (CrVI)	14 920	125-65 609
Cuivre	**35**[7] 35[6]	ND	ND	4 799	6,8-82850
Mercure	**10**[3,4]	0,04 (HgII)	52 (HgII)	8 946	4286-16 500
Nickel	**150**[3]	16	65	16 761	8,9-256 842
Plomb	**900**[7] 400[6]	ND	ND	172 214	60,56-2 304 762
Zinc	**40**[7] 38[6]	16	62	11 615	1,4-320 000

[1] Valeur estimée pour une fraction de carbone organique de 0,2 %. Détail des autres conditions de modélisation disponibles dans U.S. EPA, 1996a.
[2] Calculé comme le ratio : concentration totale de métal dans l'eau du sol sur concentration totale de métal dans le sol de surface.
[3] Valeur dérivée des facteurs de bioconcentration dans la partie végétative des plantes.
[4] Valence non précisée.
[5] Valeur moyenne rapportée par Baes et Sharp, 1983 cités par le U.S. EPA, 1996a.
[6] Moyenne géométrique des valeurs observées dans la littérature pour des sols agricoles (pH du sol compris entre 4,5 et 9; pH moyen = 6,7).
[7] Valeur par défaut retenue par Baes et coll., 1984.

2 COMPOSÉS ORGANIQUES

- Pour les composés *organiques hydrophobes*, le coefficient de partage sol:eau (Kd) est directement proportionnel[3] à la fraction de carbone organique du sol, Foc, et au coefficient de partage sur le carbone organique, Koc (paramètre spécifique à chaque substance et indépendant du taux de carbone organique dans le sol) :

$$Kd = Koc \times Foc \qquad \text{Équation 1}$$

où
Kd = coefficient de partage sol:eau
Koc = coefficient de partage sur le carbone organique (spécifique à chaque substance)
Foc = fraction de carbone organique du sol

Une compilation des données expérimentales de Koc mesurées pour plusieurs composés organiques est présentée dans les annexes du document du U.S. EPA, 1996a, et la moyenne géométrique des valeurs de Koc pour chaque substance a été comparée à la valeur estimée selon les équations empiriques suivantes :

[3] Dans la mesure où Foc est supérieure ou égale à 0,1 %.

- Composés organiques semi-volatils non ionisables[4] :

$$\mathrm{LogK_{oc}} = 0{,}983 \times \mathrm{LogK_{ow}} + 0{,}00028 \qquad \text{Équation 2}$$

- Composés organiques volatils (BTEX)[5] :

$$\mathrm{LogK_{oc}} = 0{,}7919 \times \mathrm{LogK_{ow}} + 0{,}0784 \qquad \text{Équation 3}$$

- Pour les composés ionisables (par exemple, le pentachlorophénol), il faut aussi tenir compte du pH du sol et du pKa de la substance pour estimer le Koc global :

$$\mathrm{Koc} = \mathrm{Koc_n} \times \mathrm{F_n} + \mathrm{Koc_{ion}} \times (1 - \mathrm{F_n}) \qquad \text{Équation 4}$$

où
Koc = coefficient de partage sur le carbone organique
$\mathrm{Koc_n}$ = coefficient de partage sur le carbone organique pour la forme neutre du composé
$\mathrm{F_n}$ = fraction du composé sous forme neutre
$\mathrm{Koc_{ion}}$ = coefficient de partage sur le carbone organique pour la forme ionisée du composé

Et où, pour les substances acides[6], on considère que :

$$\mathrm{F_n} = \frac{1}{1 + 10^{\mathrm{pH - pKa}}} \qquad \text{Équation 5}$$

Pour 15 des composés étudiés, des valeurs moyennes (moyenne géométrique) dérivées des données expérimentales de Koc disponibles dans la littérature ont été dérivées par le U.S. EPA, 1996a. La comparaison des valeurs de Koc observées (moyenne géométrique selon le U.S. EPA, 1996a) et des valeurs de Koc prédites à partir des #3 ou #4 indique que ces dernières sont 1,0 à 2,2 fois plus élevées que les valeurs observées (1,4 fois en moyenne) (tableau 2). Étant donné qu'une surestimation de Koc entraîne une surestimation de Kd, et que cela correspond à une sous-estimation de la mobilité (contamination de l'eau souterraine et volatilisation), la moyenne géométrique des valeurs expérimentales de Koc compilées par le U.S. EPA, 1996a a été retenue pour estimer le Kd (tableau 2). Les données retenues pour les substances organiques évaluées dans cette étude sont indiquées en gras dans ce tableau.

[4] Cette équation provient de Di Toro, 1985 cité par le U.S. EPA, 1996a.
[5] Régression établie à partir des BTEX, chlorobenzènes et pesticides (n = 31, r = 0,9870).
[6] Pour une substance basique, l'exposant sera (pKa - pH) au lieu de (pH - pKa).

Tableau 2. Valeurs de Koc et de Kd pour les composés organiques

Composé	LogKow retenu	Koc prédit[1]	Koc observé[2]	Kd[3]
Benzène	**2,13**	59	**62**	**0,37**
Toluène	**2,69**	182	**140**	**0,84**
Ethylbenzène	**3,14**	363	**204**	**1,22**
m-Xylène	3,2	407	196	1,18
o-Xylène	3,13	363	241	1,45
p-Xylène	3,17	389	311	1,87
Acénaphtène	**3,92**	7 080	**4 900**	**29**
Anthracène	**4,55**	29 500	**23 500**	**141**
Benzo(a)anthracène	**5,7**	398 000	**358 000**	**2 148**
Benzo(a)pyrène	**6,11**	1 020 000	**969 000**	**5 814**
Benzo(b)fluoranthène	**6,76**	1 230 000	**-**	**7 380**
Benzo(j)fluoranthène	**6,76**	1 230 000	**-**	**7 380**
Benzo(k)fluoranthène	**6,2**	1 230 000	**-**	**7 380**
Benzo(g,h,i)pérylène	**6,5**	-	**-**	**7553**
Chrysène	**5,7**	398 000	**-**	**2 388**
Dibenzo(a,h)anthracène	**6,69**	3 800 000	**1 790 000**	**10 740**
Fluoranthène	**5,12**	107 000	**49 100**	**295**
Fluorène	**4,21**	13800	**7 710**	**46**
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	**6,65**	3 470 000	**-**	**20 820**
Naphthalène	**3,36**	2 000	**1 190**	**7,14**
Phénanthrène	**4,55**	29712	**-**	**178**
Pyrène	**5,11**	105 000	**68 000**	**406**
BPC (Aroclor 1254)	**5,12**	200 000	**-**	**14 700**
Dioxines et furannes	**6,53**	262 585	**-**	**15 800**
Pentachlorophénol	**5,00**	592[4]	**-**	**3,55**

[1] Selon U.S. EPA, 1996b (valeur prédite à partir des équations #3 (organiques semi-volatils non ionisables) ou #4 (BTEX)).

[2] Moyenne géométrique de données expérimentales, selon la compilation du U.S. EPA, 1996a.

[3] Déterminé selon équation #2 en utilisant les valeurs de Koc observées et une fraction de carbone organique de 0,6 %, sauf si la valeur de Koc observée n'est pas précisée (dans ce cas, valeur de Koc prédite).

[4] Estimé à partir de l'équation #5 à pH 6,8.

Les valeurs indiquées **en gras** correspondent à celles retenues pour la présente évaluation.

LISTE DES RÉFÉRENCES

Baes, I. C. F. et coll., 1984. A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionucleids through agriculture.

Sauvé, S., Hendershot, W., et Allen H.E., 2000. Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soil: Dependence on pH, Total Metal Burden, and Organic Matter. Environ. Sci. Technol., 34: 1125-1131.

U.S. EPA, 1996a. Soil screening guidance: technical background document. 168 pages.

U.S. EPA, 1996b. Superfund chemical data matrix (SCDM). Office of Emergency and remedial response, Washington DC 20460. 49 pages.

U.S. EPA, 2001. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites - Peer review draft. U.S.EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response.

ANNEXE 3

HYPOTHÈSES ET ÉQUATIONS RETENUES POUR LA MODÉLISATION DES CONTAMINANTS EN PROVENANCE DES SOLS CONTAMINÉS DANS L'AIR EXTÉRIEUR

ANNEXE 3 : HYPOTHÈSES ET ÉQUATIONS RETENUES POUR LA MODÉLISATION DES CONTAMINANTS EN PROVENANCE DES SOLS CONTAMINÉS DANS L'AIR EXTÉRIEUR

1 PARTAGE GAZ/PARTICULES DU CONTAMINANT VOLATILE DANS L'AIR

La méthodologie que nous avons retenue pour le partage gaz/particules du contaminant volatile dans l'air est celle préconisée par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996. La connaissance de la concentration totale dans l'air ou de la concentration sous forme gazeuse ou particulaire permet de déterminer la partition entre les deux phases :

$$C_{air} = C_{air_g} + C_{air_{part}} \qquad \text{Équation 1}$$

où
C_{air} = concentration totale du contaminant dans l'air (µg/m^3)
$C_{air,g}$ = concentration du contaminant dans l'air sous forme gazeuse (µg/m^3)
$C_{air,part}$ = concentration du contaminant dans l'air sous forme adsorbée aux particules (µg/m^3)

La fraction du contaminant dans l'air *adsorbé aux particules* est estimée selon l'équation suivante :

$$F_{ads} = \frac{c \times S_T}{P^\circ_L + (c \times S_T)} \qquad \text{Équation 2}$$

où
F_{ads} = fraction du contaminant dans l'air adsorbé aux particules
c = variable tenant compte du poids moléculaire du sorbant, de la concentration correspondant à une couche unique de contaminant à la surface des particules, de la différence entre la chaleur de désorption et la chaleur de vaporisation à partir de la phase liquide (= $1{,}7 \times 10^{-4}$ atm.cm)
S_T= surface totale des particules (cm^2/cm^3) soit $1{,}1 \times 10^{-5}$ cm^2/cm^3 (MEF, 1996)[7].
P°_L = pression de vapeur du contaminant en phase liquide (atm)

La pression de vapeur du contaminant en phase liquide (P°_L) est estimée à partir de la pression de vapeur réelle (P_{atm}) comme suit :

$$P^\circ_L = \frac{P_{atm}}{e^{-6{,}79[(\text{fusion}+273)/T-1]}} \qquad \text{Équation 3}$$

où
P_{atm} = pression vapeur du contaminant (atm)
Fusion = point de fusion du contaminant (°C)
T = température dans l'air ambiant (°K) (T = 293°K (20°C) en été et 263°K (-10°C) en hiver)

[7] Le MEF recommandait d'utiliser des valeurs différentes en milieu résidentiel, commercial ($3{,}2\times10^{-5}$) et industriel ($0{,}58\times10^{-5}$). Toutefois, pour simplifier, et parce que la variation de ce paramètre n'a pas un impact significatif sur la dose d'exposition par inhalation, une seule valeur a été appliquée pour tous les scénarios.

Et la fraction *sous forme gazeuse* (F_{gaz}) est estimée comme suit :

$$F_{gaz} = 1 - F_{ads}$$ Équation 4

où
F_{gaz} = fraction sous forme gazeuse
F_{ads} = fraction sous forme adsorbée

2 CONCENTRATION DE CONTAMINANTS DANS L'AIR EXTÉRIEUR EN PHASE GAZEUSE

La contamination de l'air extérieur via la volatilisation des contaminants du sol dépend de la contamination de la colonne de sol et non uniquement de la contamination en surface (U.S. EPA, 1996). La relation entre la concentration dans le sol et la concentration dans l'air est décrite par un facteur de volatilisation. La détermination du facteur de volatilisation nécessite la connaissance *(i)* du taux d'émission de vapeurs par le sol (Js) et *(ii)* du coefficient de dispersion dans l'air (Q/C) (lié aux conditions météorologiques). De plus, il faut s'assurer de la validité du modèle en ce sens que la concentration du contaminant dans le sol ne doit pas être supérieure à la concentration de saturation de ce contaminant dans le sol.

2.1 Estimation du taux d'émission de vapeurs (Js)

Le modèle le plus utilisé pour estimer la volatilisation de composés à partir du sol est celui développé par Jury (Jury et coll., 1984). Selon le U.S. EPA, 1996, les prédictions faites avec le modèle de Jury conduisent à des taux d'émission compris dans un intervalle de deux fois le taux mesuré lors d'études pilotes. À partir des équations de Jury, le U.S. EPA, 1996 a développé un algorithme correspondant à une source infinie. La méthodologie développée par le U.S. EPA, 1996 a été retenue pour cette étude.

Le taux d'émission de vapeurs à partir du sol est estimé comme suit :

$$Js = \frac{2 \times \rho \times D_A}{\sqrt{3{,}14 \times D_A \times T}}$$ Équation 5

où
Js = taux moyen d'émission de vapeurs pour la période T (g/cm^2-s)
ρ = densité du sol (mg/cm^3)
D_A = diffusivité apparente (cm^2/s)
T = durée d'exposition (s)

$$D_A = \frac{\left[((\vartheta_a^{10/3} \times D_{ca} \times H'_{TS}) + (\vartheta_e^{10/3} \times D_e))/\vartheta^2\right]}{\rho \times Kd + \vartheta_e + \vartheta_a \times H'_{TS}}$$

ϑ_a = porosité de l'air (sans unité)
D_{ca} = diffusivité dans l'air (cm^2/s)
H'_{TS} = constante de Henry à température du sol (sans unité)
ϑ_e = porosité aqueuse (sans unité)
D_e = diffusivité dans l'eau (cm^2/s)
ϑ = porosité totale (sans unité)
ρ = densité du sol (mg/cm^3)
Kd = coefficient de partage sol:eau (L/kg)

Le taux d'émission (Js) estimé selon l'équation 11 correspond au flux moyen sur une période donnée. Dans le cas d'un composé carcinogène, le flux moyen sera estimé sur la période d'exposition, soit 70 ans pour le scénario résidentiel et 45 ans pour le scénario commercial/industriel. Par contre, pour les composés non carcinogènes, pour lesquels la dose d'exposition est comparée à la dose de référence pour différents groupes d'âge, il est nécessaire d'estimer la dose moyenne reçue pendant la tranche d'âge. Par conséquent, pour les composés non cancérigènes, le flux moyen de volatilisation sera estimé pour 5 durées, soit 0,5 an, 3,5 ans, 7 ans, 8 ans et 51 ans (correspondant aux tranches d'âge de 0-6 mois, > 6 mois-4 ans, > 4-11 ans, > 11-19 ans et > 19 ans, respectivement).

2.2 Estimation de la dispersion des vapeurs dans l'air (Q/C)

La modélisation de la dispersion des vapeurs de contaminant provenant du sol est un processus complexe. Dans le cadre d'une analyse générique, l'utilisation d'un facteur de dispersion par défaut donnera toutefois une information acceptable pour évaluer l'exposition de l'individu par inhalation de vapeurs dans l'air extérieur.

Le U.S. EPA a dérivé un coefficient de dispersion (Q/C) par défaut qui, combiné au taux d'émission (Js), permet de déterminer rapidement la concentration de contaminants en phase gazeuse dans l'air à partir de la concentration dans le sol (U.S. EPA, 1996).

Le coefficient de dispersion, qui correspond à l'inverse de la concentration moyenne au centre d'une source carrée, est dérivé comme suit :

$$Q/C = A \times e^{\left[\frac{(\ln A_{site} - B)^2}{C}\right]} \qquad \text{Équation 6}$$

où
Q/C = coefficient de dispersion ($(g/m^2\text{-}s)/(kg/m^3)$)
A_{site} = surface du site contaminé (acre)[8]
A, B et C = constantes reliées aux conditions météorologiques (valeurs disponibles pour 29 stations américaines dans le U.S. EPA, 1996)

Le U.S. EPA propose des valeurs pour les constantes A, B et C pour 29 stations météorologiques américaines. La valeur qu'il a retenue par défaut par cette source est la valeur correspondant à la station de Los Angeles, qui conduit à la concentration 90^e centile (sur les 29 stations modélisées) (U.S. EPA, 1996). Toutefois, le choix d'une station située plus au nord représenterait mieux les conditions du Québec. La station la plus conservatrice entre Portland, Cleveland et Chicago a été retenue, c'est-à-dire Portland. Les valeurs de Q/C en fonction de la surface du site sont indiquées dans le tableau 1.

Tableau 1. Valeurs des coefficients de dispersion Q/C retenus par défaut pour le Québec

Surface du site (m^2)	2 023	4 047	8 094	20 035	40 470	121 410
Q/C ($(g/m^2\text{-}s)/(kg/m^3)$)	**74,23**[1]	65,01	57,52	49,57	44,49	**37,88**[2]

[1] Valeur retenue pour le scénario résidentiel.
[2] Valeur retenue pour le scénario commercial/industriel

Source : U.S. EPA, 1996 (valeurs correspondant à la station de Portland).

[8] 1 acre = 4047 m^2

2.3 Concentration dans l'air extérieur issue de la volatilisation

Le facteur de volatilisation, qui représente à la fois la volatilisation et la dispersion, est déterminé comme suit :

$$VF = (Q/C) \times \frac{1}{J_s} \times 10^{-4} \qquad \text{Équation 7}$$

où
VF = facteur de volatilisation (m^3/kg)
Q/C = coefficient de dispersion (g/m^2-s)/(kg/m^3)
J_s = flux unitaire de volatilisation à partir du sol (g/cm^2-s)
10^{-4} = facteur de conversion (m^2/cm^2)

Une fois que le facteur de volatilisation est déterminé, la concentration de contaminants dans l'air extérieur, provenant du sol contaminé au niveau critère, est déterminée comme suit :

$$C_{air,vol} = \frac{C_{surf}}{VF} \qquad \text{Équation 8}$$

où
$C_{air,vol}$ = concentration dans l'air extérieur sous forme gazeuse, due à la volatilisation (mg/m^3)
C_{surf} = concentration de contaminants dans le sol due à la contamination au niveau du critère (mg/kg)
VF = facteur de volatilisation (m^3/kg).

La partition gaz/particules peut ensuite être déterminée à l'aide de l'équation 10.

2.4 Limites de validité du modèle

Les estimations réalisées ne sont valides que si la concentration de contaminants dans le sol est inférieure à la concentration de saturation, qui est estimée comme suit :

$$C_{sat} = \frac{Solub.}{\rho} \times (Kd \times \rho + \vartheta_e + H' \times \vartheta_a) \qquad \text{Équation 9}$$

où
C_{sat} = concentration de saturation dans le sol (mg/kg)
Solub. = solubilité dans l'eau (mg/L)
ρ = densité du sol (kg/L)
Kd = coefficient de partage sol:eau (L/kg)
ϑ_e = porosité aqueuse (sans unité)
H' = constante de Henry (sans unité)
ϑ_a = porosité remplie d'air (sans unité)

La présence possible d'une « phase liquide immiscible dense »[9] (LID) (qui correspond à des contaminants présents sous forme liquide plus dense que l'eau) peut aussi être évaluée selon l'approche du U.S. EPA, 1992, qui se base sur la solubilité efficace (concentration théorique maximale du composé en phase dissoute dans l'eau, en mélange, S^e) et sur la concentration dans les pores aqueux (Cw) :

[9] Qui correspond à la « dense non-aqueous phase liquid » (DNAPL).

$$S_i^e = X_i \times Solub_i \qquad \text{Équation 10}$$

où
S_i^e = solubilité efficace (mg/L)
Xi = fraction molaire du composé i dans le mélange de LID (sans unité)
$Solub_i$ = solubilité aqueuse du contaminant (seul) (mg/L)

$$C_w = \frac{C_t \times \rho}{(Kd \times \rho + \vartheta_e)} \qquad \text{Équation 11}$$

où
Cw = concentration théorique dans les pores aqueux (en supposant l'absence de LID) (mg/L)
Ct = concentration dans le sol (mg/kg)
Kd = coefficient de partage sol:eau (L/kg)
ρ = densité du sol (kg/L)
ϑ_e = porosité aqueuse

La solubilité efficace représente la concentration maximale de phase dissoute du contaminant (au sein du mélange) qui peut exister dans l'eau. Si cette concentration est inférieure à la concentration de contaminants dans les pores aqueux du sol (Cw), alors il y a possibilité de LID. Selon cette approche, les critères C des substances pour lesquelles le critère C est supérieur à la concentration de saturation sont susceptibles de former des LID, si l'on considère une contamination unique (tableau 2). Il est donc évident que, dans le cas de contamination complexe, le risque d'observer des LID est accru.

La comparaison des concentrations critères avec la concentration de saturation (tableau 2) indique que les critères C pour le benzo(a)pyrène, le chrysène, le dibenzo(a,h)anthracène, le fluoranthène, le fluorène et le pyrène dépassent la concentration de saturation. Cette observation indique que pour ces contaminants, la contamination au niveau du critère C peut être associée à la présence de LID.

Les résultats obtenus (annexe 23 des HAP) ont montré que pour le benzo(a)pyrène, le chrysène et le dibenzo(a,h)anthracène, l'inhalation d'air intérieur ou extérieur était une voie d'exposition significative lors de la validation du critère C. Par conséquent, pour ces trois composés, la contamination de l'air par volatilisation et par intrusion de vapeurs a été estimée en utilisant la concentration de saturation car la volatilisation maximale est atteinte avec cette concentration. Pour les autres HAP, soit l'inhalation n'était pas une voie prépondérante, soit la dose d'exposition associée au critère C ne conduisait pas à un risque à la santé supérieur à celui considéré acceptable.

Tableau 2. Comparaison des critères B et C avec la concentration de saturation

Contaminant	Critères		Concentration de saturation	Csat - critère		Concentration dans les pores aqueux		Ratio Cw/solubilité efficace	
	B	C	Csat	Csat - B	Csat - C	CwB (pour critère B)	CwC (pour critère C)	Critère B	Critère C
Composés organiques volatiles									
Benzène	0,5	5	1018,6	1018,1	1013,1	0,87	8,74	0,00	0,00
Toluène	3	30	552,7	549,7	519,7	2,88	28,85	0,01	0,05
Ethylbenzène	3	30	242,7	239,7	209,7	2,11	21,07	0,01	0,12
m-Xylène	5	50	223,3	218,3	168,3	3,63	36,34	0,02	0,23
o-Xylène	5	50	294,3	289,3	239,3	3,04	30,38	0,02	0,17
p-Xylène	5	50	384,0	379,0	329,0	2,42	24,20	0,01	0,13
HAP									
Acenaphthène	10	100	125,5	115,5	15,5	0,34	3,38	0,08	0,80
Anthracène	10	100	182,1	172,1	72,1	0,07	0,71	0.05	0.55
Benz(a)anthracène	1	10	20,2	19,2	9,2	0,00	0,00	0,05	0,50
Benzo(a)pyrène	1	10	9,4	8,4	**-1,6**	0,00	0,00	0,11	**1,06**
Benzo(b)fluoranthène	1	10	11,1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Benzo(k)fluoranthène	1	10	5,9	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Chrysène	1	10	3,8	2,8	**-7,2**	0,00	0,00	0,26	**2,62**
Dibenz(a,h)anthracène	1	10	5,4	4,4	**-5,6**	0,00	0,00	0,19	**1,86**
Fluoranthène	10	100	60,7	50,7	**-49,3**	0,03	0,34	0,16	**1,65**
Fluorène	10	100	92,0	82,0	**-18,0**	0,22	2,15	0,11	**1,09**
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	1	10	1290,9	1289,9	1279,9	0,00	0,00	0.001	0.01
Naphthalène	5	50	227,6	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Pyrène	10	100	55,1	45,1	**-54,9**	0,02	0,24	0,18	**1,81**
Composés organochlorés									
BPC (Aroclor 1254)	1	10	68,4	67,4	57,4	0,00	0,01	0,01	0,15
Pentachlorophenol	0,5	5	52,5	52,0	47,0	0,13	1,33	0,01	0,10

Note : Concentrations exprimées en mg/kg.

3 CONCENTRATION TOTALE DE CONTAMINANT DANS L'AIR EXTÉRIEUR

Pour les métaux, seule la concentration sous forme particulaire est pertinente. Ainsi, la concentration dans l'air due à la contamination au niveau du critère est estimée comme suit :

$$C_{ext} = C_{extp} = C_{surf} \times 25 \times 10^{-9}$$ Équation 12

où
C_{ext} = concentration totale de métaux dans l'air (contamination additionnelle due au critère) (mg/m^3)
C_{extp} = concentration particulaire de métaux dans l'air (contamination additionnelle due au critère) (mg/m^3)
C_{surf} = concentration de contaminants dans le sol due à la contamination au niveau du critère (mg/kg)
25×10^{-9} = concentration de poussières de sol en suspension dans l'air (kg/m^3)

Par contre, pour les composés organiques, on doit considérer la phase gazeuse et la phase particulaire :

$$C_{ext} = C_{extp} + C_{extg}$$ Équation 13

où
C_{ext} = concentration totale dans l'air extérieur provenant du sol (mg/m^3)

$$C_{extp} = \left(C_{surf} \times 25 \times 10^{-9}\right) + C_{air,vol} * F_{ads}$$

$$C_{extg} = C_{air,vol} \times (1 - F_{ads})$$

C_{surf} = concentration de contaminants dans le sol due à la contamination au niveau du critère (mg/kg)
F_{ads} = fraction de contaminant adsorbée au particules dans l'air (sans unité)
$C_{air,vol}$ = concentration dans l'air extérieur sous forme gazeuse, due à la volatilisation (mg/m^3)

LISTE DES RÉFÉRENCES

Jury, W. A., Farmer, W. J., et Spencer, W. F., 1984. Behavior assessment model for trace organics in soil: II. Chemical classification. J. Environ. Qual., 13: 567-572.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996. Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. 761 pages.

U.S. EPA, 1992. Estimating potential for occurrence of DNAPL at superfund sites. 10 pages.

U.S. EPA, 1996. Soil screening guidance: technical background document. 168 pages.

ANNEXE 4

HYPOTHÈSES ET ÉQUATIONS RETENUES POUR LA MODÉLISATION DES CONTAMINANTS EN PROVENANCE DES SOLS CONTAMINÉS DANS L'AIR INTÉRIEUR

ANNEXE 4 : HYPOTHÈSES ET ÉQUATIONS RETENUES POUR LA MODÉLISATION DES CONTAMINANTS EN PROVENANCE DES SOLS CONTAMINÉS DANS L'AIR INTÉRIEUR

La présence de sols contaminés peut entraîner une contamination de l'air intérieur par des particules et par des vapeurs. Ces dernières proviennent de trois sources : *(i)* l'apport des contaminants gazeux de l'air extérieur (qui s'étaient volatilisés du sol), *(ii)* l'intrusion de vapeurs à travers les fondations et *(iii)* la contribution additionnelle des contaminants attribuable à l'utilisation de l'eau dans la maison (apport par l'utilisation de la douche, du bain et de la toilette, le lavage de la vaisselle et l'utilisation de l'eau dans la cuisine, le nettoyage et la lessive). Après avoir décrit brièvement les variables associées aux bâtiments qui ont été retenues, les hypothèses et les équations dérivées pour les trois sources de contamination de l'air intérieur sont présentées.

1 VARIABLES ASSOCIÉES AUX BÂTIMENTS

La concentration de contaminants dans l'air intérieur est fortement influencée par le volume du bâtiment et par le taux de ventilation, qui permet de « diluer » les contaminants.

1.1 Volume du bâtiment

Pour le scénario résidentiel, les lignes directrices du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 ont retenu un volume total de la maison de 200 m^3 et un taux de ventilation de 0,2/jour. Selon l'*Exposure Factor Handbook* (U.S. EPA, 1997), le volume moyen des maisons est égal à 369 m^3 (n ≈10 000 maisons américaines), mais la valeur conservatrice recommandée de 217 m^3 correspond à la moyenne de deux valeurs 25^e centile. Selon Fischer et coll., 2001, une surface au sol de 111 m^2 correspond au 90^e centile de la surface des maisons américaines construites en 1995. Pour l'évaluation des risques, le volume de 217 m^3 a été retenu.

Pour le scénario commercial/industriel, un volume de 720 m^3 a été retenu (voir justification dans la section 1.3.2. de cette annexe).

1.2 Taux de ventilation

Pour le scénario résidentiel, la moitié des valeurs du taux de ventilation mesurées dans 1 836 résidences américaines étaient comprises entre 0,35 et 2,35 changement d'air par heure (ach), mais les valeurs les plus basses étaient de 0,1 ach (moyenne arithmétique de 2,0 ± 3,3 ach) (Pandian et coll., 1993 cités par Fischer et coll., 2001).

La valeur moyenne « typique » recommandée par le U.S. EPA, 1997 est de 0,45 ach (soit 11 changements d'air par jour), et la valeur conservatrice est 0,18 ach (10th centile) (soit 4 changements d'air par jour). Une étude américaine relate, pour la région du Nord-Est américain, un taux de ventilation moyen de 0,55 ± 0,47 ach (50th centile = 0,42) (Pandian et coll., 1998). Les valeurs mesurées dans des maisons canadiennes construites il y a au moins 20 ans étaient comprises entre 0,03 et 0,77 ach (moyenne entre 0,13 et 0,25), selon les moyens de ventilation, la saison, le type et l'âge de maison, etc. (Desrochers, 1985a; Desrochers, 1985b).

Selon Bertrand Roy, de la Société de l'habitation du Québec, une valeur moyenne raisonnable serait de 0,3 ach. Cette valeur permet d'avoir une qualité d'air acceptable. Elle est recommandée par Ressources naturelles Canada (*Programme Énerguide pour maisons*, Louise Roux, communication personnelle). Selon Normand Bigras de Hydro-Québec, le taux de renouvellement naturel serait de l'ordre de 0,2 ach, mais il existe des maisons plus étanches dans lesquelles des taux inférieurs à 0,1 ach peuvent être observés. Une étude menée par Ressources Naturelles Canada dans le cadre du programme Énerguide, portant sur 300 maisons construites après 1996, indique un taux d'échange d'air total[10] moyen de 0,27 ach, et une moyenne géométrique de 0,17 ach.

Pour ce qui est de la ventilation des salles de bain, les appareils classiques qui sont installés dans les maisons ont un débit théorique de 50 p^3/min, ou 25 L/sec (Normand Bigras, Hydro-Québec, communication personnelle). Toutefois, le débit réel est souvent très inférieur à cause de la taille des conduits qui sont souvent inadéquats, et des valeurs de 10-25 p^3/min sont plus réalistes. Cependant, ce genre de mécanisme d'extraction d'air n'est quasiment pas utilisé par les résidents (on estime à un maximum de 10 minutes par jour) en raison du bruit important qu'il produit. Il serait donc approprié de considérer que le renouvellement d'air dans la salle de bain est semblable à celui de la maison en général.

Afin de demeurer conservateur, un taux de ventilation de 0,17 ach (soit environ 4 changements d'air par jour) a été retenu pour la présente évaluation.

Pour le scénario commercial/industriel, la valeur minimale recommandée par la CSST (soit 1 ach) a été retenue (CSST, Gouvernement du Québec, 2002).

1.3 Autres paramètres nécessaires pour l'estimation de l'intrusion des vapeurs

1.3.1 Scénario résidentiel

Pour le scénario résidentiel, le bâtiment est construit avec sous-sol afin de réaliser une estimation conservatrice. Les bords de la dalle sont délimités par les murs. ***Les valeurs des paramètres retenues sont présentées au tableau 1***.

Distance entre le sol et la dalle (zone tampon de sol propre entre la contamination et la dalle)

L'évaluation réalisée au Michigan (Fischer et coll., 2001) considère que la dalle est en contact direct avec le sol contaminé, et le CCME a retenu une distance de 30 cm (CCME, 2000). Une distance de 30 cm a été retenue pour la présente étude.

Surface au sol de la maison et volume

Si l'on considère que la maison[11] a un volume moyen de 217 m^3 (voir section 1.1 de cette annexe) avec une hauteur de 2 m, cela correspond à une surface de 108 m^2. La surface totale enterrée correspond à la somme de la surface de la dalle (108 m^2) et de la surface de murs enterrés (10,4 m (longueur) × 1,5 m (hauteur) × 4 murs), soit 171 m^2.

[10] Naturel et mécanique.

[11] Afin de rester conservateurs, le volume de la maison utilisé dans la section précédente a été retenu, mais on considère que la maison est séparée en deux étages indépendants, soit 2 fois 217 m^3. Ainsi, l'individu exposé est considéré comme vivant au sous-sol.

Différence de pression intérieur/extérieur

L'infiltration des vapeurs à l'intérieur du bâtiment est influencée par la différence de pression entre celui-ci et l'extérieur. Cette différence de pression est liée à l'effet du vent sur la structure, au chauffage de l'air intérieur (effet de cheminée) et à la ventilation mécanique non équilibrée. Selon le CCME, 2000, l'effet du vent sera d'autant plus important que la résistance du sol sera faible au flux d'air, ce qui est notamment le cas pour le sol générique retenu dans cette étude (voir section 3.3 du rapport principal). Selon Environmental Quality Management, 1997, la différence de pression moyenne pour les effets combinés du vent et du chauffage serait de 4 à 5 Pa. La même valeur avait été retenue par le CCME (CCME, 2000) pour le scénario résidentiel, et une valeur de 1 Pa avait été retenue par Fischer et coll., 2001. La valeur de 4 Pa a été retenue ici aussi, ce qui correspond à 40 g/cm^2-s.

Surface de fissure

Étant donné la variabilité des données utilisées par d'autres auteurs, quelques détails sont présentés ici. Selon Environmental Quality Management, 1997, la présence d'un espace de 0,1 cm entre la dalle et les fondations est normale. Selon cette source, la surface de fissures pour une maison de 108 m^2, obtenue en multipliant le périmètre de cette surface (41,56 m) par la largeur de la fissure (0,1 cm), serait de 416 cm^2. Cette valeur est plus élevée que la valeur de 300 cm^2 rapportée par Eaton et Scott, 1984 cités par Environmental Quality Management, 1997 pour les maisons canadiennes. Toutefois, elle ne tient pas compte de la présence éventuelle de fissures additionnelles dans les murs ou la dalle de plancher.

La détermination empirique de la surface de fissures dans des maisons serait comprise entre 0,01 et 0,1 % de la surface au sol (Grimsund et coll., 1983 cités par Fischer et coll., 2001) (ce qui conduirait à une surface de fissures comprise entre 171 et 1710 cm^2 pour la maison retenue dans notre étude), et la valeur de 0,01 % a été retenue par Fischer et coll., 2001.

Toutefois, pour l'établissement de critères relatifs aux produits pétroliers, le CCME a considéré une surface de fissures de 994,5 cm^2 pour une surface au sol de 150 m^2 (soit 0,03 % de la surface totale enterrée). Si l'on rapporte cette valeur à une maison ayant une surface de 108 m^2, on obtient une surface de fissure de 577 cm^2. Étant donné la différence entre cette valeur et celle calculée précédemment, il apparaît que la surface de 577 cm^2 tiendrait compte de fissures autres que celles situées à la jonction de la dalle et des fondations, ou que cette fissure serait plus large que 0,1 cm. Afin de rester conservateurs, une surface de fissure de 577 cm^2 a donc été choisie.

Épaisseur des fondations

Une valeur par défaut de 15 cm a été retenue (Fischer et coll., 2001).

1.3.2 Scénario commercial/industriel

Pour le scénario commercial/industriel, les paramètres retenus sont décrits ci-dessous (tableau 1).

Distance entre la dalle et le sol contaminé

La distance entre la dalle et le sol contaminé est également considérée égale à 30 cm pour le scénario commercial/industriel (CCME, 2000).

Surface au sol et volume du bâtiment

Selon Fischer et coll., 2001, une surface au sol de 372 m^2 correspondrait à la valeur médiane des sites commerciaux/industriels de la catégorie « mercantile et services ». Une surface médiane de 460 m^2 correspond aux « warehouse and storage » et aux « bureaux ». Seules les commerces identifiés comme « food sales » et « food services » ont une surface inférieure à 372 m^2. Cette valeur est celle retenue par Fischer et coll., 2001, associée à une hauteur de 2,4 m, soit un volume de 908 m^3. Le CCME a retenu une surface au sol de 300 m^2 (Fischer et coll., 2001). Une surface de 300 m^2 et une hauteur de 2,4 m, soit un volume de 720 m^3, ont été retenues pour la présente étude. La surface totale enterrée correspond à la somme de la surface de la dalle (300 m^2) et de la surface de murs enterrés (17,3 m (longueur) × 1,5 m (hauteur) × 4 murs), soit 404 m^2.

Différence de pression

La différence de pression retenue par le CCME, 2000 était de 2 Pa, la justification de cette valeur étant que les systèmes de chauffage et de changement d'air sont plus équilibrés et qu'il y a davantage de mouvement des occupants (intérieur/extérieur) que dans une résidence. Cette valeur (soit 20 g/cm^2-sec) a également été retenue pour cette étude.

Surface des fissures

Pour cette étude, nous avons considéré que la surface de fissures est de 1846 cm^2 pour une surface au sol de 300 m^2 (bâtiment sans sous-sol) tel que l'a fait le CCME, 2000.

Épaisseur des fondations

La valeur par défaut de 15 cm retenue par Fischer et coll., 2001 a également été retenue ici.

Tableau 1. Valeurs par défaut retenues et utilisées dans le modèle de Johnson-Ettinger

Paramètre	**Scénario résidentiel**	**Scénario commercial/ industriel**
Type de fondation	Avec sous-sol	Sans sous-sol
Taux de changement d'air (ach)	0,17	1,0
Distance entre le sol et la dalle (L_T, en cm)	30	30
Volume du bâtiment (m^3)	217	720
Surface au sol du bâtiment (m^2)	108	300
Profondeur des murs enterrés (cm)	150	150
Surface enterrée du bâtiment (m^2)	171	404
Différence de pression intérieur/extérieur (Pa)	4,0	2,0
Diamètre des fissures (cm)	0,1	0,1
Surface de fissures (cm^2) (% de la surface enterrée)	577 (0,03 %)	1846 (0,045 %)
Épaisseur des fondations (cm)	15	15

2 CONTAMINATION DE L'AIR INTÉRIEUR PAR INFILTRATION DES CONTAMINANTS DE L'AIR EXTÉRIEUR

Pour estimer la concentration de contaminants en provenance de l'air extérieur qui s'introduit dans l'air intérieur, la méthodologie utilisée par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 a été utilisée, c'est-à-dire que le taux de pénétration des gaz est de 100 %, et le taux d'infiltration moyen des particules est de 70 %. Ainsi, la concentration dans l'air intérieur est estimée comme suit :

$$C_{ainfin} = C_{extg} + (C_{extp} \times 0{,}7) \qquad \text{Équation 1}$$

où
C_{ainfin} = concentration dans l'air intérieur provenant de l'infiltration d'air extérieur (mg/m^3)
C_{extg} = concentration dans l'air extérieur sous forme gazeuse (mg/m^3)
C_{extp} = concentration dans l'air extérieur sous forme adsorbée aux particules (mg/m^3)

Pour les métaux[12], la phase gazeuse n'est pas pertinente, et on ne retiendra que la phase particulaire.

3 CONTAMINATION DE L'AIR INTÉRIEUR PAR INTRUSION DE VAPEURS

Lorsqu'un bâtiment est construit sur un sol contaminé, les contaminants volatils peuvent, sous forme de vapeurs, s'introduire à l'intérieur du bâtiment via les fondations à partir du sol contaminé ou de la nappe d'eau souterraine contaminée. La migration convective et par diffusion des contaminants du sol et l'intrusion dans le bâtiment peuvent être estimées à l'aide du modèle mis au point par Johnson et Ettinger (1991). Ce modèle est celui utilisé par différents organismes (U.S. EPA, MADEP) pour déterminer des critères pour les sols.

Afin de ne pas alourdir le présent rapport, seules les grandes lignes de l'approche sont résumées ici. Le lecteur intéressé pourra consulter les détails du modèle qui est disponible sur Internet[13,14].

À partir de données spécifiques du contaminant, de données relatives au site et de données caractérisant le bâtiment, le modèle de Johnson et Ettinger (JEM) permet de déterminer un *coefficient d'atténuation* (α) qui relie la concentration dans l'air intérieur et la concentration du contaminant en phase gazeuse au niveau de la source (sol ou eau souterraine contaminée).

$$C_{intrus} = \alpha C_{a,sol} \qquad \text{Équation 2}$$

où
C_{intrus} = concentration de contaminants dans l'air intérieur provenant de l'intrusion à partir du sol (mg/m^3)
α = coefficient d'atténuation
$C_{a,sol}$ = concentration de contaminants dans l'air du sol (mg/m^3)

L'intrusion de contaminant volatil du sol dans un bâtiment peut être décrite comme suit (figure 1):

- À la limite supérieure de la zone contaminée, les contaminants volatils migrent par diffusion vers la surface jusqu'à ce qu'ils rencontrent la zone d'influence de la construction.
- Les mouvements d'air convectifs dans la colonne de sol transportent alors les vapeurs à travers les fissures et les joints qui se trouvent entre les fondations et le fond du bâtiment. Ces effets de

[12] Sauf pour le mercure élémentaire.
[13] http://www.epa.gov/superfund/programs/risk/airmodel/guide.pdf .
[14] http://www michigan.gov/documents/air_2039.7.pdf.

convection sont dus à la pression négative au sein de la structure causée par la combinaison des effets du vent et des rejets d'air dus à la ventilation mécanique et au chauffage.

- La vitesse de pénétration des vapeurs de contaminant dans le bâtiment dépend donc uniquement de la convection, mais la concentration de vapeur est limitée par la convection ou par la diffusion, selon la distance qui sépare la zone contaminée de la construction (L_T).

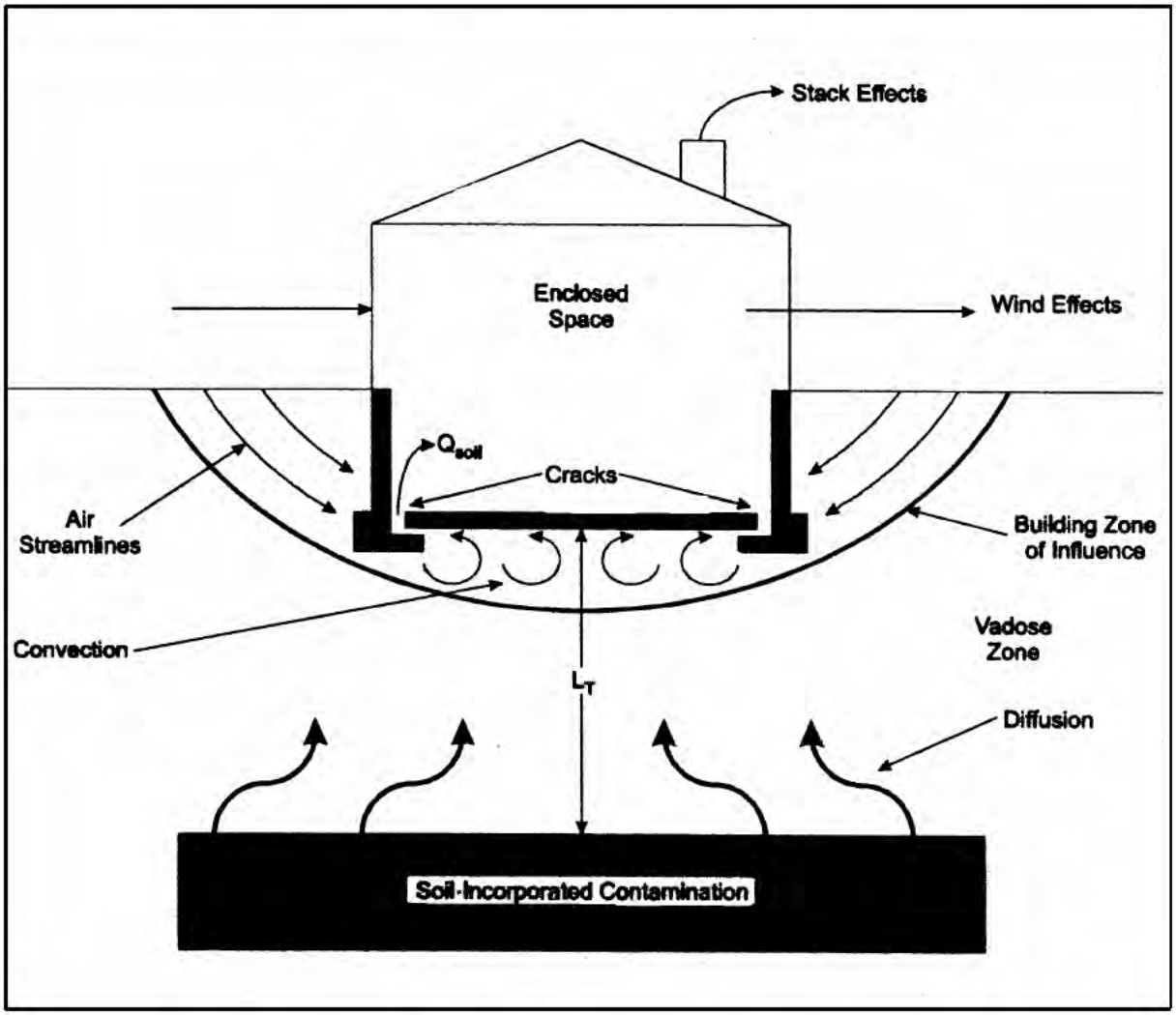


Figure 1. Phénomènes impliqués dans l'intrusion de vapeurs à partir du sol

Source : Environmental Quality Management, 1997

Étant donné le nombre important de paramètres dont le modèle doit tenir compte, il est nécessaire, pour une analyse se rapportant à un site générique, de fixer un certain nombre de valeurs par défaut et de garder la possibilité de changer seulement quelques variables clef.

Confronté à ce problème, le U.S. EPA, 2001 a mis à la disposition du public une version du JEM qui contient les valeurs par défaut retenues pour la validation de ses critères pour les sols et pour l'eau souterraine. Ce modèle[15] sous format Excel® inclut *(i)* les données spécifiques aux contaminants, *(ii)* les données relatives au site et fixées par défaut ainsi que *(iii)* des données que l'utilisateur doit choisir (type de sol). La feuille de calcul permet de faire soit une estimation du risque lié à une concentration donnée dans le sol, ou soit une estimation de la concentration acceptable dans le sol ou dans l'eau souterraine à partir d'un niveau de risque donné.

Le Michigan a également évalué ses critères pour les sols vis-à-vis des risques à la santé, sur la base de l'intrusion de vapeurs dans les résidences (Fischer et coll., 2001). Les valeurs par défaut retenues sont parfois différentes de celles du U.S. EPA et elles ont également été considérées avant de faire notre choix.

Pour cette évaluation de risque, le modèle de « screening » fourni par le U.S. EPA a été modifié afin d'harmoniser les valeurs des différents paramètres qu'il contient avec celles retenues pour les autres estimations faites dans la présente évaluation (caractéristiques physico-chimiques, caractéristiques du sol).

3.1 Paramètres physico-chimiques

Les valeurs des paramètres physico-chimiques des contaminants retenues sont celles sélectionnées par le programme Superfund du U.S. EPA, 1996. Ces valeurs étaient parfois un peu différentes de celles retenues par Environmental Quality Management, 1997.

3.2 Type de sol choisi

Le coefficient d'atténuation, qui correspond au ratio entre la concentration dans l'air intérieur sur la concentration dans l'air du sol, est le paramètre calculé qui résume à lui seul tout le processsus de transfert du contaminant de l'air du sol vers l'air intérieur. Ce coefficient dépend donc à la fois des caractéristiques du bâtiment, de la substance et du sol. Le type de sol utilisé pour la modélisation a une forte influence sur le coefficient d'atténuation, comme le montre la figure 2. Par contre, le coefficient varie relativement peu en fonction des caractéristiques de la substance[16].

Le JEM permet de modéliser l'intrusion des vapeurs dans le bâtiment pour deux types de sol. Cependant, dans le cadre de la présente étude générique, il faut sélectionner un type de sol qui permette une évaluation conservatrice, mais tout de même réaliste. Comme le montre la figure 2, le choix du type de sol le plus propice aux mouvements des contaminants serait le sable, mais la sélection du sable ne serait pas cohérente avec le reste de l'étude car i) il est peu probable que le terrain sur lequel est construit un bâtiment résidentiel ou industriel soit du sable pur, ii) si le terrain est uniquement constitué de sable, le lessivage et la volatilisation seraient probablement très importants et le niveau de contamination, très élevé au début, diminuerait assez rapidement avec le temps et iii) si on ne tient pas compte de la dégradation des contaminants dans le sol au cours des ans (ce qui est le cas dans cette étude), un tel scénario serait ultra-conservateur et conduirait à des concentrations dans l'air intérieur qui enlèveraient toute crédibilité aux estimations.

[15] Disponible sur http://www.epa.gov/superfund/programs/risk/airmodel/johnson_ettinger.htm.

[16] L'influence des caractéristiques physico-chmiques de la substance (Koc, constante de Henry, diffusivité dans l'air) est surtout importante pour la détermination de la concentration dans l'air du sol.

Par conséquent, des simulations d'intrusion de vapeurs ont été faites pour 4 substances représentatives[17], soit un composé organique volatil (benzène), un HAP parmi les plus volatils (acénaphtène), un mélange de BPC (Aroclor 1260) et le mercure élémentaire, avec les 12 types de sol disponibles dans le modèle. Les coefficients d'atténuation obtenus sont présentés à la figure 2 et dans le tableau 2.

Avant de choisir le type de sol retenu pour représenter le sol générique dans le JEM, le *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols* du CCME, 1996 a été consulté ainsi le document du CCME relatif à l'établissement de critères pan-canadiens pour les hydrocarbures pétroliers dans les sols (CCME, 2000).

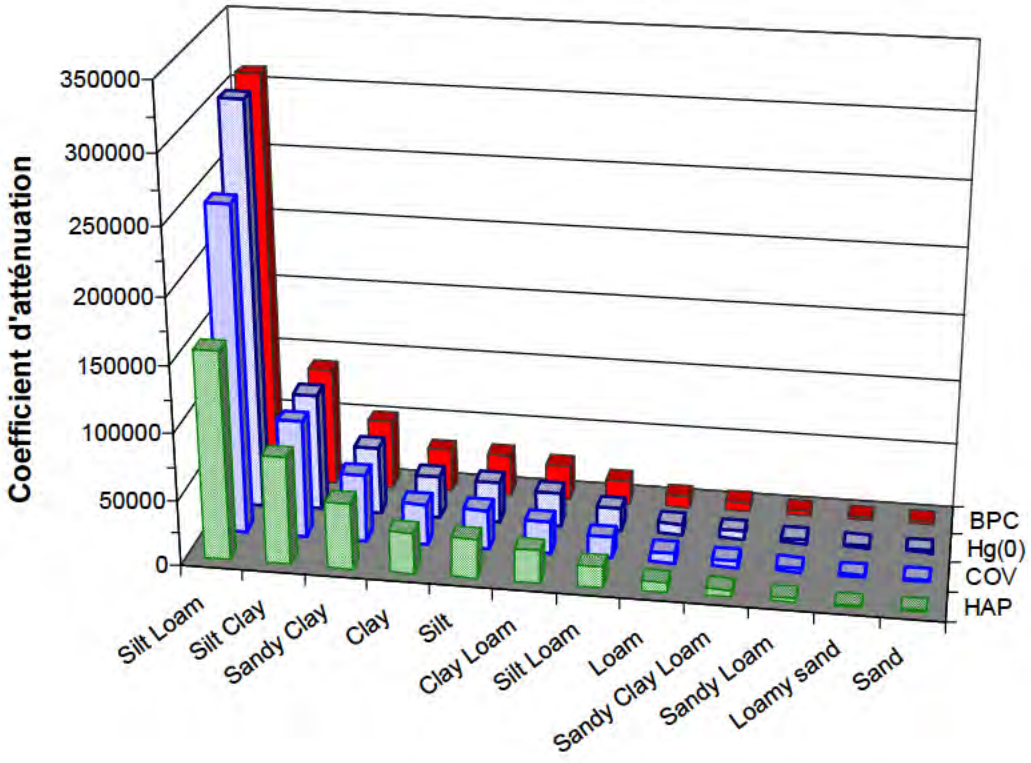


Figure 2. Coefficients d'atténuation pour l'intrusion de vapeurs estimés pour 12 types de sol et 4 substances selon le modèle JEM

[17] Des essais préliminaires non présentés ici ont montré que les coefficients d'atténuation au sein de chaque catégorie de substance sont très semblables. C'est pourquoi une seule substance pour chaque catégorie est présentée ici.

Tableau 2. Valeurs des coefficients d'atténuation estimés[1] pour quatre substances, avec 12 types de sol différents

Type de sol	Aroclor 1260	Mercure élémentaire	Benzène	Acénaphtène
Argile silteux	311 526	306 748	246 914	157 729
Loam argilo-silteux	90 009	89 286	88 496	81 301
Argile sableux	52 356	51 546	51 020	50 251
Argile	32 787	31 949	31 348	31 153
Silt	31 646	30 769	30 211	30 030
Loam argileux	26 247	25 381	24 814	24 631
Loam silteux	17 668	16 863	16 260	16 077
Loam	9 174	8 333	7 752	7 576
Loam sablo-argileux	7 042	6 211	5 618	5 435
Loam sableux	4 000	3 195	2 584	2 404
Sable loameux	2 618	1 808	1 205	1 020
Sable	2 283	1 475	870	685
Données statistiques				
moyenne	48 946	47 797	42 258	34 024
CV (%)	177	179	164	134
5^{e} centile	2 467	1 658	1 054	869
30^{e} centile	7 682	6 848	6 258	6 077
40^{e} centile	12 572	11 745	11 155	10 976
50^{e} centile	21 957	21 122	20 537	20 354
95^{e} centile	189 692	187 144	159 784	115 693

[1] Coefficients d'atténuation estimés à l'aide du modèle de Johnson et Ettinger en utilisant les données présentées dans ce rapport pour tous les intrants du modèle.

Dans le *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols*, le CCME, 1996 se base sur un modèle développé par la firme O'Connor Associates Environmental Inc pour établir les lignes directrices du projet albertain MUST. Ce modèle considère, comme le JEM, le partage du contaminant entre les phases du sol et le transfert de masse dans le bâtiment, en tenant compte notamment de la profondeur du sol et des caractéristiques de celui-ci. Une modélisation Monte-Carlo a permis de donner un profil statistique de la distribution des coefficients d'atténuation en fonction de la profondeur et pour deux types de sol (sableux ou loameux)[18]. Les résultats indiquent que :

- les coefficients d'atténuation varient entre 6 120 et 29 870 (moyenne = 14 407 ± 3 400, médiane = 14 044) et entre 7 869 et 38 305 (moyenne = 17 573 ± 4 120, médiane = 17 037) pour une profondeur de 0 et 1 m, respectivement, dans un sol sableux,
- les coefficients d'atténuation varient entre 7 367 et 68 720 (moyenne = 22 326 ± 7 575, médiane = 21 079) et entre 33 716 et 247 708 (moyenne = 77 639 ± 26 631, médiane = 71 635) pour une profondeur de 0 et 1 m, respectivement, dans un sol loameux.

Si l'on devait choisir, à partir de ces données une valeur conservatrice du coefficient d'atténuation, pour un scénario où la distance entre le sol contaminé et le dallage est de 30 cm, on prendrait une valeur intermédiaire entre le 5^{e} centile obtenu en sol sableux et loameux à une profondeur de 0-1 m (le 5^{e} centile du coefficient d'atténuation conduit au 95^{e} centile de la concentration dans l'air). Dans les rapports de Santé Canada publiés dans le cadre du *Programme national de réhabilitation des sites*

[18] Les paramètres du bâtiment qui sont entrés ne sont pas tous les mêmes que dans le JEM. Les calculs ont été effectués pour une substance dont la diffusivité dans l'air est de $8{,}9 \times 10^{-2}$ (équivalant à la valeur du benzène) (CCME, 1996).

*contaminés (*Santé Canada, 1995; Santé Canada, 1996*)*, le coefficient d'atténuation a été fixé à 10 000, ce qui correspond assez bien à ce que l'on aurait sélectionné d'après les données de CCME, 1996.

Lors de l'établissement de *Critères pan-canadiens pour les hydrocarbures pétroliers dans le sols*, les estimations du CCME conduisaient à des valeurs de coefficient d'atténuation de 23 256 et 526 315 pour un sol grossier (« coarse ») et fin, respectivement (CCME, 2000). Ces valeurs étaient obtenues en considérant une distance de 30 cm entre le sol contaminé et la dalle au fond de la maison (comme dans notre scénario).

Si l'on rapporte la valeur par défaut retenue par Santé Canada aux données obtenues lors des simulations avec le JEM, le coefficient d'atténuation de 10 000 se situe entre le 30^{e} et le 40^{e} centile des valeurs obtenues avec 12 types de sol. Si l'on devait retenir un type de sol conduisant à une valeur semblable, ce serait le loam (7 500-9 000) ou le limoneux (silt loam) (16 000-17 700). Il faut rappeler ici que les distributions statistiques de notre étude (tableau 2) et celles du CCME, 1996 ne sont pas vraiment comparables, car elles correspondent, respectivement, à une distribution obtenue à partir de 12 types de sol ayant la même importance statistique (les autres paramètres ont une valeur fixe) et à la distribution obtenue par une simulation Monte-Carlo basée sur des paramètres (caractéristiques du bâtiment, porosité et teneur en eau du sol, diffusivité du contaminant dans l'air, et données météorologiques) associés à des distributions statistiques.

Au Michigan, bien que le sol générique soit habituellement du loam, Fischer et coll., 2001 avaient retenu un sol de type « loam sableux » pour représenter le sol situé entre le bâtiment et la zone contaminée. Ce choix est basé sur le fait que généralement, le sol qui est placé sous le dallage est additionné de sable afin de permettre un meilleur drainage.

Étant donné que *i)* plusieurs paramètres critiques introduits dans le JEM sont très conservateurs (taux de changement d'air, volume de la maison, etc.), *ii)* la valeur du coefficient d'atténuation retenu par Santé Canada est la plus conservatrice de celles utilisées selon les études consultées, *iii)* la validation de critères génériques doit tenir compte de tous les types de sol, incluant les sables, et que *iv)* la disparition des substances du sol n'est pas prise en compte, **la sélection du sol de type loam apparaît acceptable**. Ce type de sol conduit à un taux d'atténuation (de 7 500 à 9 000) du même ordre de grandeur que celui retenu par Santé Canada 10 000), qui correspondrait au 5^{e} centile de sols sableux ou loameux selon le CCME, 1996. Le même type de sol sera utilisé pour l'évaluation des critères B et C.

3.3 Comparaison avec les estimations faites par d'autres auteurs

Comme il a été vu précédemment, le Michigan (Fischer et coll., 2001) et le U.S.EPA (Environmental Quality Management, 1997; U.S.EPA, 2001) ont utilisé le JEM pour déterminer des critères pour les sols. Bien que le modèle utilisé soit le même, les valeurs par défaut pour certains paramètres sont différentes de celles que nous avons retenues. Le JEM est un modèle particulièrement sensible à quelques paramètres, tels que la perméabilité du sol aux vapeurs, la porosité aqueuse, la différence de pression intérieur/extérieur, la distance entre la dalle et le sol contaminé ou le ratio de surface de fissures sur la surface totale sous la surface du sol enterrée (Environmental Quality Management, 1997). Ainsi, même si quelques études de terrain ont été menées pour valider le JEM**,** ces essais de validation sont spécifiques au site et ne permettent pas de valider un modèle générique. L'incertitude associée aux résultats issus des simulations avec le JEM est donc assez importante, surtout dans le cadre d'une situation générique.

4 CONTAMINATION DE L'AIR INTÉRIEUR DUE À L'UTILISATION D'EAU

4.1 Méthodologie

La concentration de contaminants dans l'air intérieur due à la volatilisation des composés organiques présents dans l'eau domestique ($Cadd_{eau}$) est estimée comme le ratio de la quantité de contaminant apportée dans l'air par l'eau utilisée (Q_{total}, en mg) sur le volume de la maison (Vol_{maison}, en m^3) :

$$C_{add_{eau}} = \frac{Q_{total}}{Vol_{maison}} \qquad \text{Équation 3}$$

où
$Cadd_{eau}$ = concentration de contaminants dans l'air intérieur due à l'eau (mg/m^3)
Q_{total} = quantité de contaminant volatilisé dans l'air intérieur à partir de l'eau (mg)
Vol_{maison} = volume de la maison (m^3)

La quantité de contaminant apportée par chaque usage de l'eau est estimée en fonction de l'occupation de la résidence[19] et de la volatilisation du contaminant (McKone, 1987; Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996) :

$$Q_i = \left(Nb_{rés} \times Us_i\right) \times \left(Eff_{Rn_i} \times \frac{\phi}{\phi_{Rn}}\right) \times C_{eau} \times \left(\frac{t_i}{1440} \times \frac{Nb_{rés}}{4}\right) \qquad \text{Équation 4}$$

où
Q_i = quantité de contaminant volatilisé dans l'air intérieur à partir de l'eau (mg/j)
i = usage de l'eau (sauf toilette, voir équation ci-dessous)
$Nb_{rés}$ = nombre de personnes habitant la maison (pers/rés)
Usi = quantité d'eau utilisée pour chaque usage i (L/pers-j)
$(Eff_{Rni} \times \phi_{Rn}/\phi)$ = efficacité de transfert du contaminant de l'eau à l'air
Eff_{Rni} = efficacité de transfert du radon à partir de l'usage i (douche = 0,65; bain = 0,3; lessive = 0,9; vaisselle = 0,98; nettoyage = 0,9; cuisine = 0,3; toilette = 0,3)
C_{eau} = concentration du contaminant de l'eau à l'air (mg/L)
t_i = temps d'utilisation de l'eau aux fins de l'usage i (min/j pour une maison de 4 personnes)
1440 = constante désignant le nombre de minutes dans une journée

Pour la toilette, le temps d'utilisation de l'eau t_i (1440 min/j) est le même quel que soit le nombre de personnes dans la résidence. Par conséquent, Q_i pour cet usage sera estimé comme suit[20] :

$$Q_{i(toil)} = \left(Nb_{rés} \times Us\right)_i \times \left(Eff_{Rn_i} \times \frac{\phi}{\phi_{Rn}}\right) \times C_{eau} \times \left(\frac{t_i}{1440} \times 1\right) \qquad \text{Équation 5}$$

[19] L'équation utilisée ici est différente de celle proposée par le MEF (1996). Elle a été ajustée afin de prendre en compte le nombre de personnes par résidence.

[20] Ceci est une modification apportée à la proposition du MEF (1996), laquelle ne tenait pas compte du fait que quel que soit le nombre de personnes dans la résidence, le temps d'utilisation d'eau par les toilettes est toujours égal à 1440 min/j.

L'efficacité de transfert du contaminant dans l'air est estimée par rapport à la diffusivité du radon (McKone, 1987) :

$$\phi_{Rn} = \frac{1}{\left(\frac{2,5}{De_{Rn}^{0,6667}} + \frac{R \times T}{Da_{Rn}^{0,6667} \times H_{Rn}} \right)}$$ Équation 6

$$\phi = \frac{1}{\left(\frac{2,5}{De^{0,6667}} + \frac{R \times T}{Da^{0,6667} \times H} \right)}$$ Équation 7

où
De_{Rn} = diffusivité du radon dans l'eau (= $1,4 \times 10^{-9}$ m^2/sec)
Da_{Rn} = diffusivité du radon dans l'air (= $2,0 \times 10^{-5}$ m^2/sec)
H_{Rn} = constante de la loi de Henry du radon (= 70 torr.m^3/mol)
R = constante des gaz (=0,06924 torr m^3/mol.°K)
De = diffusivité du contaminant dans l'eau (m^2/sec)
Da = diffusivité du contaminant dans l'air (m^2/sec)
H = constante de la loi de Henry du contaminant (torr m^3/mol)[21]

La quantité totale de contaminant apporté dans l'air (Q_{total}) comprend l'apport par la douche, le bain, la vaisselle, la cuisine, la lessive, le nettoyage et la toilette et tient compte de la ventilation de la maison.

$$Q_{total} = \sum \frac{Q_i}{24} \times (1 - Vtl_{maison})$$ Équation 8

où
Qi = quantité de contaminant apportée par l'usage i de l'eau domestique en une journée (i = douche, bain, vaisselle, cuisine, lessive, nettoyage ou toilette)
24 = hr/jour
Vtl_{maison} = fraction de l'air de la maison ventilé à l'extérieur chaque heure (changement d'air/hr)

4.2 Valeur des paramètres utilisés

Les valeurs nécessaires à toutes ces estimations et qui ne sont pas indiquées dans le texte sont présentées dans le tableau 3. Les quantités d'eau utilisées concordent avec les données du U.S. EPA, 1997.

[21] Conversion : 1 atm = 760 torr = 760 mmHg

Tableau 3. Valeurs par défaut des paramètres utilisés pour estimer la concentration dans l'air intérieur

Paramètres	Symbole	Valeur retenue
Nombre de personnes par résidence	$Nb_{rés}$	4
Volume de la salle de bain	Vol_{douche}	12 m^3
Volume total de la maison	Vol_{maison}	217 m^3
Taux de ventilation de la maison	Vtl_{mais}	0,17 hr^{-1}
Qté d'eau utilisée pour la douche	$Us_{eau,douche}$	45 L/pers/j
Qté d'eau utilisée pour le bain	$Us_{eau,bain}$	20 L/pers/j
Qté d'eau utilisée pour la lessive	$Us_{eau,lessive}$	40 L/pers/j
Qté d'eau utilisée pour la vaisselle	$Us_{eau,vais}$	14 L/pers/j
Qté d'eau utilisée pour le nettoyage	$Us_{eau,nett}$	20 L/pers/j
Qté d'eau utilisée pour la cuisine	$Us_{eau,cuis}$	30 L/pers/j
Qté d'eau utilisée pour les toilettes	$Us_{eau,toil}$	80 L/pers/j
Temps d'utilisation pour la douche[1]	T_{douche}	40 min/j
Temps d'utilisation pour le bain[1]	T_{bain}	20 min/j
Temps d'utilisation pour la lessive[1]	T_{less}	10 min/j
Temps d'utilisation pour la vaisselle[1]	T_{vaiss}	10 min/j
Temps d'utilisation pour le nettoyage[1]	T_{nett}	5 min/j
Temps d'utilisation pour la cuisine[1]	T_{cuis}	10 min/j
Temps d'utilisation pour les toilettes[1,2]	T_{toil}	1440 min/j
Efficacité de transfert du radon à partir de la douche[3]	Eff_{douche}	0,65
Efficacité de transfert du radon à partir du bain[3]	Eff_{bain}	0,3
Efficacité de transfert du radon à partir de la lessive[3]	Eff_{less}	0,9
Efficacité de transfert du radon à partir de la vaisselle[3]	Eff_{vaiss}	0,98
Efficacité de transfert du radon à partir du nettoyage[3]	Eff_{nett}	0,9
Efficacité de transfert du radon à partir de la cuisine[3]	Eff_{cuis}	0,3
Efficacité de transfert du radon à partir des toilettes[3]	Eff_{toil}	0,3

[1] Pour une maison de 4 personnes.
[2] Représente la durée d'exposition à l'eau en contact avec l'air.
[3] Valeurs du MEF (1996) tirées de McKone, 1987.

Source : Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996.

5 CONCENTRATION TOTALE DE CONTAMINANT DANS L'AIR INTÉRIEUR

La concentration totale de contaminant due à la contamination au niveau du critère est estimée comme suit :

Métaux :

$$C_{aint} = C_{aintp} = C_{aexp} \times 0{,}7 \qquad \text{Équation 9}$$

Composés organiques :

$$C_{aint} = C_{aint_{inf}} + C_{add_{eau}} + C_{add_{intrus}} \qquad \text{Équation 10}$$

La répartition des composés organiques en phase gazeuse et particulaire peut être déterminée comme suit :

$$C_{aint_g} = (C_{aint} + C_{add_{eau}} + C_{add_{intrus}}) \times F_{gaz} \qquad \text{Équation 11}$$

$$C_{aint_p} = (C_{aint} + C_{add_{eau}} + C_{add_{intrus}}) \times F_{ads} \qquad \text{Équation 12}$$

où
Caint = concentration totale dans l'air intérieur (mg/m^3)
$Caint_g$ = concentration dans l'air intérieur sous forme gazeuse (mg/m^3)
$Caint_p$ = concentration dans l'air intérieur sous forme adsorbée aux particules (mg/m^3)
Caintp = concentration dans l'air intérieur sous forme particulaire (mg/m^3)
Caexp = concentration dans l'air extérieur sous forme particulaire (mg/m^3)
$Caint_{inf}$ = concentration dans l'air intérieur (gaz+particules) infiltrée à partir de l'air extérieur (mg/m^3)
$Cadd_{eau}$ = concentration additionnelle provenant de la volatilisation à partir de l'eau d'usage domestique (mg/m^3)
$Cadd_{intrus}$ = concentration additionnelle provenant de l'intrusion à travers les fondations (mg/m^3)
F_{gaz} = fraction de contaminant présent dans l'air sous forme gazeuse
F_{ads} = fraction de contaminant présent dans l'air sous forme adsorbée

LISTE DES RÉFÉRENCES

CCME, 1996. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. 186 pages.

CCME, 2000. Canada-Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons (PHCs) in Sol: Scientific Rationale - Supporting Technical Document - Draft Gouvernmment Reviewed Copy - Novembre 2000.

Desrochers, D.,1985a. Residential ventilation rates and indoor radon daughter levels. Dans: Indoor air quality in cold climates. Hazards and abatement measures, Walkinshaw,D.S. (Editeurs). Air pollution control association, Pittsburg, pp. 362-368.

Desrochers, D.,1985b. The effects of occupancy and furnace operation on residential indoor air quality. Dans: Indoor air quality in cold climates. Hazards and abatement measures, Walkinshaw,D.S. (Editeurs). Air pollution control association, Pittsburg, pp. 348-361.

Environmental Quality Management, I., 1997. User's guide for the Johnson and Ettinger (1991) model for subsurface vapor intrusion into buildings. 62 pages.

Fischer, L. J., Abriola, L. M., Kummler, R. H., Long, D. T., et Harrison, K. G., 2001. Evaluation of the Michigan department of environmental quality's generic groundwater and soil volatilization to indoor air inhalation criteria - May 2001. Michigan Environmental Science Board, Lansing. 54 pages.

Gouvernement du Québec, 2002. Réglement sur la santé et la sécurité du travail - Loi sur la santé et la sécurité du travail. (L.R.Q., c. S-2.1, a.223). -

McKone, T. E., 1987. Human exposure to volatile organic compounds in household tap water: The indoor inhalation pathway. Environ. Sci. Technol., 21: 1194-1201.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996. Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. 761 pages.

Pandian, M. D., Behar, J. V., Ott, W. R., Wallace, L. A., Wilson, A. L., Colome, S. D., et Koontz, M., 1998. Correcting errors in the nationwide data base of residential air exchange rates. J. Expos. Anal. Environ. Epidemiol., 8: 577-586.

Santé Canada, 1996. Canadian soil quality guidelines for contaminated sites - Human health effects: xylènes. The National Contaminated Sites Remediation Program. 32 pages.

U.S. EPA, 1996. Superfund chemical data matrix (SCDM). Office of Emergency and remedial response, Washington DC 20460. 49 pages.

U.S. EPA, 1997. Exposure Factors Handbook, Volumes 1, 2 and 3.

U.S. EPA, 2001. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites - Peer review draft. U.S. EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response.

ANNEXE 5

HYPOTHÈSES ET ÉQUATIONS RETENUES POUR ESTIMER LA CONTAMINATION DE L'EAU SOUTERRAINE

ANNEXE 5 : HYPOTHÈSES ET ÉQUATIONS RETENUES POUR ESTIMER LA CONTAMINATION DE L'EAU SOUTERRAINE

La migration des contaminants du sol vers l'eau souterraine peut être décomposée en deux phases : *(i)* le partage du contaminant entre le sol et l'eau du sol (coefficient de partage Kd) et *(ii)* le transport du contaminant à travers le sol jusqu'à l'aquifère et le puits de pompage. La lixiviation dépend de nombreux paramètres, mais pour une prédiction à long terme, les paramètres les plus sensibles sont l'alimentation de la nappe en eau et la teneur du sol en carbone organique (CCME, 1996). Ainsi, étant donné que les estimations qui suivent ont lieu dans le cadre d'une estimation générique de la contamination de l'eau souterraine, les phénomènes d'advection, de dispersion et de biodégradation ne seront pas pris en compte, car ceux-ci nécessiteraient l'utilisation de modèles complexes requérant de nombreux paramètres dont la valeur ne peut être connue que pour des sites bien caractérisés.

Plusieurs simplifications seront donc nécessaires à la détermination de la contamination de l'eau souterraine (U.S. EPA, 1996) :

- la source de contamination est infinie;
- les contaminants sont répartis de façon uniforme;
- il n'y a pas de dégradation chimique ou biologique dans la zone insaturée et dans l'aquifère;
- l'équilibre du partage sol/eau du contaminant est linéaire et instantané dans le sol contaminé;
- le puits du récepteur est situé en aval et à proximité de la contamination (pas de dilution subséquente);
- l'aquifère n'est ni consolidé ni confiné;
- les propriétés de l'aquifère sont homogènes et isotropiques;
- il n'y a pas de phase liquide immiscible dense (LID) sur ce site.

Le partage du contaminant entre la phase aqueuse (eau du sol) et la phase solide (adsorption aux particules de sol) va permettre de déterminer la concentration dans l'eau du sol en fonction de la concentration dans le sol. En considérant que l'adsorption est linéaire, que ce soit pour un composé organique ou inorganique, la concentration potentielle de contaminant dans l'eau de lessivage (C_{les}) peut être considérée égale à la concentration de contaminants dans la phase aqueuse du sol :

$$C_{les} = \frac{C_t}{(\rho \times K_d \times 10^{-3} + \theta_e + H' \times \theta_a)}$$ Équation 1

où
C_{les} = concentration de contaminants dans l'eau de lessivage (kg/m^3)
C_t = concentration totale de contaminant dans le sol (kg/m^3)
ρ = densité du sol (kg/m^3)
Kd = coefficient de partage sol:eau (L/kg)
θ_e = porosité remplie d'eau du sol (sans unité)
H' = constante de Henry (sans unité)
θ_a = porosité remplie d'air dans le sol (sans unité)
10^{-3} = conversion de L en m^3

Une fois que la concentration dans l'eau de lessivage est connue, il reste à déterminer le facteur de dilution/atténuation de cette eau dans la nappe souterraine. Ce facteur de dilution/atténuation représente différents phénomènes qui conduisent à réduire la concentration de contaminants dans l'eau

de lessivage lorsque celle-ci est parvenue à la nappe. Les phénomènes d'atténuation incluent l'adsorption au sol et dans l'aquifère, la transformation chimique (hydrolyse, précipitation) et la dégradation biologique. Cependant, la majorité de ces phénomènes étant difficiles à quantifier dans une analyse générique, nous ne retiendrons qu'un facteur de dilution (FD). Un facteur de dilution générique a été déterminé selon le protocole établi par le CCME, 1996 pour la détermination de critères pour les sols. Ne sont rapportées ici que les équations finales de cette méthodologie.

Si l'on considère l'équilibre de masse, la quantité de contaminant lessivé (flux vertical, Q_v) correspond à la quantité de contaminant qui se retrouve dans la nappe (flux horizontal, Q_h), soit $Q_v = Q_h$, donc :

$$C_{les} \times AL \times A = C_{sout} \times \left[(b \times d \times q) + (AL \times A)\right] \qquad \text{Équation 2}$$

où
Q_v = flux vertical de contaminant (mg/an)
Q_h = flux horizontal de contaminant (mg/an)
C_{les} = concentration de contaminants dans le lixiviat (mg/m^3)
AL = alimentation de la nappe (m/an)
A = superficie du site contaminé (m^2)
C_{sout} = concentration dans l'eau souterraine (mg/m^3)
b = largeur de la zone contaminée (m)
d = profondeur de mélange efficace dans la nappe aquifère (m)
q = vitesse de Darcy pour la nappe aquifère (m/an)

Le facteur de dilution (FD) correspond au ratio entre la concentration dans l'eau de lessivage (C_{les}) et la concentration dans l'eau de la nappe, soit, après simplification[22] :

$$FD = \frac{d \times q}{AL \times L} + 1 \qquad \text{Équation 3}$$

où
FD = facteur de dilution
L = longueur du site contaminé[23] (m)

La vitesse de Darcy est estimée comme suit :

$$q = K_{sat} \times i \qquad \text{Équation 4}$$

où
K_{sat} = conductivité hydraulique dans la zone saturée (m/an)
i = gradient hydraulique (sans unité)

Finalement, le facteur de dilution est donc estimé comme suit :

$$FD = \frac{d \times K_{sat} \times i}{AL \times L} + 1 \qquad \text{Équation 5}$$

[22] A = L*b.
[23] La longueur est parallèle au sens d'écoulement de l'eau de la nappe.

L'intervalle des valeurs des différents paramètres requis dans l'équation 36 est documenté dans le CCME, 1996. En utilisant les valeurs préconisées par le CCME (tableau 1), le facteur de dilution est égal à 6,88. Selon les estimations faites par le CCME, 1996, cette valeur correspondrait à moins que le 5^{e} centile des sites (valeur conservatrice) au Canada. Pour fin de comparaison, le U.S. EPA a utilisé une valeur de 10 pour des sites de 2 000 m^2 et plus.

Tableau 1. Valeur des paramètres utilisés pour estimer le facteur de dilution du contaminant dans l'eau souterraine

Paramètre	Intervalle de valeurs	Valeur retenue
Profondeur de mélange efficace (d, en m)	1 - 5	2 [1]
Conductivité hydraulique de la nappe aquifère (K_{sat} en m/an)	31,5 - 315 000	3150 [1]
Gradient hydraulique (i)	0,005 - 0,05	0,028 [1]
Alimentation (AL, en m/an)	0,005 - 0,5	0,3 [2]
Longueur du site (L, en m)	15 - 200	100 [3]

[1] Valeur typique préconisée par le CCME, 1996.
[2] Valeur propre aux régions les plus habitées du Québec.
[3] Valeur retenue à des fins conservatrices.

Source : CCME, 1996.

La concentration dans l'eau souterraine est finalement estimée comme :

$$C_{sout} = \frac{C_{les}}{FD} \qquad \text{Équation 6}$$

où
C_{sout} = concentration de contaminants dans l'eau souterraine (due au critère) (mg/m^3)
C_{les} = concentration de contaminants due au critère dans le lixiviat (mg/m^3)
FD = facteur de dilution

LISTE DES RÉFÉRENCES

CCME, 1996. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. 186 pages.

U.S. EPA, 1996. Soil screening guidance: technical background document. 168 pages.

ANNEXE 6

HYPOTHÈSES ET ÉQUATIONS RETENUES POUR ESTIMER LA CONTAMINATION DES VÉGÉTAUX DU POTAGER

ANNEXE 6 : HYPOTHÈSES ET ÉQUATIONS RETENUES POUR ESTIMER LA CONTAMINATION DES VÉGÉTAUX DU POTAGER

Pour estimer la contamination des végétaux du potager, nous avons considéré :

1. l'absorption des métaux du sol par les racines de la plante;
2. l'absorption racinaire des composés organiques;
3. la déposition de particules de sols sur les feuilles, et
4. l'absorption des vapeurs de composés organiques par les feuilles des plantes.

1 ABSORPTION DES MÉTAUX DU SOL PAR LES RACINES DE LA PLANTE

L'absorption des métaux présents dans le sol par les racines des plantes dépend *(i)* des caractéristiques du métal, *(ii)* des caractéristiques du sol (pH, teneur en matière organique, capacité d'échange de cations), *(iii)* de la coexistence de certains métaux ou de l'abondance de certains éléments nutritifs et *(iv)* de la morphologie et de la physiologie de la plante. Il résulte de cela qu'il n'existe pas toujours une relation linéaire entre la concentration totale de métal dans le sol et la concentration dans les tissus végétaux (Alloway et coll., 1990; McBride et coll., 1997; Sauvé et coll., 2000; Puschenreiter et Horak, 2000; Jopony et Young, 2000; Krishnamurti et coll., 2000; Nan et coll., 2002). Cependant, dans le cadre d'une évaluation générique, l'utilisation d'un facteur de bioconcentration est la seule option envisageable et apparaissant acceptable du moment où les valeurs utilisées découlent de plusieurs données expérimentales. Cette approche a d'ailleurs été recommandée par plusieurs organismes (CCME, 1996; U.S. EPA, 1996; Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996; U.S. EPA, 2001).

Les facteurs de bioconcentration sol-plante (BCFsp) peuvent être estimés en faisant le rapport entre la concentration de contaminants dans la plante et la concentration de contaminants dans le sol. Toutefois, il faut tenir compte du fait que la concentration n'est pas forcément la même dans toutes les parties de la plante (racine, partie végétative, fruit, etc.) (Grant et coll., 1998).

La valeur des BCFsp a déjà été déterminée pour plusieurs métaux par divers auteurs. Les valeurs retenues diffèrent parfois sensiblement du fait que les sources de données peuvent être différentes et/ou les données ont été sélectionnées ou traitées différemment. Généralement, les auteurs utilisent des facteurs différents pour la partie végétative[24], les racines et/ou les fruits, les grains, etc. (Baes 1984, U.S. EPA, 1992, U.S. EPA, 1999a).

Nous présentons d'abord les différents BCFsp disponibles dans la littérature ainsi qu'une explication sommaire des conditions qui prévalaient lors de leur estimation. À partir de ces données, les choix de BCFsp qui ont été faits pour la présente évaluation sont présentés et explicités.

[24] Les parties végétatives de la plante comprennent les tiges et les feuilles alors que les parties non végétatives comprennent les fruits, les graines et les tubercules).

1.1 Facteurs de bioconcentration de métaux disponibles dans la littérature

Considérant la variabilité importante des BCFsp due à ce qui vient d'être dit précédemment, la meilleure approche est, selon nous, d'utiliser une valeur moyenne obtenue à partir de plusieurs études réalisées dans les conditions qui paraissent les plus appropriées par rapport aux sols utilisés pour la culture de légumes. La moyenne géométrique serait la plus adéquate étant donnée la distribution des valeurs de BCFsp (Baes et coll., 1984; U.S. EPA, 1992).

Une revue de littérature a permis de faire ressortir deux documents de compilation de données obtenues en champ (les données obtenues en serre conduisent généralement à une surestimation des facteurs de bioconcentration (Chaney et Ryan, 1993; Peralta-Videa et coll., 2002)). Les valeurs sont présentées dans le tableau 1.

Aussi, comme la plupart des évaluations de risque consultées utilisent les facteurs de bioconcentration suggérés par Baes et coll., 1984 ou estimés selon l'équation empirique proposée par ceux-ci, ces valeurs sont également présentées dans ce tableau. Nous avons également présenté les valeurs proposées par Sauvé et coll., 2000 qui proviennent d'une revue de littérature récente (Sauvé et coll., 2000 (non publiés) cités par Loranger et Courchesne, 1997). Cependant, l'article expliquant comment ces données ont été obtenues n'est pas disponible actuellement et ces valeurs sont donc placées ici à titre indicatif.

Les données de BCFsp utilisées par Environnement Canada n'ont pas été retenues car le document desquelles celles-ci sont dérivées n'aurait pas été publié et ne serait pas disponible (Environnement Canada, 1994).

Données du U.S. EPA, 1999a

Pour évaluer les risques associés à l'utilisation agricole de poussières de cimenterie comme régulateur de pH, le U.S. EPA, 1999a a effectué une revue de littérature pour choisir quels facteurs de bioconcentration devaient être retenus (tabelau 1). Les trois sources majeures de données recensées sont *a)* un document du Département californien des aliments et de l'agriculture (CDFA 1988 cité par le U.S. EPA, 1999a) et un rapport du Oak Ridge national laboratory (Sample et coll., 1997 cités par le U.S. EPA, 1999a) qui relatent des données obtenues en serre ou en champ avec des sols contaminés par des sels inorganiques et *b)* une publication de Chaney et Ryan, 1994 cités par le U.S. EPA, 1999a qui inclut des données obtenues avec des sols contaminés par des boues ou des sels inorganiques. Les auteurs ont procédé à une sélection des données comme suit :

- seules les données provenant d'une source « primaire » (non rapportée par un auteur intermédiaire) ont été retenues, à condition que cette étude indique à la fois les concentrations dans le sol et dans la plante;
- seules les données exprimées numériquement et de façon fiable ont été retenues (les données de régression et les données provenant de combinaisons d'éléments sont exclues).

À partir de cette première sélection,

- seules les données obtenues pour des profondeurs de sol entre 0 et 15 cm ont été conservées,
- les teneurs en métaux sont exprimées en concentration totale,
- les concentrations bruit de fond et après contamination sont entrées,
- s'il est précisé que les plantes ont été lavées, cette information a été notée afin de tenir compte de la contamination externe par le sol (particules restant collées sur la surface),

- la qualité de cette base de données a été vérifiée par un auditeur externe.

Les valeurs statistiques découlant de cette sélection (minimum, maximum, nombre de données, moyenne arithmétique et médiane) ont été présentées pour cinq parties de la plante, à savoir racines, partie végétative (non reproductrice), partie reproductrice (graines, fleur, fruit, noix), les grains et/ou la partie de plante consommée par les animaux (fourrage). Les moyennes arithmétiques (± écart type, n) et la médiane (ou 50^{e} centile) obtenues par le U.S. EPA, 1999a sont présentées dans le tableau 1.

Tableau 1. Valeurs des BCFsp pour les métaux selon plusieurs auteurs

Métal	Terrain, fertilisants inorganiques (U.S. EPA, 1999a)[1]		Terrain, boues de station d'épuration[2] (U.S. EPA, 1992)	Selon Baes et coll., 1984[2]	Valeur recommandée par MEF, 1996[3]	Selon Sauvé et coll., 2000[2]
Type de valeur	**Moyenne arithmétique (Écart type; n)**	**Médiane**	**Moyenne géométrique**	**Valeurs par défaut**		
Arsenic					0,041	0,03
Fruit	0,0053 (± 0,0057; 12)	0,0028	0,002	0,006		
Feuilles	0,0963 (± 0,114; 22)	0,048	0,036	0,040		
Racines	0,0138 (± 0,355; 23)	0,0056	0,008			
Cadmium					1,806	1,245
Fruit	0,0543 (± 0,0718; 2)	0,054	0,090	0,15		
Feuilles	1,01 (± 1,30; 37)	0,530	0,364	0,55		
Racines	1,09 (± 1,20; 49)	0,600	0,064			
Chrome					0,0077	0,0412
Fruit	0,00063 (± 0,0011; 5)	0,00017		0,0045		
Feuilles	0,0044 (± 0,011; 95)	0,0017		0,0075		
Racines	0,0015 (± 0,0012; 6)	0,00133				
Cuivre					0,27	0,490
Fruit	0,62 (± 0,14)	0,694		0,25		
Feuilles	0,85 (± 0,13)	0,630		0,40		
Racines	0,63 (± 0,29)	0,672				
Mercure[4]					0,534	0,145
Fruit	0,020 (± 0; 2)	0,020	0,010	0,20		
Feuilles	1,03 (± 0,13; 3)	0,783	0,008	0,90		
Racines	0,050 (± 0,014; 2)	0,050	0,014			
Nickel					0,061	0,768
Fruit	nd	nd	0,006	0,060		
Feuilles	0,027 (1)	0,028 (1)	0,032	0,060		
Racines	nd	nd	0,008			
Plomb					0,018	0,336
Fruit	0,094 (± 0,14; 12)	0,057		0,009		
Feuilles	0,084 (± 0,13; 35)	0,032		0,045		
Racines	0,064 (± 0,103; 92)	0,0260				
Zinc					0,246	1,453
Fruit	nd	nd	0,046	0,90		
Feuilles	0,71 (± 0,97; 21)	0,363	0,250	1,5		
Racines	0,19 (± 0,13; 26)	0,182	0,044			

Les BCF sont exprimés en (mg/kg m.s.)/(mg/kg sol sec) en considérant que 1 kg de sol humide correspond à 0,714 kg de sol sec.

[1] Valeur originale en sol humide.

[2] Valeur originale en sol sec.

[3] BCFv estimé à partir de l'équation #1 et du Kd recommandé par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996.

[4] Les BCFsp pour le mercure inorganique selon Cappon, 1981 sont de 0,174, 0,027 et 0,047 pour les feuilles, fruits et tubercules, respectivement

Données du U.S. EPA, 1992

Dans l'étude du U.S. EPA, 1992, les facteurs de bioconcentration du cadmium, du mercure, du nickel et du zinc ont été obtenus à partir d'études de terrain sur des sols amendés par des biosolides (tableau 1). Les valeurs de BCFsp correspondent à la moyenne géométrique des valeurs expérimentales moyennes. Généralement, dans ces études expérimentales, l'apport de métal par les biosolides était assez élevé (p.ex. pour le cadmium, l'apport dépassait 20 kg/ha[25] dans certaines études. Or, comme cela a été rapporté pour le cadmium (De Lorenzo et Augustine, 1996; Fouchécourt et Beausoleil, 2001), le rapport de la concentration dans la plante sur la concentration dans le sol apportée par des biosolides n'est pas linéaire lorsque la concentration dans le sol est trop élevée (observation d'un plateau), et l'utilisation de telles données conduirait à une sous-estimation du facteur de bioconcentration pour les concentrations plus faibles. De plus, l'apport de biosolides dans le sol conduit à une augmentation de la teneur en matière organique, laquelle peut faire diminuer la biodisponibilité du métal (U.S. EPA, 1996a; U.S. EPA, 1999a; Fouchécourt et Beausoleil, 2001U.S. EPA, 1996; Fouchécourt et Beausoleil, 2001).

Données de Baes et coll., 1984

- Les données présentées dans le rapport de Baes et coll., 1984 ont été utilisées lors d'évaluations de risque et sont recommandées par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 (tableau 1). Ce rapport comprend, entre autres, *(i)* des valeurs de BCFsp pour tous les éléments du tableau périodique et *(ii)* une relation empirique entre les valeurs de BCFsp dans la partie végétative des plantes et les valeurs de Kd déterminées sur plusieurs types de sol. L'équation empirique reliant le Kd au facteur de bioconcentration avait été retenue dans les lignes directrices du MEF (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996) pour déterminer la valeur de BCFsp. Les détails pertinents de ce rapport sont résumés ici en fonction de la détermination des BCFsp.

Quatre catégories de plantes ont été considérées pour l'alimentation humaine, à savoir les légumes à feuilles, les produits exposés, les produits non exposés et les grains. Les définitions qui suivent sont celles données par Baes et coll., 1984. Les légumes à feuilles sont sujets à une exposition directe par les dépôts atmosphériques, et la partie comestible correspond aux feuilles et aux tiges. Les produits exposés, tels que tomates, haricots verts, pommes, etc. sont aussi exposés directement aux dépôts atmosphériques, mais la surface offerte à l'exposition est plus faible que dans le cas des feuilles et les parties comestibles sont souvent les parties reproductrices (fruits, graines). Les produits dits protégés (pomme de terre, arachides, agrumes, etc.) ne sont pas directement exposés aux dépôts atmosphériques car soit ils poussent sous terre, soit la partie comestible est recouverte de peau, coquille ou autre partie non comestible. Pour cette catégorie, la partie comestible est généralement un organe reproducteur ou de stockage. Les grains font partie de la catégorie des produits protégés.

Les auteurs ont défini deux BCFsp, soit le BCFsp pour les parties végétatives (BCFv, pour feuilles et tiges) et le BCFsp pour les parties non végétatives (BCFr, pour fruits, graines et tubercules). BCFv et BCFr correspondent au ratio de la concentration dans le tissu végétal (en poids sec) sur la concentration dans la zone racinaire du sol (en poids sec).

[25] Un apport de 30 jg/ha conduit approximativement à une concentration additionnelle de 10 mg/kg (incorporation des biosolides sur 15 cm).

Les données utilisées par Baes et coll., 1984 proviennent d'une revue de littérature et sont une combinaison (*i)* de données expérimentales (concentration dans différentes parties de plantes vs concentration dans le sol (BCFv, BCFr) ou ratio de la concentration dans une partie de la plante sur la concentration dans une autre partie de la même plante (Cr/Cv)), (*ii)* de corrélations avec d'autres paramètres, (*iii)* de connaissance sur la systématique des éléments[26] et (*iv)* de la comparaison entre les concentrations observées et prédites dans les aliments[27]. Les données par défaut retenues par Baes et coll., 1984 (et présentées dans le tableau 1) sont donc différentes des données purement expérimentales utilisées par les mêmes auteurs pour établir la relation entre BCFv et Kd. Selon les auteurs, aucun biais ou protocole *a priori* n'aurait été utilisé pour déterminer des valeurs conservatrices. Toutefois, une source d'erreur non négligeable est tout de même associée à l'utilisation de données extrapolées de graphiques ou calculées indirectement.

Les données expérimentales de BCFv, BCFr ou Cr/Cv utilisées par Baes et coll., 1984 correspondent à la moyenne géométrique des moyennes géométriques des valeurs issues de chaque référence. La moyenne géométrique a été retenue car les distributions obtenues avec le strontium, le césium et le plutonium étaient log-normales.

Nous reprenons ici brièvement la discussion des auteurs sur les valeurs de BCFv et BCFr qu'ils ont obtenues :

- Arsenic : la valeur de BCFv (0,04) provient de deux références. Le ratio BCFr/BCFv (0,15) indique que, contrairement aux autres éléments les plus légers du groupe VA du tableau périodique, l'arsenic s'accumule surtout dans les parties végétatives (BCFr = 0,006). Les concentrations prédites (avec une concentration dans le sol de 5 mg/kg) dans les parties végétatives se situent dans la partie supérieure de l'intervalle des valeurs observées alors que la concentration estimée dans les parties non végétatives se situe en deçà de l'intervalle des valeurs mesurées.
- Cadmium : le BCFv (0,55) est basé sur 11 références. Le ratio BCFr/BCFv (0,26) conduit à une valeur de BCFr de 0,15. La concentration estimée avec une teneur de 0,5 mg/kg dans le sol se situe dans la partie inférieure de l'intervalle de concentrations mesurées.
- Chrome : le BCFv (0,03) basé sur deux références conduit à une surestimation de la concentration dans les plantes, lorsque comparée avec la concentration mesurée. À partir de la régression entre la concentration dans la partie végétative et la concentration dans le sol (selon les données issues des deux références (r^2 = 0,23, n = 11)), les auteurs ont retenu un BCFv par défaut de 0,0075 pour une concentration de Cr dans le sol de 200 mg/kg. Pour une concentration égale au critère B (500 mg/kg), le BCFv serait de 0,007. Cependant, ces extrapolations sont basées sur une régression peu fiable (r^2 = 0,23) et pour laquelle les données ont été obtenues à des concentrations dans le sol comprises entre 20 et 100 mg/kg.
- Cuivre : il existe une forte corrélation entre la teneur en cuivre dans le sol et le BCFv (0,40). Le BCFr est estimé à 0,25. Les concentrations prédites sont comparables aux concentrations observées avec une concentration dans le sol de 20 mg/kg.
- Mercure : en l'absence de données expérimentales, la valeur de BCFv (0,9) pour le mercure (qui fait partie de la période VI du tableau périodique) a été déterminée comme la moyenne du logarithme de la valeur de BCFv des éléments analogues des périodes IV et V, soit le zinc et le

[26] Par exemple, l'absorption du zinc est connue pour être régulée et non proportionnelle à la teneur dans le sol. Par conséquent, les valeurs expérimentales obtenues sur sol très riches en zinc n'ont pas été retenues.

[27] Si la concentration bruit de fond observée dans un type de plantes ne correspond pas au produit du BCFsp par la concentration bruit de fond dans le sol, les auteurs ont révisé les valeurs du BCFsp. Dans les cas problématiques, les auteurs ont observé des différences de plus de deux ordres de grandeur.

cadmium, respectivement. Un ratio BCFr/BCFv de 0,25 a été retenu pour tous les éléments de la période VI, sur la base du ratio obtenu pour les éléments de la période V, ce qui conduit à un BCFr de 0,2. Les concentrations estimées avec une concentration dans le sol de 0,01 mg/kg à la limite inférieure de l'intervalle de concentrations mesurées.

- Nickel : le BCFv (0,060) est basé sur deux références, mais aucune relation claire n'a été mise en évidence entre la concentration dans le sol et le BCFv. Le ratio BCFr/BCFv est proche de un, et la valeur de BCFr a donc été fixée à 0,06. Les concentrations estimées avec une concentration dans le sol de 40 mg/kg se situent dans l'intervalle des valeurs observées.
- Plomb : Le BCFv (0,045) est basé sur neuf références. Le ratio BCFr/BCFv (0,2) issu de 5 références conduit à un BCFr de 0,009. Les concentrations estimées (concentration dans le sol de 10 mg/kg) sont dans la gamme des concentrations observées.
- Zinc : Le BCFv (1,5) a été déterminé sur la base de la corrélation établie à partir de 9 références (r^2 = 0,8, n>150). Le ratio BCFr/BCFv (0,6) est dérivé de 8 références et conduit à un BCFv de 0,9. Les concentrations prédites correspondent à celles mesurées (pour une concentration dans le sol de 50 mg/kg)

Données du MEF, 1996

- Les valeurs de BCF_V proposées par le MEF (1996) (tableau 1) sont déterminées à l'aide de la relation empirique établie par Baes et coll., 1984 à partir de données expérimentales recueillies sur différents types de sols (avec des Kd pouvant être très variables) :

$$BCFv = e^{\left(\frac{2,38-\ln Kd}{0,89}\right)} \qquad \text{Équation 1}$$

où
BCF_V = facteur de bioconcentration dans la partie végétative des plantes (mg substance/kg m.s. plante)/(mg subst/kg m.s. sol)
Kd = coefficient de partage sol:eau (L/kg)

Cette relation ne tenant pas compte de données spécifiques de contaminant (tels que celle mentionnée dans la note #26 par exemple), nous pensons que les valeurs par défaut de Baes et coll., 1984 sont plus fiables que celles dérivées par cette relation.

1.2 Sélection des facteurs de bioconcentration sol-plante

Dans le contexte d'un jardin potager en milieu résidentiel, il est réaliste d'envisager que le sol « natif » de la propriété (c'est-à-dire le sol contaminé au critère B dans le contexte de cette évaluation de risque) va être amendé avec du terreau, du compost ou du fumier afin de le rendre plus fertile. De tels amendements vont l'enrichir en matière organique et en éléments nutritifs. Si l'on estime approximativement l'ajout de matière organique qui pourrait découler de tels amendements, à partir des caractéristiques imposées par la réglementation relative à la vente de ces produits commerciaux au Québec (siccité, teneur en matière organique, taux d'application maximal, voir Fouchécourt et Beausoleil, 2001), l'apport annuel de l'un ou l'autre des amendements précités pour un jardin de 10 m^2 serait compris entre 6 et 8 kg (poids humide par an). Cependant, la disparition de matière organique consécutive à la ponction par les plantes fait que l'on ne peut pas considérer que la contamination du sol « natif » soit significativement diluée au cours des années.

Bien que les données du U.S. EPA, 1999a aient été obtenues avec des sols contaminés par des sels inorganiques, il est raisonnable de considérer que les sols utilisés sont des sols fertiles, donc suffisamment riches en matière organique pour permettre une croissance optimale des végétaux. Un tel sol pourrait donc raisonnablement être considéré semblable à celui du potager retenu dans la présente étude. Cependant, les contaminants ont été apportés dans le sol sous forme de solution et ils sont donc vraisemblablement moins fortement liés au sol que si la contamination était ancienne.

D'un autre côté, les facteurs de bioconcentration retenus par le U.S. EPA, 1992 ont été déterminés sur des sols qui ont reçu une masse plus ou moins importante de biosolides contaminés. Dans ce cas de figure, les contaminants sont présents dans le biosolide et non dans le sol, et leur biodisponibilité est donc davantage liée aux propriétés du biosolide qu'à celles du sol. Le choix de ces valeurs ne nous semble donc pas le plus adéquat pour la présente étude.

Les valeurs par défaut de Baes et coll., 1984 sont, soit des valeurs moyennes dérivées de données expérimentales, soit des valeurs dérivées de données expérimentales mais modifiées par les auteurs suite à la considération de différents aspects (voir section 1.1).

Les valeurs de BCF retenues par le MEF (1996) ont été obtenues à partir des données de Kd et de la relation empirique de Baes et coll., 1984.

Plusieurs auteurs ont observé que la distribution statistique des valeurs de BCFsp était de type log-normale. Dans ce cas, le meilleur estimateur serait donc la moyenne géométrique. L'utilisation d'une moyenne arithmétique est certes plus conservatrice, mais pourrait conduire à des surestimations de concentration assez importantes. C'est pourquoi, une valeur intermédiaire entre celles du U.S. EPA, 1999a (moyenne arithmétique) et du U.S. EPA, 1992 (moyenne géométrique) semblerait adéquate pour la sélection des BCFsp. La relation empirique de Baes et coll., 1984 a également été considérée afin de situer les valeurs de BCFv à partir des différentes valeurs de Kd présentées dans le tableau 1 de l'annexe 2. Ces valeurs de Kd sont censées représenter le sol contaminé non utilisé pour le potager, donc moins riche en matière organique. On s'attend donc à ce que le BCFv calculé à partir de ces Kd soit plus élevé que celui correspondant à un sol utilisé dans un but agricole.

Le choix des valeurs de BCFsp utilisées dans cette étude est le suivant (voir tableaux 1 et 2) :

- Arsenic : la valeur par défaut proposée par Baes et coll., 1984 pour la partie végétative (0,040) se situe entre la moyenne géométrique de U.S. EPA, 1992 et la médiane de U.S. EPA, 1999a) et correspond à un Kd de 200 d'après l'équation de Baes et coll., 1984. Étant donné que cette valeur est inférieure à la médiane de U.S. EPA, 1999a, la valeur médiane (soit BCFv = 0,048) a été retenue. Cette valeur est légèrement supérieure à celle publiée par Sauvé et coll., 2000. Pour la partie non végétative, la médiane des valeurs de U.S. EPA, 1999a et la moyenne géométrique de U.S. EPA, 1992 indiquaient une bioconcentration 2 à 18 fois plus faible. La valeur de Baes et coll., 1984 de 0,006 qui correspond à un BCFr a été retenue.
- Cadmium : Les valeurs proposées par Baes et coll., 1984 sont au moins deux fois plus faibles que celles du U.S. EPA, 1999a et Sauvé et coll., 2000, et que celle recommandée par le MEF (1,8). Considérant les intervalles de valeurs présentées dans le tableau 1, un BCFv de 1,0 et un BCFr de 0,6 ont été retenus.

- Chrome : Les données de Baes et coll., 1984 ont été retenues (0,0075 et 0,0045 pour les parties végétatives et non végétatives, respectivement). Ces valeurs sont plus conservatrices que celles obtenues par le U.S. EPA, 1999a, mais elles ont été retenues car elles représentent le chrome total et parce qu'elles sont intermédiaires entre les valeurs expérimentales et celles estimées comme suit. La valeur estimée avec l'équation de Baes et coll., 1984 et le Kd du Cr(III) à pH 4,9 est du même ordre de grandeur que les valeurs retenues, mais les valeurs associées au Cr(VI) sont beaucoup plus élevées.
- Cuivre : La valeur du BCFv retenue pour le cuivre a été fixée à 0,65. Cette valeur correspond à la médiane du U.S. EPA, 1999a et se situe entre la moyenne arithmétique du U.S. EPA, 1999a et la valeur par défaut de Baes et coll., 1984. En outre, elle est plus faible que la valeur de Sauvé et coll., 2000. La même valeur a été retenue pour le BCFr car les valeurs médianes du U.S. EPA, 1999a ne démontraient pas de différence en fonction de la partie des plantes.
- Mercure : Les BCFsp exprimés en mercure total varient entre 0,008 (moyenne géométrique de U.S. EPA, 1992) à 540 (valeur calculée à partir du Kd à pH 4.9 avec équation de Baes et coll., 1984, non présentée). La valeur par défaut de Baes et coll., 1984 pour la partie végétative (0,90) est du même ordre de grandeur que les valeurs expérimentales du U.S. EPA, 1999a. Les données de Cappon, qui concernent le HgII, sont toutefois plus adéquates, car plus spécifiques, et elles ont été retenues pour cette étude. Ces valeurs sont, dans l'ensemble, assez cohérentes avec les valeurs expérimentales compilées présentées dans le tableau 1.
- Nickel : La valeur de 0,060 proposée par Baes et coll., 1984 a été retenue car elle est comprise entre la valeur de U.S. EPA, 1992 et celles estimées selon l'équation de Baes et coll., 1984 avec les Kd estimés par MINTEQ (U.S.EPA, 1996). Elle correspond à la valeur recommandée par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996.
- Plomb : La valeur de BCFv proposée par Baes et coll., 1984 (0,045) a été retenue pour la plante entière. En effet, cette valeur est comprise entre la moyenne arithmétique et la médiane du U.S. EPA, 1999a, et les données issues de cette même étude n'indiquaient pas une différence importante entre les différentes parties des plantes (que ce soit la moyenne arithmétique ou la médiane).
- Zinc : Les valeurs de BCFsp proposées par Baes et coll., 1984 sont élevées (1,5 et 0,90) comparées aux valeurs expérimentales du U.S. EPA, 1999a et du U.S. EPA, 1992. Les valeurs correspondant à la moyenne arithmétique des données expérimentales selon le U.S. EPA, 1999a, soit 0,71 pour la partie végétative et 0,19 pour la partie non végétative, ont alors été retenues. Ces valeurs correspondent aussi davantage à celles estimées avec l'équation de Baes et coll., 1984 et les Kd de MINTEQ.

Tableau 2. Comparaison des BCF_{sp} ((mg/kg m.s.)/(mg/kg sol sec)) retenus pour cette étude et de ceux calculés à partir de l'équation de Baes et coll., 1984 avec différentes valeurs de Kd, pour les métaux.

Métal	Valeur retenue par défaut pour cette étude[1]		Valeur calculée pour <u>partie végétative</u> à partir de équation #1 et du Kd		
	Partie de la plante	Valeur de BCFsp	Kd selon Baes et coll., 1984	Kd selon MINTEQ, pH 4,8	Kd selon MINTEQ, pH 6,8
Arsenic	Végétative[2] non végétative[3]	**0,05** **0,006**	0,04	0,40	0,38
Cadmium	végétative non végétative	**1,0** **0,6**	1,7	0,70	0,11
Chrome	végétative non végétative	**0,0075** **0,0045**	0,07	0,005 (CrIII) 0,305 (CrVI)	$1,3\ 10^{-6}$ 0,50
Cuivre	végétative non végétative	**0,65** **0,65**	0,27	ND	ND
Mercure	Feuilles Fruits Racines/tuber.	**0,174**[4] **0,027**[4] **0,047**[4]	1,1	540	0,17
Nickel	végétative non végétative	**0,06** **0,06**	0,052	0,64	0,13
Plomb	végétative non végétative	**0,045** **0,045**	0,007 (Kd défaut) 0,017 (Kd expérim.)	-	-
Zinc	végétative non végétative	**0,71** **0,19**	0,23	0,64	0,14

[1] Voir justifications dans le texte.
[2] Partie végétative : feuilles et tige.
[3] Partie non végétative : fruits, graines et tubercules.
[4] Mercure inorganique (HgII).

2 ABSORPTION RACINAIRE DES COMPOSÉS ORGANIQUES

Généralement, l'absorption racinaire des composés organiques dépend de l'adsorption du contaminant sur la matière organique du sol. Par conséquent, le taux d'absorption sera étroitement lié au coefficient de partage sol:eau (Kd) et donc à la concentration du contaminant dans l'eau du sol. Les contaminants absorbés par les racines peuvent ensuite être transportés dans le reste de la plante, ce qui a conduit certains auteurs à tenter de déterminer des facteurs de bioconcentration pour la partie supérieure des plantes. Plusieurs approches empiriques ont été publiées pour déterminer le facteur de bioconcentration de composés organiques dans les plantes. Celle de *i)* Travis et Arms (1988) pour estimer la contamination des feuilles de la plante à partir de l'absorption racinaire des composés organiques ont été retenues et *ii)* celle de Briggs, qui est recommandée par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 et qui a été validée par Polder et coll., 1995 pour l'absorption racinaire des composés organiques.

2.1 Estimation de la concentration de composés organiques dans les racines à partir de l'absorption racinaire

Pour les racines, la relation empirique de Briggs (Briggs et coll., 1982) a été établie à partir de racines de seigle et de cresson exposées à un milieu nutritif liquide contaminé par des pesticides (LogKow compris entre -0,57 et 3,7). Le facteur de bioconcentration est donc estimé par rapport à la concentration dans l'eau :

$$\text{Log}(BCF_{rac,Briggs} - 0{,}82) = 0{,}77 \times \text{LogKow} - 1{,}52 \qquad \text{Équation 2}$$

où

$BCF_{rac,Briggs}$ = facteur de bioconcentration de composés organiques dans les racines selon Briggs et coll., 1982, exprimé en (mg/kg de matière fraîche))/(mg/L d'eau) (par extension, l'eau peut correspondre à l'eau présente dans les pores aqueux du sol)

Kow = coefficient de partage octanol:eau (sans unité)

Cette relation peut aussi s'écrire comme suit :

$$BCF_{rac,Briggs} = 0{,}03 \times \text{Kow}^{0\,77} + 0{,}82 \qquad \text{Équation 3}$$

La *validité de cette relation empirique* a été étudiée par l'Institut national de santé publique des Pays-Bas, dans le cadre de la validation des données utilisées dans la méthodologie hollandaise d'évaluation du risque des substances (Polder et coll., 1995). Les données expérimentales disponibles ont été sélectionnées en éliminant les substances trop volatiles ($H' < 3 \times 10^{-2}$) [28], les données obtenues sur des sols très riches en matière organique et celles obtenues sur des sols contenant très peu de contaminant (concentration dans les pores aqueux du sol < 0,05 µg/L). De plus, les données pour lesquelles la concentration dans la plante peut être principalement due à l'absorption foliaire n'ont pas été retenues.

Les résultats indiquent que :

- pour certains composés très lipophiles (LogKow > 4,3), le BCF est surestimé par un facteur d'au moins 5 fois (2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine, phénanthrène);
- pour le pentachlorophénol, le BCF est sous-estimé d'au moins 5 fois;
- pour les HAP, le BCF est surestimé (facteur < 5);
- pour les BPC (Aroclor 1248), le BCF serait inférieur à 220 (soit environ 0,05 exprimé en (mg/kg m.s.)/(mg/kg sol)) pour l'intérieur de la racine, mais il est beaucoup plus élevé pour l'épluchure (0,4 exprimé en (mg/kg m.s.)/(mg/kg sol)).

Cependant, les auteurs ont statué que les estimations étaient suffisamment proches des valeurs expérimentales pour que la relation de Briggs soit utilisée en évaluation de risque (Polder et coll., 1995). Cette décision tient notamment compte des nombreuses incertitudes qui sont rattachées à la conversion des unités (de nombreuses valeurs par défaut sont utilisées pour cela) et du manque de données expérimentales (n compris entre 1 et 12 pour chaque substance).

[28] Cette sélection ne comprend donc pas les BTEX.

Considérant les travaux de Polder et coll., 1995 et le fait que la relation de Briggs est celle recommandée par le MEF (1996), la relation de Briggs a été retenue pour déterminer le facteur de bioconcentration racinaire des produits organiques (BCFrac). Toutefois, ce BCF_{rac} a été modifié pour être exprimé en (mg/kg m.s.)/(mg/kg sol humide) selon l'équation suivante (adaptée de Polder et coll., 1995):

$$BCF_{rac,org} = BCF_{rac,Briggs} \times \frac{C_{eau,sol}}{C_{sol}} \times 10^{-3} \times \frac{1}{TMS}$$ Équation 4

et

$$\frac{C_{eau,sol}}{C_{sol}} = \left[\frac{\rho}{\vartheta_e + \left(\vartheta_{ps} \times Kd \times 10^{-3} \times \rho_{ps}\right)} \right]$$ Équation 5

où

$BCF_{rac,org}$ = facteur de bioconcentration des composés organiques dans les racines, exprimé en (mg/kg m.s.)/(mg/kg sol)

$BCF_{rac,Briggs}$ = facteur de bioconcentration des composés organiques dans les racines selon Briggs (équation 40) exprimé en (mg/kg m.f.)/(mg/L d'eau du sol)

$C_{eau,sol}$ = concentration de contaminants dans l'eau du sol (pores aqueux) (kg contaminant/m^3)

C_{sol} = concentration de contaminants dans le sol (mg/kg)

TMS = taux de matière sèche dans les racines (= 0,2 (kg m.s.)/(kg m.f.))

$C_{eau,sol}/C_{sol}$ = facteur de conversion de la concentration du contaminant dans l'eau du sol vers la concentration de contaminants dans le sol humide (kg sol/m^3)

ρ = densité du sol (kg sol humide/m^3 sol humide)

ϑ_e = porosité aqueuse du sol du potager (sans unité)

ϑ_{ps} = fraction de particules présentes dans le sol (=1-porosité totale) (sans unité)

Kd = coefficient de partage sol:eau (L/kg)

ρ_{ps} = densité des particules du sol (kg particules/m^3 sol humide)

10^{-3} = facteur de conversion (m^3/L)

Étant donné que les BCF sont utilisés dans le sol du potager, et que les caractéristiques physiques de celui-ci sont différentes de celles retenues pour le sol contaminé (tableau 2 du rapport principal) du fait que le sol du potager est travaillé (sol plus aéré, plus riche en matière organique, plus riche en eau), les valeurs retenues pour résoudre l'équation #5 sont les suivantes (Polder et coll., 1995) :

- $\vartheta_e = 0,4$
- $\vartheta_{part} = 0,4$
- $\rho = 1400$ kg/m^3
- $\rho_{ps} = 2500$ kg/m^3
- Foc = 0,017

Dans ces conditions, l'équation #4 se simplifie ainsi :

$$BCF_{rac,org} = BCF_{rac,Briggs} \times \frac{1,4}{0,4 + Kd} \times 5 \times 10^{-3}$$ Équation 6

2.2 Estimation de la concentration de composés organiques dans les feuilles à partir de l'absorption racinaire

Plusieurs relations empiriques ont été dérivées pour établir une relation entre le Kow et le facteur de bioconcentration dans la partie végétative des plantes (feuilles et tiges). Selon l'étude réalisée par Polder et coll., 1995, la relation établie par Briggs[29] ne reflète pas de façon acceptable les facteurs de bioconcentration mesurés expérimentalement et elle ne devrait pas être utilisée pour estimer la concentration de composés organiques dans la partie végétative des plantes.

Par contre, la relation établie par Travis et Arms, 1988, basée sur les données expérimentales obtenues avec 29 composés organiques persistants (organochlorés), conduit à des valeurs beaucoup plus acceptables[30] par rapport aux données expérimentales compilées par Polder et coll., 1995. Cette relation dérivée de la régression des moyennes géométriques de données expérimentales est la suivante :

$$\mathrm{LogBCF_{veg,org}} = 1{,}588 - 0{,}578 \times \mathrm{LogKow} \qquad \text{Équation 7}$$

où
$BCF_{veg,org}$ = facteur de bioconcentration dans la partie végétative (mg/kg m.s.)/(mg/kg sol sec)
Kow = coefficient de partage octanol:eau (sans unité)

Cette équation, qui peut aussi s'écrire comme suit (Hattemer-Frey et Travis, 1991),

$$\mathrm{BCF_{veg,org}} = 38{,}72 \times \mathrm{Kow}^{-0\,58} \qquad \text{Équation 8}$$

est recommandée par le MEF (1996) et elle est utilisée par le logiciel CalTox®. Toutefois, les unités doivent être révisées. Le facteur de bioconcentration doit être converti pour être exprimé en fonction du sol humide[31] :

$$\mathrm{BCF_{veg,org}} = 54{,}2 \times \mathrm{Kow}^{-0\,58} \qquad \text{Équation 9}$$

où
$BCF_{veg,org}$ = facteur de bioconcentration dans la partie végétative (mg/kg m.s.)/(mg/kg sol humide)

Remarque : Pour les composés organiques volatils (BTEX), les équations présentées ci-dessus sont également valides, mais comme ces composés se volatilisent rapidement à partir du sol de surface, il est fort probable que la concentration estimée dans les plantes sera surévaluée car la concentration dans le sol de surface va diminuer assez rapidement. Cependant, les calculs ont été effectués en utilisant ces algorithmes, et comme les doses d'exposition dues à l'ingestion de légumes du potager n'étaient pas significatives par rapport à l'exposition totale, il n'a pas été nécessaire de développer une approche plus fine pour estimer la contamination des plantes par les BTEX.

---

[29] $\mathrm{BCFsf} = \left[10^{(0{,}95\mathrm{LogKow}-2{,}05)} + 0{,}82\right] \times 0{,}784 \times 10^{\left(\frac{-0{,}434(\mathrm{LogKow}-1{,}78)^2}{2{,}44}\right)}$ où BCF_{sf} = facteur de bioconcentration sol-feuille, exprimé en (mg substance/kg de mat. fraîche)/(mg subst/L d'eau du sol).

[30] Pour comparaison, les BCF ont été réexprimés en (mg/kg m.f.)/(mg/kg de sol humide), en considérant que 1 kg de sol sec équivaut à 1,4 kg de sol humide et avec un taux de matière fraîche de 10 % pour la partie végétative. Les données expérimentales retenues sont celles obtenues avec au moins 7 valeurs expérimentales (DDT, dieldrin, mirex). Le ratio $BCF_{Arms}/BCF_{experim}$ est compris entre 0,08 et 1,24.

[31] 1 kg de sol humide correspond à 0,714 kg de sol sec.

3 DÉPOSITION DE PARTICULES DE SOL SUR LES FEUILLES

Les plantes peuvent aussi être contaminées par le dépôt de particules de sol sur les feuilles suite à la déposition ou aux éclaboussures d'eau contaminée par le sol lors d'averses. L'estimation de la déposition de particules implique la connaissance de plusieurs facteurs caractérisant les plantes (rendement, surface offerte, niveau de protection, etc.) qui, à notre avis, sont difficiles à établir pour une évaluation générique. Aussi, dans le contexte d'un potager, il a été considéré que les légumes sont lavés avant d'être consommés, ce qui réduit énormément la contribution des dépositions de particules à la contamination des légumes. Vu l'importance des incertitudes reliées à ce type d'évaluation et la faible contribution qui, selon nous, s'y rattache dans le contexte d'un jardin potager lorsque les légumes sont lavés avant consommation, cette voie de contamination des plantes n'a pas été retenue.

4 ABSORPTION DES VAPEURS DE COMPOSÉS ORGANIQUES PAR LES FEUILLES DES PLANTES

Selon Hattemer-Frey et Travis, 1991, l'absorption de composés organiques par les feuilles des plantes à partir de vapeurs (absorption par les stomates) peut être estimée à partir d'un facteur de bioconcentration air-partie végétative (Bva) :

$$\text{Bva} = \frac{5{,}0 \times 10^{-6} \times \text{Kow}}{\text{H}} \qquad \text{Équation 10}$$

où
Bva = facteur de bioconcentration air-partie végétative ((mg/kg m.s.)/(mg/kg air)
Kow = coefficient de partage octanol:eau (sans unité)
H = constante de Henry (atm-m^3/mol)

Cette équation a été obtenue à partir de la régression de 10 données expérimentales obtenues avec des organochlorés (Bacci et coll., 1990). Les estimations préliminaires réalisées à l'aide de cette équation ont conduit à des résultats surprenants en ce qui concerne la contamination des plantes par les HAP. En effet, la concentration dans les végétaux cultivés sur un sol contaminé par 1 mg/kg de HAP conduisait à une concentration de BaP (provenant du transfert air-feuille) du même ordre de grandeur que les concentrations mesurées dans un steak cuit au barbecue.

Cette surestimation est suffisamment importante pour que l'on ne retienne pas ce modèle dans notre estimation. Il a été remplacé, **pour les HAP**, par des mesures expérimentales (Smith et coll., 2001). Pour 13 des HAP retenus, les auteurs ont mesuré la concentration dans l'air et dans cinq sortes de plantes à feuilles utilisées pour le pâturage. Les plantes étaient exposées à l'air ambiant dans une région semi-rurale, sans source de contamination locale connue (autre que le chauffage résidentiel en hiver). La concentration de HAP totaux (n = 15)[32] dans l'air était comprise entre 5,7 et 44,6 ng/m^3 (sur une année). Les concentrations dans les plantes ont été mesurées en hiver (janvier) et en été (juillet). Les ratio concentration dans les plantes/concentration dans l'air ont ensuite été estimés (tableau 3).

[32] HAP cités dans le tableau 3 plus benzo(e)pyrène et 1-méthylphénanthrène

Tableau 3. Facteurs de transfert air-feuille de HAP mesurés dans différentes plantes

Hydrocarbures	Facteur de transfert air-feuille en été (m^3/g m.s.)						
	F. ovina	***L. perenne***	***T. repens***	***H. lanatus***	**Mix**	**Moyenne**	**Moyenne exprimée en (kg/kg m.s.)**
Anthracène	3	5	5	7	4	4,2	4 998
Benzo(a)anthracène	35	22	25	37	35	31	36 890
Benzo(a)pyrène	62	42	47	69	41	52	61 880
Benzo(b)fluoranthène	29	24	27	39	33	30	35 700
Benzo(g,h,i)perylène	35	30	30	48	30	35	41 650
Benzo(k)fluoranthène	37	28	30	46	45	37	44 030
Chrysène	21	16	22	32	26	23	27 370
Dibenzo(a,h)anthracène	7	6	6	9	7	7,0	8 330
Fluoranthène	5	4	8	11	6	6,8	8 092
Fluorène	4		5	5	4	4.4	5 236
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	40	32	28	49	36	37	44 030
Phénanthrène	1	2	2	3	2	2,0	2 380
Pyrène	7	6	9	10	8	8,0	9 520

Source : Smith et coll., 2001.

Bien que les plantes utilisées dans cette étude ne soient pas les mêmes que celles utilisées pour la consommation humaine, les résultats peuvent être utilisables car le mécanisme d'absorption est le même pour toutes les feuilles. Toutefois, il faut tenir compte de la surface de feuille offerte à l'air. Cette donnée peut être caractérisée par la quantité récoltée par surface. Selon le U.S. EPA, 1999b, la récolte pour les légumes à feuilles est de l'ordre de 0,25 kg m.s./m^2. La récolte des herbes de pâturage varie entre 0,15 et 0,3 kg m.s./m^2 pour *Festuca ovina*, *Koeleria maccrantha* et *Trifolium repens* (trèfle), et elle est de l'ordre de 0,45 et 0,6 kg m.s./m^2 pour la pelouse (« Mix » pour mélanges de graines de pelouse) et *Holcus lanatus*, respectivement (Smith et coll., 2001).

Considérant que la contamination des plantes par le transfert air-feuille est proportionnelle à la surface offerte (proportionnelle à la récolte), il serait plus conservateur d'utiliser les données moyennes obtenues avec toutes les plantes que seulement les données correspondant aux plantes donnant une récolte semblable aux légumes feuillus.

Les valeurs moyennes indiquées dans le tableau 3 ont donc été retenues et ont été réexprimées en kg/kg m.s. (en considérant que 1 m^3 d'air correspond à 1,19 kg). Ces valeurs expérimentales représentent la contamination des plantes par les HAP présents dans l'air sous forme gazeuse et/ou sous forme particulaire. Ces valeurs sont généralement très inférieures à celles prédites par l'équation #10 pour les HAP de poids moléculaire élevé (> 4 cycles). Elles sont du même ordre de grandeur (différence de moins de 10 fois, valeur inférieure ou supérieure) que celles estimées pour les HAP de plus petite taille.

Pour les autres HAP pour lesquels Smith et coll., 2001 ne fournissent pas de données expérimentales, les valeurs prédites par l'équation #10 ont été retenues.

5 ESTIMATION DE LA CONCENTRATION DE CONTAMINANTS DANS LES PLANTES

La concentration de contaminants dans les différentes parties des plantes est finalement estimée comme suit :

Pour les métaux (absorption racinaire, partie végétative ou non végétative) :

$$C_{pl,i} = C_{surf} \times BCFsp_i \times TMS \qquad \text{Équation 11}$$

Pour les composés organiques (absorption racinaire + absorption foliaire) :

$$C_{pl,rac} = (C_{surf} \times BCF_{rac} \times TMS) \qquad \text{Équation 12}$$

$$C_{pl,veg} = \left[C_{surf} \times BCF_{veg} + \frac{C_{extg} \times B_{va}}{\rho_{air}} \right] \times TMS \qquad \text{Équation 13}$$

où

Cpl,i = concentration de métal dans la partie i de la plante provenant de l'absorption racinaire (mg/kg m.f.)

$C_{pl,rac}$ = concentration de composé organique dans les racines de la plantes provenant de l'absorption racinaire (mg/kg de matière fraîche)

$C_{pl,veg}$ = concentration de composés organiques dans les feuilles de la plantes provenant de l'absorption racinaire (mg/kg de nmatière fraîche)

Csurf = concentration de contaminants dans le sol (mg/kg)

BCFspi = facteur de bioconcentration sol-plante pour les métaux et pour la partie de la plante indiquée (mg/kg m.s.)/(mg/kg sol)

BCF_{rac} = facteur de bioconcentration sol-racine pour les organiques (mg/kg m.s.)/(mg/kg sol)

BCF_{veg} = facteur de bioconcentration sol-partie végétative pour les organiques (mg/kg m.s.)/(mg/kg sol)

Bva = facteur de bioconcentration air-partie végétative pour les organiques (mg/kg m.s.)/(mg/kg sol)

Cextg = concentration de contaminants provenant du sol sous forme gazeuse dans l'air extérieur (mg/m^3)

ρ_{air} = densité de l'air (1,19 kg/m^3)

TMS = taux de matière sèche dans la partie de la plante (partie végétative : 0,10 (feuilles et tiges), racines : 0,20 et légumes fruits et fruits : 0,16)

Remarque : pour les composés organiques, aucune relation permettant d'estimer la concentration dans les fruits n'a été publiée à notre connaissance. Étant donné que *i)* les concentrations de contaminant organiques dans les plantes sont probablement surestimées du fait que l'on n'a pas tenu compte de la disparition des contaminants au cours du temps (métabolisme)[33] et *ii)* le ratio surface exposée/masse de tissu est plus faible pour les fruits que pour les tissus végétatifs, la contamination des fruits due à l'absorption racinaire et à l'absorption des vapeurs ont été considérées arbitrairement comme 10 fois plus faible que celle dans le tissu végétatif. Le CCME, 1996 et le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 ne font pas mention d'une approche particulière pour estimer la contamination des fruits.

[33] Le métabolisme dans les plantes n'a pas été pris en compte car il est spécifique de la substance et de la plante, ce qui rend très difficile sa prise en compte pour une évaluation sur des plantes « génériques » (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996).

LISTE DES RÉFÉRENCES

Alloway, B. J., Jackson, A. P., et Morgan, H., 1990. The accumulation of cadmium by vegetables grown on soils contaminated from a variety of sources. Science of the Total Environment, 91: 223-236.

Bacci, E., Calamari, D., Gaggi, C., et Vighi, M., 1990. Bioconcentration of organic chemical vapors in plant leaves: experimental measurements and correlation. Environmental Science & Technology, 24: 885-889.

Baes, I. C. F. et coll., 1984. A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionucleids through agriculture.

Briggs, G. G., Bromilov, R. H., et Evans, A. A., 1982. Relationshsips between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionized chemicals by barley. Pesticide Sci., 13: 495-504.

Cappon, C. J., 1981. Mercury and selenium content and chemical form in vegetable crops grown on sludge-amended soil. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 10: 673-689.

CCME, 1996. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. 186 pages.

Chaney, R. L. et Ryan, J. A.,1993. Heavy metals and toxic organic pollutants in MSW-composts: research results on phytobioavailability, bioavailability, fate, etc. Dans: Science and engineering of composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects, Hoitink,H.A.J. et Keener,H.M. (Editeurs). the ohio state university, pp. 451-506.

De Lorenzo, R. A. et Augustine, J. J., 1996. Lessons in emergency evacuation from the Miamisburg train derailment. Prehospital Disaster Med, 11: 270-275.

Environnement Canada, 1994. Procedure for the calculation of soil-to-plant bioconcentration factor for use within the derivation of the soil quality criterion for food ingestion (SQCFI). Environmental guidelines division, evaluation and interpretation branch ecosystem conservation directorate and the CCME subcommittee on environmental quality criteria for contaminated sites.

Fouchécourt, M. O. et Beausoleil, M., 2001. Évaluation des impacts à long terme de l'utilisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec. Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes. Institut national de santé publique du Québec.

Grant, C. A., Buckley, W. T., Bailey, L. D., et Selles, F., 1998. Cadmium accumulation in crops. Can. J. Plant Sci., 78: 1-17.

Hattemer-Frey, H. A. et Travis, C. C.,1991. Assessing the extent of human exposure through the food chain to pollutants emitted from municipal solid waste incinerators. Dans: Health effects of municipal waste incineration, Hattemer-Frey,H.A. et Travis,C. (Editeurs). CRC Press, Inc., Boca Raton, chap. 4, pp. 83-101.

Jopony, M. et Young, S., 8-1-2000. The Solid - solution equilibria of lead and cadmium in polluted soils. European Journal of Soil Science, 45: 59-70.

Krishnamurti, G., Huang, P., et Kozak, L., 2000. Sorption and desorption kinetics of cadmiun from soil: influence of phosphate. Soil Science, 164: 888-898.

Loranger, S. et Courchesne, Y., 1997. Health risk assessment of an industrial site contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons using CalTOX, an environmental fate/exposure model. SAR & QSAR in Environmental Research, 6: 81-104.

McBride, M., Sauvé, S., et Hendershot, W., 1997. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. Eur. J. Soil Sci., 48: 337-346.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996. Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. 761 pages.

Nan, Z., Li, J., Zhang, J., et Cheng, G., 2002. Cadmium and zinc interactions and their transfer in soil-crop system under actual field conditions. Sci. Total Environ., 285: 187-185.

Peralta-Videa, J. R., Gardea-Torresdey, J. L., Gomez, E., Tiemann, K. J., Parsons, J. G., et Carrillo, G., 2002. Effects of mixed cadmium, copper, nickel and zinc at different pHs upon alfalfa growth and heavy metal uptake. Environ. Pollut., 119: 291-301.

Polder, M. D., Hulzebos, E. M., et Jager, D. T., 1995. Validation of models on uptake of organic chemicals by plant roots. Environ., 14: 1615-1623.

Puschenreiter, M. et Horak, O., 2000. Influence of different soil parameters on the transfer factor soil to plant of Cd, Cu and Zn for wheat and rye. Bodenkultur, 51: 3-10.

Sauvé, S., Hendershot, W., et Allen H.E., 2000. Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soil: Dependence on pH, Total Metal Burden, and Organic Matter. Environ. Sci. Technol., 34: 1125-1131.

Smith, K. E., Thomas, G. O., et Jones, K. C., 6-1-2001. Seasonal and species differences in the air-pasture transfer of PAHs. Environ. Sci. Technol., 35: 2156-2165.

Travis, C. C. et Arms, A. D., 1988. Bioconcentration of organics in beef, milk and vegetation. Environ. Sci. Technol., 22: 277-283.

U.S. EPA, 1992. Technical support document for the land application of sewage sludge, volume I. U.S. Environmental Protection Agency. 763 pages.

U.S. EPA, 1996. Soil screening guidance: technical background document. 168 pages.

U.S. EPA, 1999a. Draft risk assessment for cement kiln dust used as an agricultural soil amendment. Appendix A. Cement kiln dust rpper review.

U.S. EPA, 8-1-1999b. Estimating risk from contaminants contained in agricultural fertilizers - draft report.

U.S. EPA, 2001. Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites - Peer review draft. U.S. EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response.

ANNEXE 7

ÉQUATION RETENUE POUR LA CONCENTRATION DE CONTAMINANTS EN PROVENANCE DES SOLS CONTAMINÉS DANS LES POUSSIÈRES INTÉRIEURES

ANNEXE 7 : ÉQUATION RETENUE POUR LA CONCENTRATION DE CONTAMINANTS EN PROVENANCE DES SOLS CONTAMINÉS DANS LES POUSSIÈRES INTÉRIEURES

Durant la saison estivale, la concentration dans les poussières intérieures est due au sol de surface contaminé et est estimée comme suit :

$$C_{pous,été} = (C_{surf} \times 0.5)$$ Équation 1

où
$C_{pous,été}$ = concentration dans les poussières intérieures en été (mg/kg)
C_{surf} = concentration dans le sol de surface (mg/kg)

ANNEXE 8

CONCENTRATION DE CONTAMINANTS DANS LE LAIT DE FORMULE ET LE LAIT MATERNEL

ANNEXE 8 : CONCENTRATION DE CONTAMINANTS DANS LE LAIT DE FORMULE ET LE LAIT MATERNEL

1 ESTIMATION DE LA CONCENTRATION DANS LE LAIT DE FORMULE

Le lait de formule peut se présenter sous forme de lait « prêt à servir », de concentré à diluer avec de l'eau ou de poudre à reconstituer avec de l'eau. La concentration de contaminants dans le lait de formule dépend donc *(i)* de la concentration dans la poudre de lait et *(ii)* de la concentration dans l'eau (bruit de fond + critère).

Pour le bruit de fond, la concentration de « contaminant » dans le lait de formule est estimée de la manière suivante :

$$C_{laitf} = (C_{poudre} \times TD) + C_{eau,bf} \qquad \text{Équation 1}$$

où
C_{laitf} = concentration dans le lait de formule reconstitué (mg/L)
C_{poudre} = concentration dans la poudre (mg/kg)
TD = taux de dilution de la poudre dans l'eau (poids poudre/poids d'eau)
$C_{eau,bf}$ = concentration bruit de fond dans l'eau (mg/L)

Toutefois, pour certains contaminants, on ne connaît que la concentration totale dans le lait de formule prêt-à-servir (C_{laitf}). Cette valeur sera alors utilisée directement comme bruit de fond. Quand ces valeurs ne sont pas disponibles, la concentration dans le lait de vache (car le lait de vache est utilisé comme base pour le lait de formule) a été retenue.

Pour la prise en compte de l'effet du sol contaminé sur l'exposition via ingestion de lait de formule, on suppose que la quantité de lait de formule correspondait à une égale quantité d'eau souterraine.

2 ESTIMATION DE LA CONCENTRATION DANS LE LAIT MATERNEL

2.1 Algorithmes utilisés pour estimer la concentration dans le lait maternel

La concentration dans le lait maternel (exprimée en mg/kg de lipides dans le lait) est supposée équivalente à la concentration dans les graisses de la mère. Cette concentration est estimée à partir de la dose de contaminant absorbée par la mère (due à toutes les voies d'exposition), d'un facteur de bioconcentration (BCF_L) et de la demi-vie du contaminant dans l'organisme.

- La dose externe reçue par la mère consiste en la somme des doses reçues par ingestion, inhalation et contact cutané. Elle peut être exprimée en « équivalent dose orale » ($Dext,_{eqoral}$) en tenant compte des facteurs d'absorption liés à chaque voie d'exposition (MEF, 1996) :

$$D_{ext,_{eq\ oral}} = \frac{DE_{oral} \times F_{abs_{oral}} + DE_{inh} \times F_{abs_{inh}} + DA_{cut}}{F_{abs_{oral}}} \qquad \text{Équation 2}$$

où
$Dext,_{eq\ oral}$ = dose externe due à toutes les voies, équivalente à une dose orale (mg/j)
DE_{oral} = dose d'exposition (externe) par voie orale (mg/j)
DE_{inh} = dose d'exposition (externe) par inhalation (mg/j)
DA_{cut} = dose absorbée par voie cutanée (mg/j)
$Fabs_{oral}$ = fraction absorbée par voie orale
$Fabs_{inh}$ = fraction absorbée par inhalation

- Cette dose externe totale permet d'estimer une « concentration équivalente dans l'alimentation » ($C_{eq,oral}$) (MEF, 1996) :

$$C_{eq,oral} = \frac{D_{ext,_{eq\ oral}}}{Q_{alim}} \qquad \text{Équation 3}$$

où
$C_{eq,oral}$ = concentration « équivalente » du contaminant dans l'alimentation de la mère (mg/kg de poids frais)
Q_{alim} = quantité totale d'aliments ingérés par la mère (kg/j de poids frais)

- Le BCF exprimé sur base lipidique (BCF_L) est estimé selon une équation empirique dérivée par Geyer et coll., 1987 à partir de données obtenues chez l'humain pour 10 composés ($2,5 < LogK_{ow} < 6.91$).

$$LogBCF_L = 2,54\,LogKow - 0.22\,(LogKow)^2 - 4,56 \qquad \text{Équation 4}$$

où
BCF_L = facteur de bioconcentration du contaminant dans les tissus adipeux à partir de l'alimentation (sur une base lipidique)
K_{ow} = coefficient de partage octanol/eau

- La concentration de contaminants « équivalente » dans l'alimentation est multipliée par le BCF (exprimé sur base lipidique) pour obtenir la concentration dans les tissus adipeux de la mère. On tient également compte de la demi-vie du contaminant dans l'organisme[34].

[34] Si celle-ci n'est pas connue, $K_{el} = 0$ par défaut. Notons que pour les HAP et les BTEX, l'élimination du contaminant dans l'organisme de la mère et dans le lait maternel n'ont pas été pris en compte pour l'estimation de la concentration dans le lait maternel. La surestimation de l'exposition qui en découle a été discutée lors de la validation de chacune de ces substances.

$$C_{gras} = \sum_{i=0}^{i=N} \left(C_{eq,oral,i} \times e^{-(N-i)K_{el}} \right) \times BCF_L \qquad \text{Équation 5}$$

où
C_{gras} = concentration de contaminants dans les tissus adipeux de la mère (mg/kg gras)
Ceq,oral,i = concentration « équivalente » du contaminant dans l'alimentation de la mère à l'âge i (mg/kg de poids frais)
N = âge de la mère au troisième mois de grossesse (ici, 28 ans par défaut)
i = âge de la mère entre 0 et 28 ans (une valeur de i est utilisée pour chaque année d'âge (1, 2, 3 ans…), et on utilise aussi l'âge de 6 mois). Cela permet d'estimer la dose externe (et la concentration équivalente orale) en tenant compte de l'exposition de la mère selon la tranche d'âge
K_{el} = constante d'élimination du contaminant de l'organisme (an^{-1}) ($K_{el} = \ln 2/t_{1/2}$)
BCF_L = facteur de bioconcentration dans les tissus adipeux à partir de l'alimentation (exprimé sur base lipidique)

- Enfin, la concentration dans le lait maternel est estimée égale à la concentration dans les tissus adipeux, sur une base lipidique. La concentration dans le lait entier est donc estimée comme suit :

$$C_{lait} = C_{gras} \times F_{lip} \times \rho_{lait} \qquad \text{Équation 6}$$

où
C_{lait} = concentration du contaminant dans le lait maternel entier (mg/L lait)
F_{lip} = pourcentage de lipides dans le lait entier maternel
ρ_{lait} = densité du lait maternel (kg/L)

2.2 Application aux cas de sites contaminés

Lorsque l'évaluation de risque est utilisée pour estimer le niveau de risque associé à une nouvelle utilisation d'un site contaminé, il convient d'estimer le risque, entre autres, pour les premières années de vie. Dans ce contexte, on ne peut pas considérer que la mère a été exposée durant une longue période avant la naissance de l'enfant. Il faudra donc tenir compte *(i)* de l'exposition de la mère au bruit de fond avant, pendant et après sa grossesse (selon le contaminant), *(ii)* de l'exposition de la mère pendant et après sa grossesse aux contaminants présents sur le site contaminé et *(iii)* de la demi-vie dans l'organisme quelle que soit la source d'exposition (bruit de fond ou exposition au site).

Pour les contaminants qui ne s'accumulent pas dans les graisses, l'exposition précédant la grossesse devrait être négligeable (pas d'accumulation au cours du temps). Par contre, pour des contaminants hautement bioaccumulables (par exemple, les organochlorés), la prise en compte de la charge corporelle bruit de fond peut avoir un impact sur le résultat final.

2.3 Valeurs des paramètres utilisés

2.3.1 Taux d'exposition de la mère

Étant donné que l'âge moyen de la mère à l'accouchement est de 28,55 ans (Institut de la statistique du Québec, 2001), on considèrera des taux d'exposition moyens (MSSS, 2002) entre la naissance et le 28e anniversaire, et des taux d'ingestion d'eau et d'aliments majorés de 15 % entre le 28e et le 29e anniversaire de la mère (MEF 1996).

2.3.2 Doses bruit de fond

Les doses bruit de fond utilisées pour l'exposition de la mère sont celles fournies par Santé Canada (dans le cadre de l'établissement de critères de sols) ou par Environnement Canada (dans le cadre de la *Loi canadienne de protection de l'environnement*). Les doses originales étant exprimées à différents âges, des valeurs représentant les cinq tranches d'âge retenues ont été dérivées. La concentration dans le lait due au bruit de fond est estimée pour une période d'allaitement de 6 mois (valeur moyenne entre concentration à 28,5 et à 29 ans). La concentration dans les tissus gras de la mère est estimée annuellement entre 0 et 29 ans.

2.3.3 Doses additionnelles dues au critère

La concentration dans les tissus gras de la mère due à l'exposition additionnelle relative au site contaminé au niveau du critère est estimée entre 28 et 29 ans, soit lors des six derniers mois de grossesse et des six mois d'allaitement. La demi-vie est prise en compte, mais la diminution de la charge corporelle en contaminant due à l'allaitement n'est pas considérée. Les taux d'ingestion d'eau et d'aliments sont les taux moyens pour la femme adulte majorés de 15 %.

2.3.4 Autres paramètres

La densité du lait maternel est comprise entre 1,026 et 1,037 kg/L (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 1998). La valeur par défaut de 1,031 kg/L a été retenue.

Le pourcentage de lipides dans le lait maternel retenu dans notre estimation est de 4,5 % (45 g/kg). Cette valeur recommandée par le MEF, 1996 est très proche du 68^{e} centile (moyenne + 1 écart type) de la teneur en lipides mesurée par Butte et coll., 1984 cités par le U.S. EPA, 1997 chez 40 femmes, pendant les 4 premiers mois d'allaitement. Selon cette même étude, la concentration moyenne et le 95^{e} centile seraient de 34,4 µg/kg et de l'ordre de 51 g/kg, respectivement. La valeur recommandée par le U.S. EPA, 1997 est de 40 g/kg. La valeur retenue pour la présente évaluation est donc moyennement conservatrice.

Les valeurs des paramètres non spécifiques des contaminants utilisés dans les différentes équations sont présentées dans le tableau 1.

Tableau 1. Valeurs des paramètres non spécifiques des contaminants utilisés pour estimer la concentration de contaminants dans le lait maternel

Paramètres[1]	**Valeurs retenues par défaut**	**Référence**
Âge moyen de la mère à l'accouchement (an)	28,55	Statistiques Québec[2]
Poids corporel moyen de la mère (kg)	63,1	MSSS, 2002
Proportion de lipides dans le lait maternel	0,045	MEF, 1996
Densité du lait (kg/L)	1,031	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 1998
Quantité totale d'aliments ingérés par la (future) mère selon son âge (kg m.f./j) De 0 à 28 ans De > 28-29 ans	 variable 2,546	 MSSS, 2002 Voir note[3]
Quantité d'eau ingérée par la (future) mère en fonction de son âge (L/j) De 0 à 28 ans De > 28-29 ans	 variable 1,874	 MSSS, 2002 Voir note[3]
Quantité d'air inhalé par la (future) mère en fonction de son âge (m^3/j) De 0 à 28 ans De > 28-29 ans	 variable 14,4	 MSSS, 2002
Quantité de sol et de poussières ingérée par la (future) mère en fonction de son âge (mg/j)[4] De 0 à 28 ans De > 28-29 ans	 variable 20	 MSSS, 2002 MSSS, 2002

[1] Avant la grossesse, les taux d'ingestion et d'inhalation sont ceux recommandés par le MSSS pour chaque groupe d'âge.

[2] Valeur moyenne pour le Québec en l'an 2000 (Institut de la statistique du Québec, 2001).

[3] Valeur recommandée par le MSSS, 2002 pour les femmes âgées de 19 ans et plus, majorée de 15 %.

[4] En été, 65 % de la quantité ingérée correspond à du sol et 35 % à des poussières intérieures. Durant les cinq mois d'hiver, les poussières intérieures représentent 100 % (MSSS, 2002).

LISTE DES RÉFÉRENCES

Institut de la statistique du Québec, 2-6-2001. Naissances et taux de fécondité selon l'âge de la mère, Québec, 1995-2000, Institut de la statistique du Québec, www.stat.gouv.qc.ca/donstat/demograp/naissance/403.htm.

MSSS, 2002. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés. La direction des communications du ministère de la santé et des Services sociaux. 90 pages.

Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 1998. Le lait et les produits laitiers dans la nutrition humaine. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) et Réseau d'information sur les opérations après récolte (INPhO).

U.S. EPA, 1997. Exposure Factors Handbook, Volume 2.

ANNEXE 9

ÉQUATIONS UTILISÉES POUR ESTIMER LES DOSES D'EXPOSITION ASSOCIÉES AUX CRITÈRES

ANNEXE 9 : ÉQUATIONS UTILISÉES POUR ESTIMER LES DOSES D'EXPOSITION ASSOCIÉES AUX CRITÈRES

D'une manière générale, les équations présentées ici se rapportent à l'estimation de l'exposition due uniquement à la contamination critère. L'exposition due uniquement au bruit de fond est estimée, à partir des concentrations connues dans les différents milieux, selon des équations semblables, sauf lorsque notifié.

1 DOSES PAR INGESTION

1.1 Ingestion de sol

La dose d'exposition due à l'ingestion de sol est estimée pour chaque tranche d'âge comme suit :

$$EXP_s^i = \frac{I_s^i \times C_{surf}}{PC_i} \times \frac{7}{12} \times 10^{-3} \qquad \text{Équation 1}$$

où
EXP_s^i = dose d'exposition par ingestion de sol pour la tranche d'âge i (mg/kg-j)
I_s^i = Taux d'ingestion de sol pour la tranche d'âge i (g/j)
C_{surf} = concentration de contaminants dans le sol due au critère (mg/kg)
PC_i = poids corporel pour la tranche d'âge i (kg)
10^{-3} = taux de conversion (kg/g)

Cette dose correspond à la dose journalière moyenne annuelle, car elle tient compte du fait que l'ingestion de sol n'a lieu que pendant la période estivale (7 mois sur 12).

1.2 Ingestion de poussières intérieures

La dose d'exposition due à l'ingestion de poussières intérieures est estimée pour chaque tranche d'âge comme suit :

$$EXP_{pous}^i = \frac{I_{pous}^i \times (7/12 \times C_{pous,été} + 5/12 \times C_{pous,hiver})}{PC_i} \times 10^{-3} \qquad \text{Équation 2}$$

où
EXP_{pous}^i = dose d'exposition par ingestion de poussières pour la tranche d'âge i (mg/kg-j)
I_{pous}^i = Taux d'ingestion de poussières pour la tranche d'âge i (g/j)
$C_{pous,été}$ = concentration estivale de contaminant dans les poussières intérieures due au critère (mg/kg)[35]
$C_{pous,hiver}$ = concentration hivernale de contaminant dans les poussières intérieures due au critère (mg/kg)[36]
PC_i = poids corporel pour la tranche d'âge i (kg)
10^{-3} = taux de conversion (kg/g)

[35] Lors du calcul de l'exposition au bruit de fond à partir des concentrations bruit de fond dans les poussières, la concentration dans les poussières est constante durant l'année.

[36] En hiver, la contamination des poussières due au sol est considérée nulle. Par contre, pour l'estimation du bruit de fond, on tiendra compte de l'exposition aux poussières toute l'année (remplacer $C_{pous,été/hiver}$ par $C_{pous,bf}$).

1.3 Ingestion de plantes contaminées

La dose d'exposition par ingestion de plantes contaminées par le sol est estimée comme suit :

$$EXP_{pl,j}^{i} = \sum_{j=1}^{n} C_{pl,j} \times FC_{pl,j} \times I_{pl,j}^{i} \times 10^{-3}$$ Équation 3

où
$EXP_{pl,j}^{i}$ = dose d'exposition par ingestion de plantes contaminées (j) pour la tranche d'âge i (mg/kg-j)
$C_{pl,j}$ = concentration de contaminants dans le tissu de la plante contaminée (mg/kg m.s. plante)
$FC_{pl,j}$ = fraction des plantes (pl) qui ont été cultivées sur le sol contaminé au niveau du critère[37]
$I_{pl,j}^{i}$ = consommation journalière de plante (pl) pour la tranche d'âge i (g m.s. plante/kg-jour)
n = nombre de catégories de plantes consommées contaminées
10^{-3} = taux de conversion (kg/g)

1.4 Ingestion d'eau contaminée

La contamination par ingestion d'eau souterraine contaminée par le sol est estimée comme suit :

$$EXP_{e}^{i} = \frac{C_{sout} \times I_{eau}^{i}}{PC_{i}}$$ Équation 4

où
EXP_{e}^{i} = dose apportée par l'ingestion d'eau souterraine contaminée pour la tranche d'âge i (mg/kg-j)
C_{sout} = concentration dans l'eau souterraine due au critère (mg/L)
I_{eau}^{i} = taux d'ingestion d'eau pour la tranche d'âge i (L/j)
PC_i = poids corporel pour la tranche d'âge i (kg)

1.5 Ingestion de lait par les bébés

Pour estimer l'exposition des nourrissons aux contaminants du sol, deux approches ont été envisagées. La première consiste à considérer que les nourrissons sont nourris avec du lait maternisé en poudre reconstitué avec de l'eau potable souterraine potentiellement contaminée par le sol, et la seconde considère que les nourrissons sont nourris au sein. Les estimations seront donc menées en parallèle, et le mode d'alimentation qui conduit à l'exposition la plus forte sera retenu pour l'estimation de la dose d'exposition totale et l'évaluation du risque (ce choix se fera au cas par cas).

1.5.1 Ingestion de lait maternisé

L'exposition des nourrissons consommant du lait de formule dépend i) du niveau de contamination (bruit de fond) de la poudre de lait maternisé et ii) du niveau de contamination (bruit de fond et critère) de l'eau utilisée (ici, eau souterraine).

[37] Pour l'estimation de l'exposition due au bruit de fond, ce paramètre est supprimé.

Ainsi, pour estimer l'exposition due à l'ingestion de lait maternisé (associée au critère), on ne tiendra compte que de la quantité d'eau contaminée par les sols et utilisée pour reconstituer le lait :

$$EXP_{laitf} = \frac{I_{lf} \times C_{sout}}{PC_i}$$ Équation 5

où
EXP_{laitf} = dose d'exposition des nourrissons (0-6 mois) par le lait de formule reconstitué avec de l'eau souterraine (mg/kg-j)
I_{lf} = taux d'ingestion de lait de formule pour les nourrissons (0-6 mois) (L/j)
C_{sout} = concentration dans l'eau souterraine due au critère (mg/L)
PC_i = poids corporel pour la tranche d'âge i (kg)

Pour estimer la dose d'exposition associée à l'ingestion de lait maternisé (bruit de fond), on tiendra compte à la fois de la concentration bruit de fond du contaminant dans l'eau et de la concentration du contaminant dans la poudre :

$$EXP_{laitf,bf} = \frac{I_{lf} \times C_{lait,bf}}{PC_i}$$ Équation 6

où
$EXP_{laitf,bf}$ = dose d'exposition liée au bruit de fond dans le lait de formule reconstitué (mg/kg-j)
I_{lf} = taux d'ingestion de lait de formule pour les nourrissons (0-6 mois) (L/j)
$C_{lait,bff}$ = concentration bruit de fond de contaminant dans le lait de formule reconstitué (provenant de la poudre de lait et de la concentration bruit de fond dans l'eau) (mg/L)
PC_i = poids corporel pour la tranche d'âge i (kg)

1.5.2 Ingestion de lait maternel

$$EXP^{i}_{laitm} = \frac{C_{mgl} \times f_3 \times f_4 \times I_{laitm}}{PC_i}$$ Équation 7

où
EXP^{i}_{laitm} = dose d'exposition des enfants nourris au sein pour la tranche d'âge i (0-6 mois seulement) (mg/kg-j)
C_{mgl} = concentration du contaminant dans les matières grasses du lait (mg/kg lait)
f_3 = proportion de matières grasses dans le lait
f_4 = proportion de contaminant qui est absorbé
I_{laitm} = taux d'ingestion de lait maternel (kg lait/j)
PC_i = poids corporel pour la tranche d'âge i (kg)

1.6 Dose totale par ingestion

La dose totale par ingestion est estimée comme la somme de toutes les doses reçues par ingestion et par tranche d'âge :

$$DE^{i}_{ing} = EXP^{i}_{s} + EXP_{pous}i + EXP^{i}_{pl} + EXP^{i}_{e} + (EXP^{i}_{laitm} \text{ ou } EXP^{i}_{laitf}) \qquad \text{Équation 8}$$

où
DE_{ing}^{i} = dose d'exposition par ingestion pour la tranche d'âge i (mg/kg-j)
EXP_{s}^{i} = dose d'exposition par ingestion de sol pour la tranche d'âge i (mg/kg-j)
EXP_{pous}^{i} = dose d'exposition par ingestion de poussières pour la tranche d'âge i (mg/kg-j)
EXP_{pl}^{i} = dose d'exposition par ingestion de plantes pour la tranche d'âge i (mg/kg-j)
EXP_{e}^{i} = dose apportée par l'ingestion d'eau souterraine pour la tranche d'âge i (mg/kg-j)
EXP^{i}_{laitm} = dose d'exposition des enfants nourris au sein pour la tranche d'âge i (0-6 mois seulement) (mg/kg-j)
$EXP_{laitf,}^{i}$ = dose d'exposition due au lait de formule reconstitué (mg/kg-j)

1.7 Taux d'ingestion utilisés

Les taux d'ingestion utilisés sont ceux présentés au tableau 1. Ces taux ont été tirés et adaptés des lignes directrices du MSSS, 2002. Chez les enfants de moins de 6 mois, un scénario tenant compte de l'allaitement maternel a été pris en compte. Les taux d'ingestion de lait de formule et d'eau potable ont été ajustés. Enfin, les taux d'ingestion des aliments solides de cette classe d'âge ont été ajustés selon les recommandations de l'Institut national de santé publique du Québec, 2003.

Chez les 5 ans et plus, les taux d'ingestion d'aliments tirés de Richardson, 1997 et recommandés par les lignes directrices du MSSS, 2002 ont été augmentés de façon à tenir compte des taux d'ingestion chez les « mangeurs seulement », c'est-à-dire ceux qui avaient effectivement consommé les aliments lors de l'enquête de *Nutrition Canada* de 1970-1972. En effet, les taux d'ingestion de Richardson, 1997 retenus par les lignes directrices avaient considéré les quantités d'aliments consommés par les « mangeurs seulement » et les avaient répartis sur l'ensemble des personnes interrogées lors de cette enquête selon l'équation suivante :

$$T_{ing,x\ LIGNES} = \frac{\sum Q_{a\lim,x}}{N_{ind,class}} \qquad \text{Équation 9}$$

où
$T_{inges,x\ LIGNES}$= taux d'ingestion moyen d'un groupe d'aliments x pour une classe d'âge calculé en rapportant les quantités ingérées par les « mangeurs seulement » à tous les individus de l'enquête (en kg poids frais/j)
$\sum Q_{alim,x}$ = somme de toutes les quantités d'un groupe d'aliments x consommés par les « mangeurs seulement » d'une classe d'âge selon l'enquête de *Nutrition Canada* de 1970-1972 (en kg poids frais/j)
$N_{ind,class}$ = nombre total d'individus d'une classe d'âge interrogés durant l'enquête (sans unité)

Les taux d'ingestion retenus dans ce document pour les 5 ans et plus ont été estimés à partir de l'équation suivante[38] :

[38] Soulignons que les conclusions de la présente étude ne seraient pas différentes si nous avions utilisé les taux d'ingestion d'aliments originalement proposés par les lignes directrices du MSSS, 2002.

$$T_{ing,x\ VAL} = \frac{T_{ing,x\ LIGNES}}{\sum_{x} T_{ing,x}} \times T_{ing,total} \qquad \text{Équation 10}$$

où

$T_{ing,x\ VAL}$ = taux d'ingestion moyen d'un groupe d'aliments x pour une classe d'âge estimé en considérant la consommation des « mangeurs seulement » réparti aux « mangeurs seulement » de l'enquête (kg poids frais/jour)

$T_{ing,x,LIGNES}$ = taux d'ingestion moyen d'un groupe d'aliments x pour une classe d'âge calculé en rapportant les quantités ingérées par les « mangeurs seulement » à tous les individus de l'enquête (en kg poids frais/j)

$\Sigma T_{ing,x}$: somme des quantités de tous les types d'aliments par une classe d'âge (somme des valeurs de Ting,x)

$T_{ing,total}$: quantité totale de *l'Ensemble des aliments selon Richardson, 1997*

Tableau 1. Taux d'ingestion retenus

Tranches d'âge	**< 6 mois**	**0,5-4 ans**	**> 4-11 ans**	**> 11-19 ans**	**20 ans +**
Consommation d'eau potable[1] (L/jour)	0,100[2]	0,728	0,985	1,232	1,584
Ingestion de sol et poussières intérieures (mg/jour)[3]	20	150	35	20	20[4]
Consommation d'aliments (kg poids frais/jour)					
Lait maternel	0,742	0	0	0	0
Lait de formule	0,812[5]	0,060[6]	0,000	0,000	0,000
Lait et produits laitiers	0	0,592	0,669	0,678	0,462
Viandes et œufs	0,010	0,086	0,134	0,197	0,269
Poissons et fruits de mer[7]	- [8]	0,015	0,015	0,015	0,015
Légumes racines	0,020	0,105	0,176	0,265	0,306
Autres légumes[9]	0,015	0,067	0,107	0,139	0,222
Fruits et jus de fruits	0,020	0,234	0,293	0,299	0,396
Céréales	0,040	0,168	0,289	0,327	0,359
Sucre	0,010	0,052	0,078	0,091	0,106
Huile et noix	0,001	0,026	0,049	0,067	0,080
Total des aliments	**0,928**[10]	**1,405**	**1,810**	**2,079**	**2,214**
Fraction des aliments consommés d'origine locale[11]	Lait, viande, poisson : ne s'applique pas Légumes racines, autres légumes, fruits et jus de fruits : 10 % Céréales : 0 %				

[1] Exclut l'eau utilisée pour la préparation de lait de formule.

[2] Quantité d'eau estimée pour désaltérer et pour préparer certains aliments solides.

[3] Nous avons assumé que 65 % de la quantité ingérée est constituée de sol et 35 % de poussières intérieures durant l'été. Durant l'hiver, 100 % de la quantité ingérée est constituée de poussières intérieures. La durée de l'été est de 7 mois et celle de l'hiver de 5 mois.

[4] Valeurs à utiliser pour les travailleurs à l'extérieur : 50 à 100 mg/jour.

[5] Valeur déterminée selon Hofvander et coll., 1982 et Kohler et coll., 1984 cités par le U.S. EPA, 1997.

[6] Valeur correspondant à une prise de 0,812 L/j de 6 à 9 mois répartie jusqu'à 4 ans.

[7] La valeur de 0,015 kg/jour (Santé Québec, 1995) a été proposée parce qu'elle nous apparaissait plus réaliste que celle proposée par Richardson, 1997.

[8] Dans les données de Richardson, 1997, un seul des 67 enfants du groupe avait consommé du poisson. Compte tenu de l'âge de ce groupe et de la faible proportion d'enfants ayant consommé du poisson et des fruits de mer, le taux d'ingestion de ces aliments a été considéré comme étant nul.

[9] Autres légumes = légumes feuilles + légumes fruits. Les légumes feuilles représentent 15, 23, 20, 20 et 30 % de cette catégorie, pour les tranches d'âge 0-6 mois, 6 mois-4 an, >4-11 ans, >11-19 an et >19 ans, respectivement (MEF, 1996).

[10] Exclut allaitement maternel.

[11] Selon le CCME, 1996; MSSS, 1999.

Source : MSSS, 2002 (basé sur Richardson, 1997) adapté tel que décrit au début de la section 1.7.

2 DOSES PAR INHALATION

2.1 Estimation de la dose inhalée

La dose par inhalation sera calculée comme une dose globale (vapeurs + particules) comme suit :

$$DE_{inh}^{i} = \frac{(C_{ext} \times T_{ex,i} + C_{aint} \times T_{in,i}) \times Inh_i}{PC_i}$$ Équation 11

où
DE_{inh}^{i} = dose d'exposition par inhalation de vapeurs et particules pour la tranche d'âge i (mg/kg-j)
C_{ext} = concentration totale de contaminant dans l'air extérieur (mg/m^3)
$T_{ex,i}$ = fraction de la journée passée à l'extérieur pour la tranche d'âge i
C_{aint} = concentration totale de contaminant dans l'air intérieur (mg/m^3)
$T_{in,i}$ = fraction de la journée passée à l'intérieur pour la tranche d'âge i
Inh_i = taux d'inhalation pour la tranche d'âge i
PC_i = poids corporel pour la tranche d'âge i (kg)

2.2 Taux d'inhalation utilisés

Les taux d'inhalation retenus sont ceux recommandés par MSSS, 1999, à savoir : 4,5, 9,3, 14,5, 15,8 et 15,8 m^3 d'air par jour, pour les < 6 mois, 6 mois-4 ans, > 4-11 ans, > 11-19 ans, et plus de 19 ans, respectivement.

3 DOSES REÇUES PAR CONTACT CUTANÉ

L'exposition via le contact cutané dépend de la concentration et de la biodisponibilité du contaminant dans la matrice, de la surface de peau exposée et de la durée de l'exposition. Dans tous les cas, la dose reçue par contact cutané est donc une *dose interne* contrairement aux doses d'exposition par ingestion et par inhalation qui sont des *doses externes*.

En 1992, le U.S. EPA avait publié un rapport intermédiaire concernant l'évaluation de l'exposition par contact cutané (U.S. EPA, 1992). Un nouveau document intermédiaire, déjà révisé par des pairs externes à cette agence, a été récemment soumis à la consultation publique (U.S. EPA, 2001). C'est à partir de ce document que la méthodologie pour estimer l'exposition aux contaminants du sol via contact avec le sol et avec l'eau contaminée, si cela est pertinent, a été établie.

Que l'exposition provienne du contact avec le sol/poussières ou avec l'eau, la dose absorbée durant la tranche d'âge est ensuite estimée comme suit :

$$EXPa_{cut,milieu} = \frac{EXPa_{even,milieu} \times FE \times EV \times Surf_i}{PC_i \times 12}$$ Équation 12

où
$EXPa_{cut,milieu}$ = Dose moyenne de contaminant absorbée par la peau après contact avec le milieu (sol, poussières ou eau) durant la tranche d'âge i (mg/kg-j)
$EXPa_{even,milieu}$ = Dose de contaminant absorbée par la peau lors d'un événement de contact avec le milieu (mg/cm^2-événement)
FE = fréquence de l'exposition (mois)
EV = fréquence de l'événement (événement/j)
$Surf_i$ = surface de peau exposée durant la tranche d'âge i (cm^2)
PC_i = poids corporel durant la tranche d'âge i (kg)
12 = mois/an

La dose d'exposition totale absorbée par contact cutané est égale à la somme des doses d'exposition au sol, aux poussières et à l'eau :

$$DA_{cut} = EXPa_{cut,sol} + EXPa_{cut,pous} + EXPa_{cut,eau}$$ Équation 13

où
DA_{cut} = dose totale absorbée par contact cutané avec le sol, les poussières et l'eau (mg/kg-j)

3.1 Contact avec le sol ou les poussières

3.1.1 Estimation de la dose absorbée par événement

La dose absorbée par la peau suite à un événement de contact avec le sol contaminé ($EXPa_{even,sol}$) est estimée comme suit :

$$EXPa_{even,sol} = C_{surf} \times T_{adh} \times F_{abs_{cutsol}} \times 10^{-6}$$ Équation 14

où
$EXPa_{even,sol}$ = Dose de contaminant absorbée par la peau lors d'un événement de contact avec le sol (mg/cm^2-événement)
C_{surf} = concentration de contaminants dans le sol (mg/kg)
T_{adh} = taux d'adhérence du sol sur la peau (mg/cm^2-événement)
$Fabs_{cutsol}$ = fraction de contaminant absorbé par la peau à partir du sol
10^{-6} = facteur de conversion (kg/mg)

Pour les poussières, la même équation est utilisée mais le taux d'adhérence sur la peau sera différent (voir tableau 3).

3.1.2 Valeurs des paramètres utilisés

Surface corporelle exposée au sol et aux poussières

Les données de surface corporelle publiées par Richardson, 1997 et recommandées par le MSSS, 2002 correspondent aux moyennes arithmétiques des surfaces estimées à partir de données morphologiques (hauteur et poids corporel) des Canadiens et d'équations établies par le U.S. EPA, 1997. Les valeurs obtenues représentent donc adéquatement des valeurs moyennes de la population canadienne, comme cela est recommandé par le U.S. EPA, 2001.

Pour l'exposition cutanée aux contaminants présents dans le sol, la surface du corps exposée au sol recommandée par le U.S. EPA, 2001 correspond, pour les adultes, à la surface de la tête, des mains, des avant-bras et des jambes inférieures (scénario résidentiel) ou à la surface de la tête, des mains et des avant-bras (scénario commercial/industriel). Pour les enfants, la surface des pieds est ajoutée à la surface retenue pour les adultes (scénario résidentiel). Les surfaces correspondantes que nous avons utilisées sont celles recommandées par le MSSS, 1999. La surface de la tête a été estimée en considérant que la tête représente 18,2, 15,6, 13,0, 8,6 et 7,5 % de la surface corporelle totale pour les 0-6 mois, > 6 m-4 ans, > 4-11 ans, > 11-19ans et > 19 ans, respectivement (U.S. EPA, 1997) (tableau 3).

Adhérence du sol à la peau

Le taux d'adhérence (T_{adh}) du sol correspond à la quantité de sol qui peut adhérer à la peau par unité de surface corporelle. Le taux d'adhérence dépend essentiellement de trois facteurs, à savoir les propriétés du sol, les parties du corps en contact et l'activité de l'individu. En règle générale, l'adhérence sur les mains est la plus forte. Des valeurs (moyenne géométrique et 95^{e} centile) de taux d'adhérence pondérées par rapport à la surface exposée et spécifiques à différentes activités ont été proposées par le U.S. EPA, 2001. Celles-ci varient entre 0,01 et 21 mg/cm^2 pour la moyenne géométrique et entre 0,06 et 231 mg/cm^2 pour le 95^{e} centile (tous âges et activités confondus).

Étant donné que le risque est évalué pour un individu fortement exposé, il faut utiliser des valeurs conservatrices, représentatives d'une exposition importante, mais réaliste. Deux options sont alors possibles : soit on sélectionne une activité qui conduit à une exposition élevée, et on retient le taux d'adhérence pondéré moyen (50^{e} centile), soit on retient une activité qui conduit à une exposition moyenne et on utilise le taux d'adhérence le plus élevé (95^{e} centile).

Respectant ce principe, nous avons suivi les recommandations du U.S. EPA, 2001 et la valeur de 0,07 mg/cm^2 a été retenue pour les adultes (scénario résidentiel, correspond au 50^{e} centile des valeurs pondérées pour les jardiniers, lesquels représentent l'activité la plus propice au contact avec le sol) et celle de 0,2 mg/cm^2 pour les enfants (95^{e} centile des valeurs pondérées pour enfant en garderie ou 50^{e} centile de valeurs pondérées pour un enfant qui joue sur du sol humide) et pour les travailleurs (50^{e} centile de valeurs pondérées pour ouvrier de maintenance) (tableau 3).

Absorption cutanée à partir du sol

Pour déterminer la dose absorbée à partir du sol, il est nécessaire de connaître la fraction de contaminant du sol qui est absorbée à travers la peau. La fraction de contaminant absorbée dépend de plusieurs facteurs, incluant les propriétés physicochimiques du contaminant, les propriétés du sol, les caractéristiques de la peau et l'épaisseur de la couche de sol à la surface de la peau. Théoriquement, la fraction maximale absorbée serait obtenue lorsque la peau est recouverte d'une couche simple (« mono-layer ») de particules de sol. Il est cependant difficile d'attribuer un taux d'adhérence générique qui représente cette condition, celui-ci variant en fonction de la granulométrie du sol (le taux d'adhérence varie entre 5,4 mg/cm^2 (silt argileux) et 61 mg/cm^2 (sable) pour une couche simple) (U.S. EPA, 2001).

Des valeurs expérimentales de la fraction d'absorption cutanée ont été déterminées à partir du sol pour quelques substances. Le U.S.EPA a effectué une sélection de données qui sont présentées au tableau 2. Pour les métaux, la valeur de 0,001 proposée par le U.S. EPA, 2001 a été retenue pour le cadmium

comme valeur par défaut, et arbitrairement pour les autres métaux[39]. Les valeurs proposées par le U.S. EPA, 2001 pour les organiques ont également été retenues (tableau 2).

Tableau 2. Fraction de contaminant absorbé par la peau à partir du sol

Contaminant	Fraction d'absorption cutanée à partir du sol ($Fabs_{cut}$)[1]
Cadmium	0,001
Composés organiques semi-volatils	0,10
Benzo(a)pyrène et autres HAP	0,13
BPC	0,14
TCDD et autres dioxines	0,03
Pentachlorophénol	0,25

[1] Valeurs expérimentales.

Source : U.S.EPA, 2001.

Paramètres d'exposition

Les valeurs des paramètres d'exposition par contact cutané avec le sol ou les poussières sont présentées dans le tableau 3.

[39] Le U.S. EPA, 2001 avait proposé un taux d'absorption cutanée à partir du sol de 0,03 pour l'arsenic. Nous n'avons pas retenu cette valeur car elle a été obtenue à partir d'un sol contaminé par une solution de H_3AsO_4 (Wester et coll., 1993) qui est une forme d'arsenic beaucoup plus soluble, et donc beaucoup plus disponible, que la forme d'arsenic habituellement rencontrée dans le sol.

Tableau 3. Valeurs des paramètres d'exposition par contact cutané avec le sol ou les poussières

Tranches d'âge	< 6 mois	0,5-4 ans	> 4-11 ans	> 11-19 ans	20 ans et +
Surface corporelle exposée au sol et aux poussières en été (Surfété, cm^2)	1840	2893	4522	6202	5626[1] 3338[2]
Surface corporelle exposée au sol au printemps et en automne (Surfsolpraut, cm^2)[3]	979	1386	1908	2130	2213
Surface corporelle exposée au sol en hiver (surfsolhiv, cm^2)	0	0	0	0	0
Surface corporelle exposée aux poussières au printemps, en automne et en hiver (surfpousprauthiv, cm^2)[3]	979	1386	1908	2130	2213
Fréquence de l'exposition au sol (mois/an)	2[4]	7	7	7	7
Fréquence de l'exposition aux poussières intérieures contaminées (mois/an)	6	7	7	7	7
Fréquence de l'exposition aux poussières intérieures non contaminées (bruit de fond) (mois/an)	6	12	12	12	12
Taux d'adhérence sol/peau pondérés (T_{adh}, mg/cm^2)[5]	0	0,2	0,2	0,07	0,07[1] 0,2[2]
Taux d'adhérence poussières/peau pondérés (T_{adh}, mg/cm^2)[6]	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04

[1] Pour scénario résidentiel (de 0 à 19 ans : tête, mains, avant-bras, jambes inférieures et pieds ; adultes : idem sauf pieds) (dérivé du U.S. EPA, 2001 et du MSSS, 1999).
[2] Pour scénario commercial/industriel (tête, mains, avant-bras) (dérivé du U.S. EPA, 2001 et du MSSS, 1999).
[3] Surface de la tête et des mains (les autres parties du corps sont protégées par les vêtements).
[4] On considère que les bébés ne sont pas en contact avec le sol avant l'âge de 4 mois.
[5] Selon le U.S. EPA, 2001.
[6] 95^{e} centile de la valeur correspondant à l'activité qui conduit à la plus faible exposition (U.S. EPA, 2001).

Note : Pour l'exposition cutanée, l'été est défini comme juin, juillet et août (3 mois), le printemps comme avril-mai (2 mois), l'automne comme septembre-octobre (2 mois) et l'hiver comme novembre à mars (5 mois). Ces appellations sont en fait reliées à la façon de s'habiller au Québec en fonction de la température (été, printemps-automne) et à l'accès au sol (pas d'accès en hiver car enneigement ou sol gelé).

Source : MSSS, 1999 et U.S. EPA, 2001.

3.2 Contact cutané avec l'eau contaminée

3.2.1 Estimation de la dose absorbée par événement

La dose absorbée à partir de l'eau à chaque événement ($EXPa_{even,eau}$) dépend de la perméabilité cutanée du composé présent dans l'eau, laquelle dépend à la fois des caractéristiques du composé et de la peau, de la concentration du composé dans l'eau, et du temps nécessaire à l'atteinte de l'équilibre entre la concentration dans le *stratum corneum* et l'épiderme viable (tableau 4). Le coefficient de perméabilité cutané (Kp) est déterminé, pour les composés organiques[40], à partir de la régression de données expérimentales obtenues pour 87 substances de poids moléculaire compris entre 18 et > 750 et dont le LogKow est compris entre -3 et +6 (U.S. EPA, 2001):

[40] Cependant, cette équation n'est pas valide pour les composés hautement lipophiles, tels que dioxines, BPC ou certains HAP, pour lesquelles la valeur de Kp est surestimée. Pour ces substances, nous avons donc retenu la limite de confiance inférieure de Kp (tableau 4) (U.S. EPA, 2001).

$$\text{Log Kp} = 0{,}66\text{LogK}_{ow} - 0{,}0056\text{PM} - 2{,}80 \qquad \text{Équation 15}$$

où
Kp = coefficient de perméabilité cutanée de composés organiques dans l'eau (cm/hr)
K_{ow} = coefficient de partage n-octanol:eau
PM = poids moléculaire (g/mol)

Brièvement, trois cas de figure se présentent pour la détermination de la dose absorbée par événement à partir de l'eau :

i) pour les composés organiques, lorsque la durée de l'exposition est inférieure à la période nécessaire pour atteindre l'équilibre ($t_{even} \leq t^*$), l'absorption n'est pas limitée par le transport à travers la peau. Par conséquent, on ne tiendra compte que de la perméabilité cutanée et du temps d'atteinte de l'équilibre :

$$\text{EXPa}_{even,eau} = 2\text{FA} \times \text{Kp} \times \text{C}_{sout} \times 10^{-3} \sqrt{\frac{6\tau_{even} \times t_{even}}{\pi}} \qquad \text{Équation 16}$$

où
$EXPa_{even,eau}$ = dose absorbée par contact cutané avec l'eau lors d'un événement (mg/cm^2-événement)
FA = fraction de contaminant pouvant être absorbée après exposition[41]
Kp = coefficient de perméabilité cutanée (cm/hr)
C_{sout} = concentration de contaminants dans l'eau souterraine (contamination due au critère) ou concentration bruit de fond dans l'eau (mg/L)
τ_{even} = temps de latence par événement (hr/événement)
t_{even} = durée de l'événement (hr/événement)
t^* = temps pour atteindre l'équilibre (hr) = $2.4 \times \tau_{even}$
10^{-3} = facteur de conversion (L/cm^3)

ii) pour les composés organiques, lorsque la durée de l'exposition est supérieure à la période nécessaire pour atteindre l'équilibre ($t_{even} > t^*$), on doit aussi tenir compte du ratio des coefficients de perméabilité dans le *stratum corneum* et l'épiderme viable (B) :

$$\text{EXPa}_{event,eau} = \text{FA} \times \text{Kp} \times \text{C}_{sout} \times 10^{-3} \times \left[\frac{t_{even}}{1+\text{B}} + 2\tau_{even} \times \left(\frac{1+3\text{B}+3\text{B}^2}{(1+\text{B})^2} \right) \right] \text{Équation 17}$$

où
B = ratio du coefficient de perméabilité dans le *stratum corneum* sur le coefficient de perméabilité à travers l'épiderme viable (spécifique du composé, sans unité).

[41] Ce facteur permet de tenir compte des pertes de contaminant lors de la desquamation. En effet, pour atteindre la circulation systémique, la substance doit atteindre l'épiderme et pour cela traverser le *stratum corneum*. Cette couche externe est soumise à la desquamation, et si les composés ne traversent pas très rapidement celle-ci, une partie peut être perdue.

iii) Pour les composés inorganiques, la capacité de la peau à ralentir la vitesse de transport de ces composés est très limitée. On peut donc considérer que les variables B et t_{even} sont égales à zéro, ce qui conduit à l'équation suivante :

$$EXPa_{event,eau} = FA \times Kp \times C_{sout} \times 10^{-3} \qquad \text{Équation 18}$$

3.2.2 Valeurs des paramètres utilisés

Surface corporelle exposée à l'eau

Pour l'exposition cutanée aux contaminants présents dans l'eau, la totalité de la surface corporelle est utilisée. Les données retenues sont celles recommandées par MSSS, 1999, à savoir 3 620, 6 130, 10 140, 15 470, et 17 640 cm^2 pour les 0-6 mois, > 6 m-4 ans, > 4-11 ans, > 11-19 ans et > 19 ans, respectivement. Ces valeurs sont comparables aux valeurs recommandées par le U.S. EPA, 2001 (soit 18 000 cm^2 pour les adultes, et 6 600 cm^2 pour les enfants de 0 à 6 ans).

La durée journalière d'exposition à l'eau est de 0,25 hre (soit 15 min, ce qui correspond à une *moyenne* de 10 min/jour pour la douche et 5 min/jour pour le bain (ou un bain hebdomadaire de 35 min))[42] pour toutes les tranches d'âge. On considère que l'exposition a lieu en une seule fois (1 événement par jour).

Paramètres spécifiques des contaminants

Les paramètres spécifiques des contaminants utilisés pour estimer la dose absorbée par contact cutané avec l'eau sont présentés dans le tableau 4.

[42] Ces valeurs sont en accord avec celles présentées dans le tableau 3 de l'annexe 4.

Tableau 4. Valeur des paramètres spécifiques du contaminant utilisés pour estimer la dose absorbée par contact cutané avec l'eau

Contaminant	Coefficient de perméabilité cutané à partir de l'eau Kp (cm/hr)	Ratio coefficient de perméabilité stratum corneum/epiderme viable B	Temps de latence τ_{even} (hr)	Temps pour atteindre l'équilibre t* (hr)	Fraction d'absorption FA
Arsenic	0,001[1]	n.a.	n.a.	n.a.	1,0[1]
Cadmium	0,001[2]	n.a.	n.a.	n.a.	1,0[1]
Chrome III	0,001[2]	n.a.	n.a.	n.a.	1,0[1]
Chrome VI	0,002[2]	n.a.	n.a.	n.a.	1,0[1]
Cuivre	0,001[2]	n.a.	n.a.	n.a.	1,0[1]
Mercure[3]	0,001[2]	n.a.	n.a.	n.a.	1,0[1]
Nickel	0,0002[2]	n.a.	n.a.	n.a.	1,0[1]
Plomb	0,001[1]	n.a.	n.a.	n.a.	1,0
Zinc	0,0006[2]	n.a.	n.a.	n.a.	1,0[1]
Benzène	0,015	0,1	0,29	0,7	1,0
Toluene	0,031	0,1	0,35	0,84	1,0
Ethylbenzène	0,049	0,2	0,42	1,01	1,0
Xylene	0,053	0,2	0,42	1,01	1,0
Benzo(a)anthracène	0,017[4]	0,1	1,99	4,78	1,0
Benzo(a)pyrène	0,024[4]	0,15	2,72	6,52	1,0
Benzo(b)fluoranthène	0,024[4]	0,15	2,72	6,52	1,0
Chrysène	0,017[4]	0,1	1,99	4,78	1,0
Dibenzo(a,h)anthracène	0,049[4]	0,31	3,8	9,12[1]	1,0
Fluoranthène	0,22[4]	1,2	1,45	5,56	1,0
Fluorène	0,0316	0,15	0,9	2,16	1,0
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0,035[4]	0,22	3,70	8,89	0,6
Naphtalène	0,047	0,2	0,55	1,32	1,0
Phénanthrène	0,14[4]	0,7	1,04	2,51	1,0
BPC (hexachlorobiphényl)	0,014[4]	0,1	11,04	26,5	0,14
TCDD	0,81	5,6	6,67	16,02	0,5
Pentachlorophenol	0,39[4]	2,5	3,33	7,82	0,9

[1] Valeurs par défaut à partir des résultats.
[2] Valeurs expérimentales.
[3] Sous forme soluble (sels), insoluble ou métallique.
[4] Valeur correspondant à la limite de confiance inférieure (95 %). Voir texte pour explication.

Selon U.S. EPA, 2001.
n.a. : non applicable.

4 POIDS CORPOREL

Les valeurs retenues pour le poids corporel en fonction des différentes tranches d'âge sont celles recommandées par le MSSS, 1999, soit 8,2, 16,5, 32,9, 59,7 et 70,7 kg pour les < 6 mois, 6 mois-4 ans, > 4-11 ans, > 11-19 ans et plus de 19 ans.

LISTE DES RÉFÉRENCES

CCME, 1996. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. 186 pages.

Institut national de santé publique du Québec 2003. Mieux vivre avec notre enfant de la naissance à deux ans. 472 pages.

MSSS, 1999. Évaluation du risque toxicologique au Québec. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et l'examen de réhabilitation de terrains contaminés. 90 pages.

MSSS, 2002. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés. La direction des communications du ministère de la santé et des Services sociaux. 90 pages.

Richardson, G. M., 1997. Compendium of canadian human exposure factors for risk assessment. O'Connor Associates Environmental Inc.and G.M.Richardson. 74 pages.

Santé Québec, 1995. Les Québécois et les Québécoises mangent-ils mieux? Rapport de l'enquête québécoise sur la nutrition. Santé Québec. 317 pages.

U.S. EPA, 1992. Dermal exposure assessment: principles and applications. Office of Research and Environmental Assessment/OHEA.

U.S. EPA, 1997. Exposure Factors Handbook, Volume 1. General factors.

U.S. EPA, 2001. Risk assessment guidance for superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment) - Interim (review draft for public comment). Office of Emergency and remedial response, U. S. EPA Washington DC.

Wester, R. C., Maibach, H. I., Sedik, L., Melendres, J., et Wade, M., 1993. In vivo and in vitro percutaneous absorption and skin decontamination of arsenic from water and soil. Fundam. Appl. Toxicol., 20: 336-340.

ANNEXE 10

APPROCHES POUR L'ESTIMATION DU RISQUE CANCÉRIGÈNE DU U.S.EPA ET DE SANTÉ CANADA

ANNEXE 10 : APPROCHES POUR L'ESTIMATION DU RISQUE CANCÉRIGÈNE DU U.S.EPA ET DE SANTÉ CANADA

1 APPROCHE DU U.S. EPA

La pente q* de la relation dose-réponse est définie par IRIS[43] comme « une limite supérieure, approximativement une limite de confiance à 95 %, de l'augmentation du risque de cancer dû à une exposition à un agent cancérogène sur la durée de vie ». Cet estimé, habituellement exprimé en unités de proportion (d'une population) affectée par mg/kg-j, est généralement réservé à la région faible-dose de la relation dose-réponse, c'est-à-dire à des expositions correspondant à des risques d'excès de cancer inférieurs à 1 sur 100. La pente q* est obtenue à l'aide de modèles qui permettent l'extrapolation à l'homme de la dose reçue par des animaux de laboratoire, ou qui permettent une adaptation de données épidémiologiques humaines. La valeur de la pente est directement disponible dans la banque de données IRIS pour l'exposition par ingestion.

Pour l'inhalation et l'ingestion d'eau, la banque IRIS du U.S. EPA exprime ses estimateurs de risque de façon différente afin de faciliter l'évaluation du risque. Ainsi, le risque unitaire (« unit risk »), exprimé en $(\mu g/L)^{-1}$ ou en $(\mu g/m^3)^{-1}$ correspond au risque d'excès de cancer (limite supérieure) associé à une exposition continue, sur la durée de vie, à un agent cancérogène présent dans l'eau ou l'air à raison de 1 µg/L ou de 1 µg/m^3, respectivement.

Pour faciliter l'interprétation des données obtenues lors de notre évaluation de risque, lesquelles sont exprimées en doses, les « risques unitaires pour l'inhalation » (ou IUR) ont été transformés en pente de la relation dose-réponse pour l'inhalation (q^*_{inh}) selon l'algorithme suivant :

$$q^*_{inh}\ (\text{mg/kg} - \text{j})^{-1} = \text{IUR}\ (\mu\text{g/m}^3)^{-1} \times \frac{70\ \text{kg}}{20\ \text{m}^3/\text{j}} \times 10^{-3} \qquad \text{Équation 1}$$

où

q^*_{inh} = pente de la relation dose-réponse à faible dose pour une exposition par inhalation à un cancérogène $(\text{mg/kg-j})^{-1}$

IUR = risque unitaire par inhalation $(\mu g/m^3)$-1

70 kg/20 m^3 = ratio du poids corporel sur le taux d'inhalation

10^{-3} = facteur de conversion de µg en mg

Par analogie, la pente q^*_{ing} fait référence au risque d'excès de cancer par ingestion et exposition cutanée.

[43] « Slope Factor: An upper bound, approximating a 95 % confidence limit, on the increased cancer risk from a lifetime exposure to an agent. This estimate, usually expressed in units of proportion (of a population) affected per mg/kg/day, is generally reserved for use in the low-dose region of the dose-response relationship, that is, for exposures corresponding to risks less than 1 in 100 » (IRIS).

2 APPROCHE DE SANTÉ CANADA

L'approche utilisée par Santé Canada pour estimer les risques d'excès de cancer est différente au niveau de la détermination de l'estimateur de risque.

La dose tumorigène 5 % (TD_{05}, en mg/kg-j) est la dose totale d'exposition associée à une augmentation de 5 % de l'incidence de cancer ou de la mortalité due à des tumeurs, en tenant compte des variations inter-espèces. De la même façon, la concentration tumorigène 5 % (TC_{05}, en mg/m^3) est la concentration dans l'air associée à une augmentation de 5 % de l'incidence de cancer ou de la mortalité due à des tumeurs, en tenant compte des variations inter-espèces.

La TD_{05} (et la TC_{05}) peuvent être exprimées en termes de doses (ou de concentrations) associées à un risque de un cas sur un million en les divisant par un facteur de 50 000 ($0{,}05/50\ 000 = 1 \times 10^{-6}$)[44]. Cette dose correspond à une dose Benchmark[45] (associée à un effet de 5 % par rapport au contrôle) pour un risque de 1×10^{-6}.

La pente q* peut être dérivée de la $TD_{05\ ing}$ (ou de la TC_{05} transformée en $TD_{05\ inh}$ comme suit :

$$q^* = \frac{0{,}05}{TD05} \qquad \text{Équation 2}$$

[44] Pour un risque de 1 sur 100 000, on divisera la TD_{05} ou la TC_{05} par 5 000.

[45] Dose ou concentration Benchmark: limite de confiance statistique inférieure de la dose qui produit un changement prédéterminé du taux de réponse d'un effet néfaste comparé au bruit de fond.

ANNEXE 11

VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DE L'ARSENIC

ANNEXE 11 : VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DE L'ARSENIC

1 SITUATION DES CRITÈRES B ET C DE L'ARSENIC

Les critères B et C de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* concernant l'arsenic sont de **30 et 50 ppm,** respectivement (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998). Selon une étude réalisée par le ministère de l'Environnement du Québec, 2001 qui visait à comparer les critères de sols du Québec avec les critères basés sur la protection de la santé humaine de plusieurs autres pays, **le critère B de l'arsenic serait moins sévère que 84,6 % des critères pour usage résidentiel de 26 pays** (moyenne : 24,9 ppm; médiane : 12 ppm; étendue : 0,4-110 ppm) et **le critère C serait moins sévère que 56 % des critères commerciaux/industriels de 25 pays** (moyenne : 105,2 ppm; médiane : 30 ppm; étendue : 3-678 ppm).

Le CCME a proposé des recommandations de **12 ppm** pour les terrains à usage résidentiel et pour les terrains à usage commercial/industriel en se basant sur la protection de la santé humaine (CCME, 1997). Ces critères ont considéré l'ingestion de sol comme la voie d'exposition limitante et un excès de risque cancérigène de 10^{-6} chez l'adulte (estimateur de risque de cancer de Santé Canada, 1993).

2 PARAMÈTRES SPÉCIFIQUES DE L'ARSENIC

L'arsenic est un métalloïde qui se présente sous quatre degrés d'oxydation : l'arsine gazeux (-3), l'arsenic métallique (0), les arsénites (+3) et les arséniates (+5) (OMS, 2001). L'arsenic forme également des composés organiques stables avec les formes trivalentes et pentavalentes (Environnement Canada, 1996). Compte tenu de leur toxicité et de leur présence dans l'environnement, nous avons considéré les formes *inorganiques* d'arsenic dans la présente évaluation des risques, c'est-à-dire l'arsenic trivalent et l'arsenic pentavalent.

Les valeurs des principaux paramètres spécifiques de l'arsenic utilisés dans l'estimation de l'exposition humaine sont présentées au tableau 1.

Tableau 1. Principaux paramètres spécifiques de l'arsenic

Paramètre	Unité	Valeur	Source
Type	-	métal	-
Numéro de CAS	-	7440-38-2	-
Poids moléculaire	g/mol	74,9	ATSDR, 2000
Solubilité aqueuse	mg/L	7,00	U.S. EPA, 1996
Coefficient de partage octanol/eau (logKow)	-	n.a.	-
Coefficient d'adsorption sur carbone organique (logKoc)	-	n.a.	-
Coefficient d'adsorption au sol (Kd)	-	200	Baes et coll., 1984
Diffusivité dans l'air	m^2/sec	n.a.	-
Diffusivité dans l'eau	m^2/sec	n.a.	-
Pression de vapeur	atm	n.a.	-
Point de fusion	°C	817	ATSDR, 2000
Constante de Henry à 25 °C	torr.m^3/mol	n.a.	-
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau (Kp)	cm/hr	0,001	U.S. EPA, 2001b
Ratio coefficient de perméabilité stratum corneum/epiderme viable (B)	-	n.a.	-
Temps de latence par événement	hre/even	n.a.	-
Facteur de bioconcentration dans les racines	(mg/kg m.s.)/(mg/kg sol)	0,006	Annexe 6 de cette étude
Facteur de bioconcentration dans les feuilles	(mg/kg m.s.)/(mg/kg sol)	0,05	Annexe 6 de cette étude
Facteur de bioconcentration dans les fruits	(mg/kg m.s.)/(mg/kg sol)	0,006	Annexe 6 de cette étude

n.a. : non applicable.

3 CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS L'ENVIRONNEMENT

3.1 Air ambiant et air intérieur

La majeure partie de l'arsenic dans l'air est sous forme *inorganique* (Environnement Canada et Santé Canada, 1993) et est associée aux fines particules de moins de 5 μm de diamètre (Environnement Canada, 1996).

Les concentrations d'arsenic mesurées dans les particules inhalables de l'air ambiant varient de < 0,5 à 15 ng/m^3 en région rurale et dans 11 villes canadiennes, avec une moyenne et une médiane de 1 ng/m^3 (Dann, 1994). Dans l'air intérieur, Environnement Canada, 1996 estime que les niveaux d'arsenic sont comparables à ceux de l'air extérieur. À Windsor, Ontario, la moyenne des concentrations d'arsenic mesurées dans l'air ambiant et l'air intérieur est de 1,3 et 0,7 ng/m^3, respectivement (Bell et coll. 1994 cités par Environnement Canada, 1996).

La valeur de 1 ng/m^3 a été retenue comme concentration d'arsenic dans l'air extérieur et dans l'air intérieur.

3.2 Eau potable

La concentration d'arsenic dans l'eau potable provenant tant de l'eau de surface que de l'eau souterraine est généralement moindre que 5 µg/L pour les Canadiens vivant dans des régions exemptes de sources naturelles, et l'arsenic est alors principalement sous la forme *inorganique* pentavalente (Santé Canada, 1992). Localement, l'eau souterraine de certaines régions québécoises peut contenir des quantités d'arsenic beaucoup plus importantes (Djoudi, 2001). À Montréal, les concentrations d'arsenic mesurées dans l'eau potable en 2000 et 2001 étaient toutes inférieures à la limite de détection, soit 1 µg/L (Bernier, 2001; Bernier, 2002).

Afin de représenter l'exposition moyenne des Québécois, la valeur 5 µg/L a été retenue comme concentration d'arsenic dans l'eau potable.

3.3 Alimentation

Les concentrations d'arsenic retenues pour la nourriture proviennent d'une étude menée dans 7 grandes villes canadiennes par Dabeka et coll., 1993. La concentration d'arsenic et la proportion d'arsenic *inorganique* varient considérablement selon le type d'aliments. Les niveaux d'arsenic sont généralement faibles dans la majorité des aliments; les concentrations les plus élevées se retrouvent principalement dans les produits de la mer, ainsi que, dans une moindre mesure, dans les viandes et les céréales (ATSDR, 2000). Certaines recherches indiquent que le pourcentage de l'arsenic total présent sous forme *inorganique* peut varier de 0 % dans les poissons d'eau salée à 75 % dans les produits laitiers et les viandes (Environnement Canada et Santé Canada, 1993). Les données concernant la proportion d'arsenic *inorganique* sont toutefois très limitées dans la littérature. Afin de ne pas surestimer l'exposition à l'arsenic provenant du bruit de fond pour l'alimentation, nous avons considéré que 37 % de l'arsenic présent dans l'ensemble des aliments était sous forme *inorganique*, tout comme l'a fait Environnement Canada, 1996. Cette façon de procéder permet de comparer l'exposition bruit de fond qui provient principalement de l'alimentation avec les estimateurs de risque qui, eux, ont été établis à partir d'études où l'arsenic était présent principalement sous forme *inorganique*.

Devant l'absence de données canadiennes concernant la contamination du lait de formule et du lait maternel par l'arsenic, nous avons considéré que la concentration d'arsenic mesurée dans le lait de formule et dans le lait maternel est la même que celle du lait et des produits laitiers.

3.4 Sol et poussières intérieures

L'arsenic est largement distribué dans la croûte terrestre, le plus souvent sous forme de sulfure d'arsenic ou d'arséniates et d'arséniures (Santé Canada, 1992). Des analyses effectuées sur des sols non contaminés ont démontré que plus de 90 % de l'arsenic est sous forme *inorganique* (études citées dans Environnement Canada et Santé Canada, 1993).

Environnement Canada a effectué une revue des différentes études ayant mesuré les concentrations d'arsenic dans les sols canadiens. Les concentrations moyennes urbaines et rurales sont généralement égales ou inférieures à 10 mg/kg, et la majorité de ces moyennes se situe entre 4 et 6 mg/kg (Environnement Canada, 1996).

Il existe peu d'information sur les concentrations d'arsenic dans les poussières intérieures. Récemment, les concentrations d'arsenic ont été mesurées chez une cinquantaine de maisons situées dans 10 quartiers différents de la ville d'Ottawa (Rasmussen et coll., 2001). Les concentrations moyennes (étendue) étaient de 3,0 mg/kg (1,7-9,9), 7,3 mg/kg (1,7-79,5) et 1,3 mg/kg (0,0-2,9) dans le

sol de jardins, dans les poussières intérieures et dans les poussières de rues adjacentes aux maisons respectivement. Le 90^{e} centile des concentrations mesurées dans les sols et les poussières intérieures était de 3,9 et 12,8 mg/kg, respectivement.

La concentration de 10 mg/kg a été retenue pour représenter la contamination en arsenic des sols et des poussières intérieures.

3.5 Autres milieux

La concentration d'arsenic dans la fumée principale de cigarettes serait comprise entre 40 et 120 ng/cigarette (Environnement Canada, 1996). En considérant une concentration moyenne de 80 ng/cigarette, cela conduit à une dose d'exposition de 1,6 µg/jour chez un fumeur de 20 cigarettes par jour. Toutefois, cette voie d'exposition n'a pas été retenue pour l'évaluation des risques toxicologiques.

3.6 Concentrations bruit de fond retenues

Les concentrations bruit de fond retenues pour l'évaluation de risque sont résumées au tableau 2.

Tableau 2. Concentrations d'arsenic *inorganique* dans l'environnement

Concentration dans	Unités	Valeurs	Références
Air extérieur - particules	mg/m^3	1,00E-06	Dann, 1994
Air extérieur - phase gazeuse	mg/m^3	n.a.	-
Air intérieur - particules	mg/m^3	1,00E-06	Concentration extérieure, par défaut
Air intérieur - phase gazeuse	mg/m^3	n.a.	-
Eau potable	mg/L	5,00E-03	Santé Canada, 1992
Lait de formule[1]	mg/L	1,41E-03	Donnée du lait et produits laitiers, par défaut
Lait maternel[1]	mg/L	1,41E-03	Donnée du lait et produits laitiers, par défaut
Lait et produits laitiers[2]	mg/kg m.f.	1,41E-03	Dabeka et coll., 1993
Viande et œufs[2]	mg/kg m.f.	8,99E-03	Dabeka et coll., 1993
Poissons et fruits de mer[2]	mg/kg m.f.	1,47E-01	Dabeka et coll., 1993
Légumes-racines[2]	mg/kg m.f.	2,59E-03	Dabeka et coll., 1993
Légumes feuillus[2]	mg/kg m.f.	2,59E-03	Dabeka et coll., 1993
Légumes-fruits[2]	mg/kg m.f.	2,59E-03	Dabeka et coll., 1993
Fruits et jus de fruits[2]	mg/kg m.f.	1,67E-03	Dabeka et coll., 1993
Céréales[2]	mg/kg m.f.	9,07E-03	Dabeka et coll., 1993
Sucre[2]	mg/kg m.f.	4,03E-03	Dabeka et coll., 1993
Huile et noix[2]	mg/kg m.f.	7,03E-03	Dabeka et coll., 1993
Sol	mg/kg m.s.	1,00E+01	Environnement Canada, 1996
Poussières intérieures	mg/kg m.s.	1,00E+01	Concentration dans le sol, par défaut

[1] La concentration d'arsenic *inorganique* du lait et des produits laitiers a été utilisée pour le lait de formule et le lait maternel.

[2] Valeurs présentées en arsenic *inorganique*. Un facteur de 37 % a été utilisé afin d'estimer la concentration d'arsenic *inorganique* des aliments à partir des données disponibles et présentées en arsenic total par Dabeka et coll., 1993.

n.a. : non applicable.
m.f. : matière fraîche.
m.s. : matière sèche.

4 PHARMACOCINÉTIQUE ET EFFETS SUR LA SANTÉ

4.1 Pharmacocinétique

Selon plusieurs auteurs, l'arsenic pourrait être un élément essentiel chez plusieurs espèces animales. Toutefois, rien n'indique qu'il soit essentiel pour l'humain (Santé Canada, 1992).

L'absorption intestinale des composés arsénites et arséniates *inorganiques* est de plus de 95 % (Santé Canada, 1992; Environnement Canada et Santé Canada, 1993; Hrudey et coll., 1995). L'absorption par inhalation peut aussi être très importante (75 à 90 % chez l'humain) (Hrudey et coll., 1995). L'absorption cutanée de l'arsenic à partir du sol serait de l'ordre de 3 % selon le U.S.EPA. Toutefois, nous n'avons pas retenu cette valeur expérimentale car elle a été obtenue à partir d'un sol contaminé par une solution de H_3AsO_4 (Wester et coll., 1993) qui est une forme d'arsenic beaucoup plus soluble, et donc beaucoup plus disponible, que la forme d'arsenic habituellement rencontrée dans le sol. Nous avons retenu les facteurs d'absorption de 100 %, 100 % et 0,1 % (valeur expérimentale du cadmium retenue pour tous les métaux selon le U.S. EPA, 2001b) pour les voies d'ingestion, d'inhalation et de contact cutané avec le sol et les poussières, respectivement.

Après ingestion, l'arsenic *inorganique* est transporté dans le sang via des protéines et des composés de faible poids moléculaire renfermant des groupements sulfhydrils. L'arsenic est distribué dans tout l'organisme (y compris le fœtus) puis intègre les cheveux, les ongles, la peau et les os dans les semaines suivantes. L'arsenic est rapidement éliminé des tissus, à l'exception de la peau et des cheveux (Environnement Canada et Santé Canada, 1993).

Le métabolisme de l'arsenic *inorganique* n'est pas encore très bien élucidé, mais l'arsenic trivalent serait méthylé (détoxification) dans le foie avant d'être excrété par voie urinaire. L'arsenic pentavalent doit d'abord être réduit en arsenic trivalent pour être méthylé. Près de 90 % de l'arsenic *inorganique* qui n'est pas biotransformé est excrété par voie urinaire durant les douze premières heures (Santé Canada, 1992).

4.2 Effets sur la santé

L'arsine, un gaz, est considérée comme la forme la plus toxique des composés de l'arsenic, suivi des arsénites, des arséniates et des composés organiques de l'arsenic (Santé Canada, 1992). Dans la majorité des milieux, l'arsenic se présente sous forme *inorganique*, hormis la nourriture où une proportion non négligeable d'arsenic peut être sous forme organique (ex. les poissons de mer et les fruits de mer). Comme les valeurs de référence et les estimateurs de risque de cancer ont été établis à partir d'études où l'arsenic était présent principalement sous forme *inorganique*, nous avons tenu compte de la spéciation de l'arsenic dans cette évaluation de risque.

4.2.1 Effets autres que le cancer

L'arsenic est un poison connu depuis les temps anciens lorsqu'ingéré en forte dose. Il entraîne alors des problèmes digestifs (maux d'estomac, vomissements, diarrhées) et peut causer de l'anémie, de la fatigue, des problèmes cardiaques ou neurologiques (ATSDR, 2000).

Des signes d'arsenicisme chronique ont été observés chez des populations exposées par ingestion à de l'eau contaminée par l'arsenic à Taïwan, au Chili, aux États-Unis, au Mexique et au Canada : lésions cutanées, neuropathie périphérique, maladie vasculaire périphérique, cancer de la peau et parfois, des cancers touchant d'autres organes (Santé Canada, 1992).

La plus importante étude a été menée à Taiwan où une population de 40 421 personnes buvaient de l'eau contaminée par l'arsenic jusqu'à 1 820 µg/L en provenance de puits artésiens (Tseng et coll., 1968; Tseng, 1977). Une relation exposition-réponse claire était observée entre la concentration d'arsenic dans l'eau potable et la fréquence des lésions cutanées, d'une vasculopathie périphérique (« maladie du pied noir ») et des cancers de la peau.

4.2.2 Effets cancérigènes

Considérant les données relatives à la cancérogénicité de l'arsenic chez l'humain par plusieurs voies d'exposition, l'ensemble des composés *inorganiques* de l'arsenic a été classé cancérogène pour l'humain par Santé Canada, le U.S.EPA, l'IARC et l'OMS (Environnement Canada et Santé Canada, 1993; World Health Organization, 1996; U.S. EPA, 1998).

4.2.2.1 Ingestion

L'ingestion d'eau contaminée par l'arsenic à Taiwan (études de Tseng et coll., 1968 et Tseng, 1977) a été principalement associée à une augmentation de la mortalité due à des cancers de la peau, ainsi qu'à une augmentation de différents organes internes : vessie, rein, foie et poumons (Santé Canada, 1992). Il faut cependant tenir compte que plusieurs faiblesses méthodologiques et facteurs de confusion potentiels (conditions socio-économiques difficiles et carences alimentaires chez la population taïwanaise, exposition potentielle à d'autres sources d'arsenic, exposition à d'autres contaminants) ont pu surestimer le risque associé à l'arsenic pour la population occidentale (Environnement Canada et Santé Canada, 1993).

4.2.2.2 Inhalation

L'inhalation d'arsenic *inorganique* a été associée au cancer des voies respiratoires chez des travailleurs de fonderies ou d'usines de production de produits antiparasitaires arsenicaux. Trois études épidémiologiques menées chez les travailleurs de la fonderie de Tacoma, dans l'État de Washington, de la fonderie d'Anaconda, au Montana et de la fonderie de Ronnskar, en Suède (Enterline et coll., 1987; Higgins et coll., 1986 et Jarup et coll., 1989, — références citées par le U.S. EPA, 1998) ont permis d'établir des estimations quantitatives de l'augmentation du risque d'apparition de cancers respiratoires. Certains facteurs, tels la présence d'autres contaminants sur les lieux de travail et le tabagisme, ont également eu un impact sur l'observation des cancers pulmonaires.

5 ESTIMATEURS DE RISQUE

5.1 Effets autres que le cancer

5.1.1 Ingestion

Les doses de référence par ingestion pour des effets autres que le cancer proposés par les organismes de santé varient de $0{,}3 \times 10^{-3}$ à $2{,}1 \times 10^{-3}$ mg/kg-j (voir tableau 3).

Le U.S. EPA, 1998 et l'ATSDR, 2000 ont proposé une dose de référence de **$0{,}3 \times 10^{-3}$ mg/kg-j** pour l'exposition à l'arsenic par ingestion. Ces organismes ont considéré un NOAEL de 9 µg/L d'eau potable (8×10^{-4} mg/kg-j[46]) pour des problèmes cutanés (hyperpigmentation, kératose et complications vasculaires potentielles) observés dans la population de Taiwan fortement exposée à l'arsenic via l'eau potable. Un facteur de sécurité de 3 a été appliqué afin de tenir compte du manque de données

[46] Ce NOAEL tient compte également de l'exposition à l'arsenic en provenance de la nourriture, bien que plusieurs données expérimentales étaient manquantes et ont dû être estimées.

concernant la toxicité sur la reproduction comme effet critique et du fait que le NOAEL ne tenait pas nécessairement compte de tous les individus sensibles.

Le Comité d'experts de la FAO et de l'OMS sur les additifs alimentaires avait déterminé en 1983 une PTDI (« provisional tolerable daily intake ») de **$2{,}1 \times 10^{-3}$ mg/kg-j** en considérant qu'une concentration de 100 µg/L correspondait à une augmentation des signes de toxicité associée à l'arsenic et en assumant une consommation de 1,5 L d'eau contaminée par jour (Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires, 1983). Le comité avait alors indiqué que la marge de sécurité entre cette PTDI et les apports associés à des effets toxiques dans les études épidémiologiques était faible. Cette PTDI a été reconduite en 1989 (Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires, 1989).

Santé Canada considère que les effets critiques de l'arsenic sont reliés à sa cancérogénicité et n'a donc pas développé de valeurs de référence par ingestion pour les effets autres que le cancer (Environnement Canada et Santé Canada, 1993; Health Canada, 1996).

5.1.2 Inhalation

Aucune organisation parmi le U.S. EPA, l'OMS, l'ATSDR et Santé Canada n'a établi de concentrations de référence pour l'inhalation d'arsenic.

5.2 Effets cancérigènes

5.2.1 Ingestion

Selon Santé Canada, la dose associée à un risque d'excès de cancer de 10^{-6} par ingestion d'arsenic est de **$3{,}6 \times 10^{-7}$ mg/kg-j** (Environnement Canada et Santé Canada, 1993; Hughes et coll., 1994). Cet organisme a retenu le risque de cancer de la peau dû à l'ingestion d'arsenic dans l'eau potable de l'étude de Taïwan. Il a estimé que les concentrations de 906 et 844 µg/L correspondent à une dose tumorigène 5 % ($DT_{0,05}$) chez les hommes et les femmes, respectivement, et à une dose virtuellement sûre de $3{,}6 \times 10^{-7}$ mg/kg-j associée à un risque d'excès de cancer de 1×10^{-6}.

Le U.S. EPA a estimé que la dose associée à un risque d'excès de cancer de 1×10^{-6} par ingestion d'arsenic est de **$6{,}7 \times 10^{-7}$ mg/kg-j** (U.S. EPA, 1998). Les données de la population Taïwanaise des études de Tseng et coll. (1968) et Tseng (1977) ont été converties en doses équivalentes pour la population américaine (2 L/j et 70 kg), et le U.S. EPA a assumé que le risque de cancer de la peau était le même pour ces deux populations.

5.2.2 Inhalation

Santé Canada a déterminé que la concentration d'arsenic dans l'air qui conduit à un excès de cancer du poumon de 5 % (concentration tumorigène 5 %, $CT_{0,05}$) était de 7,83, 10,2 et 50,5 µg/m^3 à partir des données de cohortes de travailleurs de deux fonderies américaines (Anaconda et Tacoma) et d'une fonderie suédoise (Ronnskar), respectivement. En considérant la $CT_{0,05}$ de 7,83 µg/m^3, la dose associée à un risque cancérigène de 10^{-6} serait de **$4{,}5 \times 10^{-8}$ mg/kg-j** (Environnement Canada et Santé Canada, 1993; Hughes et coll., 1994). Santé Canada précise que le risque d'excès de cancer du poumon pourrait être surestimé du fait que *i)* dans deux des études utilisées, l'exposition simultané au SO_2 n'a pas été prise en compte, ii) l'exposition au tabagisme n'a pas été documentée dans les cohortes de travailleurs et iii) une des trois études (Ronnskar) conduisait à un potentiel cancérogène 5 fois plus élevé que les deux autres études, notamment en raison d'une forte variabilité dans les rapports de mortalité standardisée (Environnement Canada et Santé Canada, 1993).

En se basant sur les données des cohortes de travailleurs de fonderies américaines (Anaconda et ASARCO), le U.S. EPA a estimé que la dose de **$6{,}6 \times 10^{-8}$ mg/kg-j** était associée à un risque de cancer de 10^{-6} (U.S.E PA, 1998).

Tableau 3. Estimateurs de risque pour l'arsenic développés par les principaux organismes de santé reconnus

Estimateur de risque	Valeur (mg/kg-j)	Effet critique	Étude	NOAEL (mg/kg-j)	Facteur de sécurité	Organisme Date	Référence
Effets autres que le cancer – par ingestion							
RfD	$0{,}30 \times 10^{-3}$	Problèmes cutanés via l'eau chez une population de Taiwan	Tseng et coll., 1968 Tseng, 1977	0,0008	3	U.S. EPA, 1993	U.S. EPA, 2001a
MRL	$0{,}30 \times 10^{-3}$	Problèmes cutanés via l'eau chez une population de Taiwan	Tseng et coll., 1968 Tseng, 1977	0,0008	3	ATSDR, 2000	ATSDR, 2000
PTDI	$2{,}10 \times 10^{-3}$	100 µg/L = signes de toxicité				JEFCA, 1989	Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires, 1983 Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires, 1989
Effets autres que le cancer – par inhalation							
n.d.							
Effets cancérigènes - par ingestion							
Dose associée à un risque 10^{-6}	$3{,}60 \times 10^{-7}$	Cancer de la peau via l'eau chez une population de Taiwan	Tseng et coll., 1968; Tseng, 1977			Santé Canada, 1993	Environnement Canada et Santé Canada, 1993
Dose associée à un risque 10^{-6}	$6{,}67 \times 10^{-7}$	Cancer de la peau via l'eau chez une population de Taiwan	Tseng et coll., 1968; Tseng, 1977			U.S. EPA, 1998	U.S. EPA, 2001a
Effets cancérigènes – par inhalation							
Dose associée à un risque de 10^{-6}	$4{,}47 \times 10^{-8}$	Cancer du poumon chez des travailleurs de fonderies suédoise et américaines	Higgins et coll., 1986 Enterline et coll., 1987 Jarup et coll., 1989			Santé Canada, 1993	Environnement Canada et Santé Canada, 1993
Dose associée à un risque de 10^{-6}	$6{,}64 \times 10^{-8}$	Cancer du poumon chez des travailleurs de fonderies américaines	Enterline et Marsh, 1982 ; Higgins, 1982 Brown et Chu, 1983 Lee-Feldstein, 1983			U.S. EPA, 1998	U.S. EPA, 2001a

n.d.: non déterminé

5.3 Estimateurs de risque retenus

Parmi les différents estimateurs de risque présentés au tableau 3, ceux présentés au tableau 4 sont retenus pour la validation des critères B et C de l'arsenic. Il s'agit des trois estimateurs de risque développés par le U.S. EPA. L'établissement de la PTDI de l'OMS (1989) ne nous semblait pas suffisamment expliqué pour être retenue. Quant aux estimateurs de risque de cancer établis par Santé Canada par ingestion et inhalation, ils sont sensiblement du même ordre de grandeur que ceux du U.S. EPA.

Tableau 4. Estimateurs de risque pour l'arsenic retenus pour la validation des critères B et C

Effets sur la santé	Nom et symbole	Valeur (mg/kg-j)	Organisme, date
Autres que cancer	Dose de référence par ingestion (DRing)	$0{,}30 \times 10^{-3}$	U.S. EPA, 1993
	Dose de référence par inhalation (DRinh)	n.d.	
Dose associée à un risque d'excès de cancer de 10^{-6}	Dose cancer par ingestion (DCing)	$6{,}67 \times 10^{-7}$	U.S. EPA, 2001a
	Dose cancer par inhalation (DCinh)	$6{,}64 \times 10^{-8}$	U.S. EPA, 2001a

n.d.: non disponible.

6 RÉSULTATS DE LA VALIDATION DES CRITÈRES B ET C

Les résultats détaillés des doses d'exposition estimées pour le bruit de fond et les critères B et C sont présentés dans les tableaux 5, 7 et 10 respectivement. Une représentation graphique simplifiée des résultats pour le critère B est présentée à la figure 1. Les risques associés aux critère sont présentés aux tableaux 8 et 9 (critère B) et aux tableaux 11 et 12 (critère C).

Nous rappelons ici l'algorithme utilisé pour estimer la *dose d'exposition combinée* (DEC) ainsi que *l'indice de risque combiné* (IRC) correspondant qui permettent de tenir compte des différentes voies d'exposition à l'arsenic. En ce qui concerne les effets non cancérigènes de l'arsenic, il existe une dose de référence par ingestion mais aucune par inhalation. Comme les effets de l'étude de Taiwan ayant servi de base pour le développement de cette dose de référence par ingestion sont des effets systémiques, l'exposition en provenance de toutes les voies peut contribuer au risque. Les expositions via l'ingestion, l'inhalation et le contact cutané ont toutes été considérées, et par conséquent une *dose d'exposition combinée* et un *indice de risque combiné* par rapport à l'ingestion ont été calculés (équation 1).

$$IRC_{ing} = \frac{DEC_{ing}}{DR_{ing}} = \left\{ \frac{DE_{ing} + \left(DE_{inh} \times \frac{Fabs_{inh}}{Fabs_{ing}} \right) + \frac{DA_{cut}}{Fabs_{ing}}}{DR_{ing}} \right\}$$ Équation 1

où
IRC_{ing} = Indice de risque combiné calculé par rapport à l'ingestion (sans unité)
DEC_{ing} = Dose d'exposition combinée calculée par rapport à l'ingestion (mg/kg-j)
DR_{ing} = Dose de référence par ingestion pour l'arsenic (mg/kg-j)
DE_{ing} = Dose d'exposition à l'arsenic par ingestion (mg/kg-j)
DE_{inh} = Dose d'exposition à l'arsenic par inhalation (mg/kg-j)
DA_{cut} = Dose d'arsenic absorbé par contact cutané (mg/kg-j)
$Fabs_{ing}$ = Fraction de la dose d'arsenic ingérée qui est absorbée (1,0)
$Fabs_{inh}$ = Fraction de la dose d'arsenic inhalée qui est absorbée (1,0)

Un raisonnement différent a été retenu pour les effets cancérigènes de l'arsenic. Comme il existe deux estimateurs de risque cancérigène, les doses d'exposition par ingestion et par contact cutané ont été considérées pour estimer le risque de cancer de la peau (estimateur de risque par ingestion) alors que la dose d'exposition par inhalation a été comparée à l'estimateur de risque par inhalation en raison de l'effet local que constitue le cancer du poumon.

6.1 Bruit de fond

6.1.1 Dose d'exposition bruit de fond

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) associées au bruit de fond varient de **$0{,}3 \times 10^{-3}$ à $0{,}7 \times 10^{-3}$ mg/kg-j** selon l'âge (tableau 5, figure 1). L'ingestion représente plus de 99 % de cette exposition. L'alimentation a la plus forte contribution (79-88 %) suivie de l'eau (9-18 %) puis des sols/poussières (3 % et 5 % pour les bébés et enfants de 6 mois- 4 ans, respectivement, et < 1 % pour les autres classes d'âge). Chez les 0-6 mois, le lait[47] représente environ 65 % de l'apport alimentaire, suivi des céréales (environ 20 %). Pour les 7 mois-4 ans, l'apport provient essentiellement des poissons et fruits de mer, des céréales, des produits laitiers et des œufs et de la viande. Pour les enfants plus âgés et les adultes, les céréales et les poissons et fruits de mer restent les sources prédominantes d'arsenic alimentaire (environ 30 % et 20 %, respectivement).

Lorsque toute la durée de vie est considérée pour les effets cancérigènes, la *dose d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) et la dose d'exposition par inhalation sont de **$0{,}3 \times 10^{-3}$** et de **$2{,}7 \times 10^{-7}$ mg/kg-j**, respectivement.

[47] Ces résultats sont à considérer avec prudence car en l'absence de données, la concentration d'arsenic dans le lait et les produits laitiers a été appliquée au lait de formule et au lait maternel.

Tableau 5. Doses d'exposition à l'arsenic *inorganique* dues au bruit de fond estimées selon la méthodologie décrite dans cette étude

Dose bruit de fond annuelle moyenne (mg/kg-j)	**0-6 mois**	**7 mois-4 ans**	**5-11 ans**	**12-19 ans**	**> 19 ans**
dose par inhalation d'air extérieur	6,40E-08	6,58E-08	5,14E-08	3,09E-08	1,30E-08
dose par inhalation d'air intérieur	4,85E-07	4,98E-07	3,89E-07	2,34E-07	2,10E-07
DOSE TOTALE PAR INHALATION	**0,55E-06**	**0,56E-06**	**0,44E-06**	**0,26E-06**	**0,22E-06**
	2,68E-07 sur toute la durée de vie				
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**6,10E-05**	**2,21E-04**	**1,50E-04**	**1,03E-04**	**8,71E-05**
dose par ingestion de lait de formule/lait maternel	1,39E-04	5,96E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
dose par ingestion de lait et produits laitiers	0,00E+00	5,04E-05	2,86E-05	1,60E-05	9,19E-06
dose par ingestion d'œufs et de viande	1,10E-05	4,69E-05	3,66E-05	2,97E-05	3,42E-05
dose par ingestion de poissons/fruits de mer	0,00E+00	1,34E-04	6,71E-05	3,70E-05	3,12E-05
dose par ingestion de légumes-racines	6,32E-06	1,65E-05	1,39E-05	1,15E-05	1,12E-05
dose par ingestion d'autres légumes	4,74E-06	1,05E-05	8,42E-06	6,03E-06	8,13E-06
dose par ingestion de fruits et jus de fruits	4,06E-06	2,36E-05	1,48E-05	8,34E-06	9,33E-06
dose par ingestion de céréales	4,42E-05	9,23E-05	7,96E-05	4,97E-05	4,60E-05
dose par ingestion de sucre	4,92E-06	1,27E-05	9,56E-06	6,15E-06	6,05E-06
dose par ingestion d'huile et noix	1,24E-06	1,11E-05	1,05E-05	7,89E-06	7,95E-06
dose par ingestion de tous les aliments	**2,16E-04**	**4,04E-04**	**2,69E-04**	**1,72E-04**	**1,63E-04**
dose par ingestion de sol	9,25E-06	3,45E-05	4,03E-06	1,27E-06	1,07E-06
dose par ingestion de poussières	8,54E-06	3,18E-05	3,72E-06	1,17E-06	9,90E-07
dose par ingestion de sol et poussières	**1,78E-05**	**6,63E-05**	**7,76E-06**	**2,44E-06**	**2,06E-06**
DOSE TOTALE par INGESTION	**2,94E-04**	**6,91E-04**	**4,27E-04**	**2,78E-04**	**2,53E-04**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	1,44E-07	1,07E-07	2,65E-08	2,12E-08
dose par absorption cutanée de poussières	6,88E-08	4,27E-08	3,11E-08	2,11E-08	1,73E-08
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	5,52E-07	4,64E-07	3,85E-07	3,24E-07	3,12E-07
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**6,21E-07**	**6,51E-07**	**5,24E-07**	**3,72E-07**	**3,50E-07**
DOSE COMBINÉE (ingestion + inhalation + contact cutané) vs INGESTION	**0,30E-03**	**0,69E-03**	**0,43E-03**	**0,28E-03**	**0,25E-03**
DOSE COMBINÉE (ingestion + contact cutané) vs INGESTION	**0,30E-03** sur toute la durée de vie				

À des fins de comparaison, les doses d'exposition à l'arsenic estimées par d'autres auteurs pour la population canadienne et québécoise sont présentées au tableau 6. Les *doses d'exposition combinée* varient entre $0{,}1 \times 10^{-3}$ et $2{,}6 \times 10^{-3}$ mg/kg-j selon Environnement Canada et Santé Canada, 1993, entre 0,2 x 10^{-3} à 0,7 x 10^{-3} mg/kg-j selon Environnement Canada, 1996 et entre $0{,}7 \times 10^{-3}$ et $3{,}4 \times 10^{-3}$ mg/kg-j selon le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996.

Les doses d'exposition bruit de fond que nous avons estimées se situent à l'intérieur de l'intervalle des doses d'exposition estimées par Environnement Canada et Santé Canada, 1993. Elles sont semblables à celles d'Environnement Canada, 1996, sauf pour les 0-6 mois (valeur estimée 2 fois plus faible que celle d'Environnement Canada, 1996). Elles sont par contre beaucoup plus faibles, d'un facteur variant de 3 à 10 fois, que les doses d'exposition bruit de fond moyenne selon le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996. Toutes les sources indiquent que l'ingestion est la voie prépondérante d'exposition à l'arsenic.

Tableau 6. Doses d'exposition à l'arsenic *inorganique* estimées par d'autres auteurs pour la population canadienne ou québécoise

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	0-6 mois	7 mois-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	> 19 ans
Selon Environnement Canada et Santé Canada, 1993					
dose externe par ingestion	(0,1-2,6)E-03[1]	(0,3-2,4)E-03	(0,2-2,1)E-03	(0,1-1,3)E-03	(0,1-0,7)E-03
dose externe par inhalation	3,0E-07	4,0E-07	4,0E-07	4,0E-07	3,0E-07
dose par voie cutanée	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dose combinée vs ingestion[2]	**(0,1-2,6)E-03**	**(0,3-2,4)E-03**	**(0,2-2,1)E-03**	**(0,1-1,3)E-03**	**(0,1-0,7)E-03**
Selon Environnement Canada, 1996					
dose externe par ingestion	0,73E-03	0,66E-03	0,41E-03	0,20E-03	0,18E-03
dose externe par inhalation	3,00E-07	4,00E-07	4,00E-07	4,00E-07	3,00E-07
dose par voie cutanée	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dose combinée vs ingestion[2]	**0,73E-03**	**0,66E-03**	**0,41E-03**	**0,20E-03**	**0,18E-03**
Selon le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996[3]					
dose externe par ingestion	3,38E-03	2,38E-03	1,54E-03	0,75E-03	0,71E-03
dose externe par inhalation	5,12E-07	5,29E-07	1,23E-05	2,94E-07	1,93E-07
dose absorbée par voie cutanée	1,38E-08	1,38E-08	1,38E-08	1,38E-08	1,38E-08
Dose combinée vs ingestion[2]	**3,38E-03**	**2,38E-03**	**1,55E-03**	**0,75E-03**	**0,71E-03**

[1] Cette variation est due au fait que Santé Canada a considéré les concentrations d'arsenic minimales et maximales dans les aliments.
[2] Estimée selon l'équation 1.
[3] Les doses pour chaque tranche d'âge ont été calculées à partir des doses estimées par le MEF pour des tranches d'âge plus réduites en pondérant la durée de chaque tranche d'âge initiale.

n.d. : non déterminé.

6.1.2 Risques à la santé associés au bruit de fond

6.1.2.1 Risques d'effets sur la santé autres que le cancer (ingestion)

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané) dues au bruit de fond ont été comparées à la dose de référence par ingestion ($0,3 \times 10^{-3}$ mg/kg-j). Les *indices de risque combiné* associé au bruit de fond varient de **0,8 à 2,3** selon l'âge. L'exposition bruit de fond à l'arsenic dépasse la dose de référence retenue pour les enfants de 7 mois à 11 ans. Si seule l'ingestion avait été considérée, les résultats ne seraient pas significativement différents.

6.1.2.2 Risques d'excès de cancer (ingestion et inhalation)

Le risque d'excès de cancer de la peau associé à la *dose d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané) dû au bruit de fond pour toute la durée de vie est de $\mathbf{443 \times 10^{-6}}$, soit environ 4 cas d'excès de cancer sur 10 000 individus.

Pour l'*inhalation*, le risque d'excès de cancer du poumon est plus faible ($\mathbf{4,0 \times 10^{-6}}$), mais supérieur au niveau de risque de 1×10^{-6}.

6.2 Critère B

6.2.1 Doses d'exposition associées au critère B

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) dues au critère B varient de $0,03 \times 10^{-3}$ à $0,2 \times 10^{-3}$ mg/kg-j selon l'âge (*dose d'exposition combinée* par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion de $0,04 \times 10^{-3}$ mg/kg-j sur toute la durée de vie) (tableau 7). Ces doses d'exposition sont 4 à 9 fois plus faibles que celles dues au bruit de

fond. Pour les enfants de 0-4 ans, l'ingestion de sol/poussières, suivie de l'ingestion de légumes-fruits et de légumes-racines issus du potager sont les voies majeures d'exposition à l'arsenic provenant du sol contaminé. Pour les adultes, l'ingestion de fruits/légumes contaminés est plus importante que l'ingestion de sol/poussières. L'exposition par inhalation, par ingestion d'eau et par absorption cutané sont négligeables (< 1 %). La figure 1 présente graphiquement les doses d'exposition bruit de fond et critère B en fonction de l'âge.

Tableau 7. Doses d'exposition à l'arsenic estimées dues au critère B (30 ppm) selon le scénario résidentiel

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	**0-6 mois**	**7 mois-4 ans**	**5-11 ans**	**12-19 ans**	**> 19 ans**
dose par inhalation d'air extérieur	3,20E-08	3,29E-08	2,57E-08	1,54E-08	6,52E-09
dose par inhalation d'air intérieur	1,70E-07	1,74E-07	1,36E-07	8,18E-08	7,37E-08
DOSE TOTALE par INHALATION	**2,02E-07**	**2,07E-07**	**1,62E-07**	**0,97E-07**	**0,80E-07**
	1,0E-07 sur toute la durée de vie				
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**1,02E-13**	**3,68E-13**	**2,49E-13**	**1,72E-13**	**1,72E-13**
dose par ingestion de lait de formule (= eau)	8,25E-13	3,54E-14	n.a.	n.a.	n.a.
dose par ingestion de légumes-racines	5,85E-06	1,53E-05	1,28E-05	1,07E-05	1,04E-05
dose par ingestion d'autres légumes	5,73E-06	1,53E-05	1,15E-05	8,23E-06	1,36E-05
dose par ingestion de fruits et légumes-fruits	4,68E-06	2,72E-05	1,71E-05	9,62E-06	1,08E-05
dose par ingestion de lait maternel	n.d.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Dose par ingestion de tous les aliments	**1,63E-05**	**5,78E-05**	**4,14E-05**	**2,85E-05**	**3,48E-05**
dose par ingestion de sol	1,85E-05	6,89E-05	8,07E-06	2,54E-06	2,15E-06
dose par ingestion de poussières	4,98E-06	1,86E-05	2,17E-06	6,84E-07	5,78E-07
dose par ingestion de sol et poussières	**2,35E-05**	**8,75E-05**	**1,02E-05**	**3,22E-06**	**2,72E-06**
DOSE TOTALE par INGESTION	**3,97E-05**	**1,45E-04**	**5,17E-05**	**3,17E-05**	**3,75E-05**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	2,87E-07	2,15E-07	5,30E-08	4,25E-08
dose par absorption cutanée de poussières	6,88E-08	2,87E-08	2,15E-08	1,51E-08	1,21E-08
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	9,20E-16	7,74E-16	6,42E-16	5,40E-16	5,20E-16
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**6,88E-08**	**3,16E-07**	**2,36E-07**	**6,82E-08**	**5,46E-08**
DOSE COMBINÉE (ingestion + inhalation + contact cutané) vs INGESTION	**0,04E-03**	**0,15E-03**	**0,05E-03**	**0,03E-03**	**0,04E-03**
DOSE COMBINÉE (ingestion + contact cutané) vs INGESTION	**0,04E-03** sur toute la durée de vie				

n.d. : non déterminé.
n.a. : non approprié.

6.2.2 Risques à la santé associés au critère B

6.2.2.1 Risques d'effets sur la santé autres que le cancer (ingestion)

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) **totales (bruit de fond + critère B)** varient de $0{,}3 \times 10^{-3}$ à $0{,}8 \times 10^{-3}$ mg/kg-j, et correspondent à des *indices de risque combiné* variant de **1,0 à 2,8** selon l'âge (tableau 8). La contribution du critère B par rapport à l'exposition totale varie de 10 à 17 % selon l'âge.

Tableau 8. Risques autres que le cancer correspondant à l'exposition totale à l'arsenic *inorganique* pour le critère B (bruit de fond + critère B) vs dose de référence par ingestion

Doses et indices de risque	0-6 mois	7 mois-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	> 19 ans
Dose combinée vs ingestion (mg/kg-j)[1]	0,34E-03	0,84E-03	0,48E-03	0,31E-03	0,29E-03
IRC_{ing} (Indice de risque combiné : dose ingestion + inhalation + cutané/DRing)[1]	**1,12**	**2,79**	**1,60**	**1,03**	**0,97**
Contribution du critère B par rapport à l'exposition totale	12 %	17 %	11 %	10 %	13 %

[1] Dose d'exposition combinée et indice de risque combiné, voir équation 1.

6.2.2.2 Risques d'excès de cancer (ingestion et inhalation)

Les risques d'excès de cancer associé à la *dose d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) sont de **443×10^{-6}** et de **60×10^{-6}** pour le bruit de fond et le critère B, respectivement (tableau 9). La contamination du sol au niveau du critère B conduit donc à un risque additionnel d'excès de cancer de 13 % par rapport au bruit de fond.

Les risques d'excès de cancer par *inhalation* sont de **$4{,}0 \times 10^{-6}$** et de **$1{,}5 \times 10^{-6}$** pour le bruit de fond et le critère B, respectivement. La contamination du sol au niveau du critère B conduit à un risque additionnel d'excès de cancer du poumon de 37 % par rapport au bruit de fond.

Tous les risques d'excès de cancer estimés sont supérieurs à un risque de un par un million.

Tableau 9. Risques cancérigènes correspondant à l'exposition bruit de fond et critère B pour l'arsenic *inorganique*

Doses et risques cancérigènes	Voie d'exposition	Bruit de fond	Critère B	Contribution du critère B par rapport au bruit de fond
Dose d'exposition sur toute la vie (mg/kg-j)	Dose combinée (ingestion + cutané) vs ingestion	0,30E-03	0,04E-03	13 %
	Dose par inhalation	2,68E-07	1,00E-07	37 %
Risque d'excès de cancer	Dose combinée (ingestion + cutané) vs ingestion	443E-06	60,0E-06	13 %
	Dose par inhalation	4,05E-06	1,51E-06	37 %

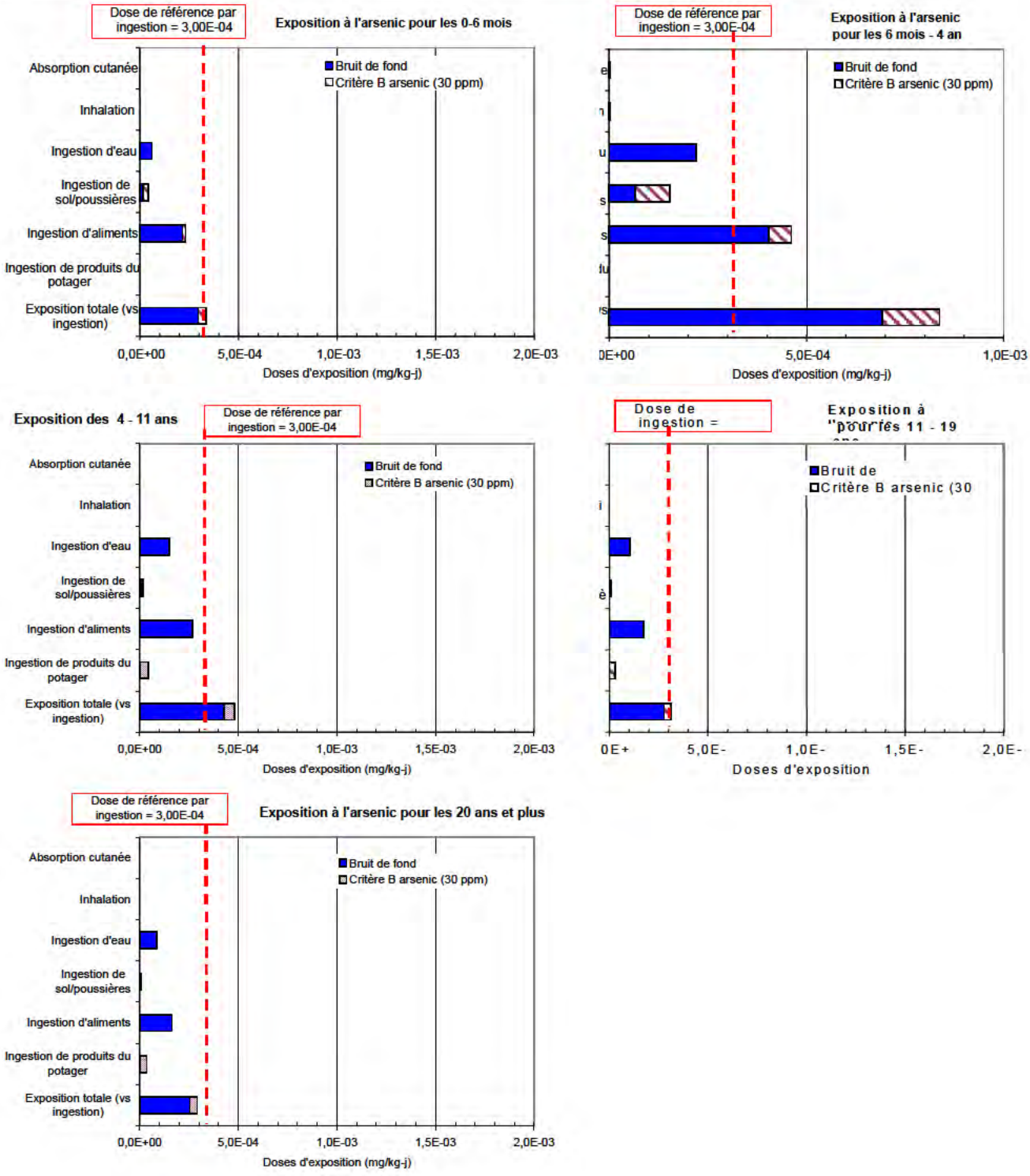


Figure 1. Représentation graphique des doses d'exposition à l'arsenic *inorganique* estimées dues au bruit de fond et au critère B selon le scénario résidentiel, et comparaison avec la dose de référence par ingestion

6.3 Critère C

6.3.1 Doses d'exposition associées au critère C

Les doses d'exposition associées au critère C ont été estimées pour un scénario de travailleurs qui passent 10 heures/jour à l'intérieur et un scénario de travailleurs qui passent tout ce temps à l'extérieur (tableau 10). Les *doses d'exposition combinée* (incluant l'ingestion, l'inhalation et le contact cutané par rapport à l'ingestion) sont de **$1{,}3 \times 10^{-6}$ et $4{,}6 \times 10^{-6}$ mg/kg-j** chez le travailleur « intérieur » et le travailleur « extérieur », respectivement. Les *doses d'exposition combinée* (incluant l'ingestion et le contact cutané par rapport à l'ingestion) et les doses d'exposition par *inhalation* rapportées sur toute la durée de vie (utilisées pour les effets cancérigènes) sont de **$8{,}6 \times 10^{-7}$ et $3{,}2 \times 10^{-7}$ mg/kg-j**, et de **$11{,}4 \times 10^{-8}$ et $16{,}3 \times 10^{-8}$ mg/kg-j** chez le travailleur « intérieur » et le travailleur « extérieur », respectivement. L'ingestion de sol ou de poussières ainsi que l'inhalation constituent les principales sources d'exposition des travailleurs. Comme l'exposition du travailleur « extérieur » est près de 4 fois plus importante que celle du travailleur « intérieur », le scénario « extérieur » sera retenu pour la suite de la discussion.

Tableau 10. Doses d'exposition à l'arsenic estimées dues au critère C (50 ppm), selon le scénario commercial/industriel (adulte)

Dose d'exposition (mg/kg-j)	Dose moyenne annuelle[1]		Dose sur la durée de vie[2]	
	Travailleur « intérieur »	**Travailleur « extérieur »**	**Travailleur « intérieur »**	**Travailleur « extérieur »**
dose par inhalation d'air extérieur	0,00E+00	2,23E-07	0,00E+00	1,63E-07
dose par inhalation d'air intérieur	1,56E-07	0,00E+00	1,14E-07	0,00E+00
DOSE TOTALE par INHALATION	**1,56E-07**	**2,23E-07**	**1,14E-07**	**1,63E-07**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**3,44E-13**	**3,44E-13**	**2,51E-13**	**2,51E-13**
Dose par ingestion de tous les aliments	**0,00E+00**	**0,00E+00**	**0,00E+00**	**0,00E+00**
dose par ingestion de sol	0,00E+00	4,29E-06	0,00E+00	3,13E-06
dose par ingestion de poussières	1,16E-06	0,00E+00	8,42E-07	0,00E+00
dose par ingestion de sol et poussières	**1,16E-06**	**4,29E-06**	**8,42E-07**	**3,13E-06**
DOSE TOTALE par INGESTION	**1,16E-06**	**4,29E-06**	**8,42E-07**	**3,13E-06**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	8,49E-08	0,00E+00	6,19E-08
dose par absorption cutanée de poussières	2,43E-08	0,00E+00	1,77E-08	0,00E+00
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**2,43E-08**	**8,49E-08**	**1,77E-08**	**6,19E-08**
DOSE COMBINÉE (ingestion + inhalation + cutané) vs INGESTION[3]	**1,34E-06**	**4,61E-06**	**n.a.**	**n.a.**
DOSE COMBINÉE (ingestion + cutané) vs INGESTION	***n.a.***	***n.a.***	**0,86E-06**	**3,19E-06**

[1] Correspond à la dose due au critère C reçue pendant les 45 années de travail.
[2] Correspond à la dose due au critère C reçue pendant les 45 années de travail et rapportée sur la durée de vie (70 ans).
[3] Estimée selon l'équation 1.

n.a. : non applicable.

6.3.2 Risques à la santé associés au critère C

6.3.2.1 Risques d'effets autres que le cancer (ingestion)

La *dose d'exposition combinée* (incluant l'ingestion, l'inhalation et le contact cutané par rapport à l'ingestion) **totale (bruit de fond +critère C)** est de $0{,}2 \times 10^{-3}$ mg/kg-j pour le travailleur « extérieur », ce qui correspond à un *indice de risque combiné* de **0,9** (tableau 11). Le risque associé au critère C contribue à moins de 1 % du risque total.

Tableau 11. Risques autres que le cancer correspondant à l'exposition totale à l'arsenic *inorganique* pour le critère C (bruit de fond + critère C) vs dose de référence par ingestion pour le travailleur « extérieur »

Dose et indice de risque	Travailleur « extérieur »
Dose combinée vs ingestion (mg/kg-j)[1]	0,25E-03
IRC_{ing} (Indice de risque combiné : dose ingestion + cutané/DRing)[1]	**0,86**
Contribution du critère C à l'indice de risque combiné	< 1 %

[1] Dose d'exposition combinée et indice de risque combiné, voir équation 1.

6.3.2.2 Risques d'excès de cancer (ingestion et inhalation)

Les *doses d'exposition combinée* (doses par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) sont de $0{,}3 \times 10^{-3}$ et $0{,}003 \times 10^{-3}$ mg/kg-j pour le bruit de fond et le critère C, respectivement, ce qui correspond à des *risques d'excès de cancer combiné* de **443×10^{-6} et $4{,}8 \times 10^{-6}$** pour le travailleur « extérieur » (tableau 12). Le risque associé au critère C représente moins de 1 % du risque lié au bruit de fond.

Les doses d'exposition par *inhalation* d'arsenic sont de $2{,}7 \times 10^{-7}$ et $1{,}6 \times 10^{-7}$ mg/kg-j pour le bruit de fond et le critère C, respectivement, ce qui correspond à un excès de risque de cancer de **$4{,}0 \times 10^{-6}$ et de $2{,}4 \times 10^{-6}$** pour le travailleur « extérieur ». Le risque cancérigène attribuable à l'inhalation d'arsenic au critère C représente 60 % par rapport au risque associé au bruit de fond.

Tableau 12. Risques de cancer additionnel correspondant à l'exposition bruit de fond et au critère C pour l'arsenic *inorganique* pour le travailleur « extérieur »

Doses et risques cancérigènes	Voie d'exposition	Bruit de fond	Critère C	Contribution du critère C par rapport au bruit de fond
Dose d'exposition sur toute la vie (mg/kg-j)	Dose combinée (ingestion + cutané) vs ingestion	0,30E-03	0,003E-03	< 1 %
	Dose par inhalation	2,68E-07	1,63E-07	60 %
Risque d'excès de cancer	Dose combinée (ingestion + cutané) vs ingestion	443E-06	4,80E-06	< 1 %
	Dose par inhalation	4,05E-06	2,45E-06	60 %

7 DISCUSSION

Les risques associés aux critères B et C de l'arsenic ont été estimés uniquement pour l'arsenic *inorganique* puisqu'il s'agit de la principale forme d'arsenic présente dans l'environnement. Dans l'alimentation, une proportion de 37 % de l'arsenic total a été attribuée à l'arsenic *inorganique*. La dose de référence de $0{,}3 \times 10^{-3}$ mg/kg-j, basée sur l'apparition de problèmes cutanés chez une population de Taïwan exposée à l'arsenic via l'eau potable, a été retenue pour estimer les risques autres que le cancer (U.S. EPA, 1993). Les doses associées à un excès de risque de cancer de 1×10^{-6} retenues sont de $6{,}7 \times 10^{-7}$ mg/kg-j par ingestion (cancer de la peau chez la même population taïwanaise) et de $6{,}6 \times 10^{-8}$ mg/kg-j par inhalation (cancer du poumon chez des travailleurs de fonderies américaines) (U.S. EPA, 2001a).

Critère B

Dans le cas des risques autres que le cancer, les *indices de risque combiné* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) totaux (bruit de fond + critère) varient de **1,0 à 2,8** selon l'âge. La contribution du critère B par rapport à l'exposition totale varie de 10 à 17 % selon l'âge. Les risques d'excès de cancer associé à la *dose d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) sur toute la durée de vie sont de $\mathbf{443 \times 10^{-6}}$ et de $\mathbf{60 \times 10^{-6}}$ pour le bruit de fond et le critère B, respectivement. La contamination du sol au niveau du critère B conduit donc à un risque additionnel d'excès de cancer de 13 % par rapport au bruit de fond. Les risques d'excès de cancer par *inhalation* sont de $\mathbf{4{,}0 \times 10^{-6}}$ et de $\mathbf{1{,}5 \times 10^{-6}}$ pour le bruit de fond et le critère B, respectivement. La contamination du sol au niveau du critère B conduit à un risque additionnel d'excès de cancer du poumon de 37 % par rapport au bruit de fond. **Tous les risques associés au critère B sont égaux ou supérieurs aux niveaux de risque maximums recommandés par le MSSS, 2002.**

Critère C

Dans le cas des risques autres que le cancer, l'*indice de risque combiné* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) total (bruit de fond + critère) est de **0,9** pour le travailleur le plus exposé. L'exposition associée au critère C contribue à moins de 1 % du risque total. Le *risque d'excès de cancer combiné* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) est de $\mathbf{4{,}8 \times 10^{-6}}$ pour le critère C, ce qui représente moins de 1 % du risque lié au bruit de fond. Le risque de cancer par *inhalation* d'arsenic pour le critère C ($\mathbf{2{,}4 \times 10^{-6}}$) correspond à un risque additionnel de 60 % par rapport au risque associé au bruit de fond. **Le risque autre que le cancer associé au critère C est inférieur à 1,0, mais les risques cancérigènes estimés sont supérieurs au niveau de risque maximum recommandé par le MSSS, 2002.**

Selon ces estimations, les risques d'effets sur la santé associés à l'arsenic seraient relativement élevés. Toutefois, les dépassements des niveaux de risque maximums recommandés par les lignes directrices du MSSS, 2002 sont attribuables, en majeure partie, au bruit de fond, la contribution des critères B et C étant beaucoup plus faible, particulièrement au niveau des risques cancérigènes.

Les organismes qui ont proposé les valeurs de référence et les estimateurs de risque de cancer dans le but de fixer des normes et des critères en rapport avec l'arsenic ont souligné à plusieurs reprises les limites et les incertitudes entourant l'établissement de ces valeurs (U.S. EPA, 1998b).

Ainsi, la dose de référence et l'estimateur de risque d'excès de cancer par ingestion ont été développés à partir des données de Taïwan et sont associés à une incertitude non négligeable, reliée au fait que *i)* il existait une forte variabilité des concentrations dans l'eau des puits et les analyses d'eau étaient peu nombreuses (parfois une seule mesure par puit), *ii)* la quantité d'eau ingérée par les individus est incertaine (3,5 ou 4,5 L/j), *iii)* les individus étaient exposés à d'autres substances pouvant avoir un effet confondant ou synergique, *iv)* la population était sujette à des carences alimentaires et *v)* d'autres sources potentielles d'arsenic (alimentation) n'ont pas toujours été prises en compte (Environnement Canada et Santé Canada, 1993; U.S. EPA, 1998b; Djoudi, 2001). La combinaison de ces différentes sources d'incertitude porte à croire que le risque d'excès de cancer de la peau par ingestion d'arsenic pourrait être surestimé.

Quant à l'estimateur de risque d'excès de cancer par inhalation, il comporte également plusieurs limites pouvant conduire à une surestimation du risque : *i)* l'exposition concomitante des travailleurs de fonderie aux autres substances chimiques présentes dans l'environnement de travail n'a pas été analysée, *ii)* les habitudes tabagiques des travailleurs ne sont pas présentées dans les études et *iii)* il existe des différences méthodologiques entre les deux études américaines ayant servi à définir l'estimateur de risque du U.S. EPA, 2001a et une autre étude menée chez les travailleurs suédois (Hughes et coll., 1994).

Au niveau de l'estimation de l'exposition, il existe également des incertitudes quant à la proportion d'arsenic *inorganique* qui a été fixée de façon arbitraire pour l'alimentation, alors que l'ingestion d'aliments constitue la voie majeure d'exposition.

Finalement, il faut également souligner que malgré le fait que le risque d'excès de cancer associé à l'ingestion d'arsenic au niveau du bruit de fond soit très important (de l'ordre de 1×10^{-3}), cette substance n'est pas considérée comme une substance qui présenterait, à l'heure actuelle, un problème de santé publique pour les Québécois en général. De plus, d'autres organismes gouvernementaux dont le mandat est de proposer des limites acceptables d'arsenic dans l'environnement recommandent actuellement des teneurs maximales d'arsenic qui correspondent à des niveaux de risque supérieurs à 1×10^{-6}. Par exemple, Santé Canada, 1992 a proposé une concentration maximale acceptable d'arsenic de 25 µg/L dans l'eau potable, même si cette concentration correspondrait approximativement à un risque d'excès de cancer de l'ordre de 1×10^{-4}.

LISTE DES RÉFÉRENCES

ATSDR, 2000. Toxicological profile for arsenic (update). 428 pages.

Baes, I. C. F. et coll., 1984. A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionucleids through agriculture.

Bernier, A. M., 2001. Qualité de l'eau potable produite par la ville de Montréal - rapport annuel 2000, Ville de Montréal. **http://www2.ville.montreal.qc.ca/tp/eaupot/rapann.htm**.

Bernier, A. M., 2002. Qualité de l'eau potable produite par les usines Atwater et Charles-J.-des-Baillets - rapport annuel 2001.

CCME, 1997. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols. 169 pages.

Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires, 1983. Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants - Arsenic. 202 pages.

Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires, 1989. Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants. 202 pages.

Dabeka, R. W., McKenzie, A. D., Lacroix, G. M. A., et et coll., 1993. Survey of arsenic in total diet food composites and estimation of the dietary intake of arsenic by canadian adults and children. Journal of AOAC International, 76: 14-25.

Dann, T., 1994. PM10 and PM2,5 concentrations at canadian sites: 1984-1993. 93 pages.

Djoudi, F., 2001. L'arsenic dans l'eau potable: la situation au Québec. 60 pages.

Environnement Canada, 1996. Canadian soil quality guidelines for arsenic: environmental and human health - supporting document - final draft. 43 pages.

Environnement Canada et Santé Canada, 1993. Liste des substances d'intérêt prioritaire - rapport d'évaluation: L'arsenic et ses composés. 56 pages.

Health Canada, 1996. Health-Based Tolerable Daily Intakes / Concentrations and Tumorigenic Doses / Concentrations for Priority Substances. 15 pages.

Hrudey, S. E., Chen, W., and Rousseaux, C. G. 1995. Bioavailability in environmental risk assessment (Ed.), Lweis Publishers, Boca raton. 294 pages.

Hughes, K., Meek, M. E., et Burnett, R., 1994. Inorganic arsenic: evaluation of risks to health from environmental exposure in Canada. Environ. Carcino. & Ecotox. Revs., C12: 145-159.

Ministère de l'Environnement du Québec, 1998. Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. 124 pages.

Ministère de l'Environnement du Québec, 2001. Comparaison des critères B et C avec les critères utilisés internationalement pour les sols. 43 pages.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996. Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. 761 pages.

MSSS, 2002. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés. 90 pages.

OMS 2001. Arsenic. Environmental Health Criteria, Organisation mondiale de la santé

Rasmussen, P. E., Subramanian, K. S., et Jessiman, B. J., 2001. A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. Sci. Total Environ., 267: 125-140.

Santé Canada, 1992. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Sixième édition.

Tseng, W. P., 1977. Effects and dose - response relationships of skin cancer and blackfoot disease with arsenic. Environ. Health Perspect., 19: 109-119.

Tseng, W. P., Chu, H. M., et How, S. W. e. c., 1968. Prevalence of Skin Cancer in an Endemic Area of Chronic Arsenicism in Taiwan. Journal of the National Cancer Institute, 40: 453-463.

U.S. EPA, 1996. Superfund chemical data matrix (SCDM). 49 pages.

U.S. EPA, 1998. Toxicological review for arsenic, inorganic - In support of summary information on the Integrated Risk Information System. 23 pages.

U.S. EPA, 2001a. IRIS Summary for arsenic, inorganic, IRIS database, http://www.epa.gov/iris/.

U.S. EPA, 2001b. Risk assessment guidance for superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment) - Interim (review draft for public comment).

Wester, R. C., Maibach, H. I., Sedik, L., Melendres, J., et Wade, M., 1993. In vivo and in vitro percutaneous absorption and skin decontamination of arsenic from water and soil. Fundam. Appl. Toxicol., 20: 336-340.

World Health Organization,1996. Health criteria and other supporting information. In: Guidelines for drinking water quality, (Eds.). Geneva, pp.156-167

ANNEXE 12

VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DU CADMIUM

ANNEXE 12 : VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DU CADMIUM

1 SITUATION DES CRITÈRES B ET C DU CADMIUM

Les critères B et C de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* pour le cadmium sont de **5** et **20 ppm**, respectivement (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998). En 2001, le MENV a comparé les critères de sols du Québec avec ceux basés sur la protection de la santé en vigueur dans d'autres pays : **le critère B du cadmium de 5 ppm serait plus sévère que 71,4 % des critères résidentiels de 28 pays** (moyenne = 45 ppm; médiane = 14 ppm; étendue = 1 à 550 ppm) et **le critère C de 20 ppm serait plus sévère que 88,9 % des critères commerciaux/industriels de 27 pays** (moyenne = 536 ppm; médiane = 100 ppm; étendue = 1 à 4 100 ppm) (Ministère de l'Environnement du Québec, 2001).

Les recommandations pour la qualité des sols émises par le CCME concernant le cadmium sont de 10 et 22 ppm pour les sols à vocation résidentielle/parc et ceux à vocation commerciale/industrielle, respectivement, et elles sont basées sur la protection de l'environnement (CCME, 1999). Les concentrations recommandées spécifiquement pour la protection de la santé humaine sont de **14, 49** et **192 ppm** pour un usage résidentiel/parc, commercial et industriel, respectivement. Les critères de 14 et 49 mg/kg ont été établis à partir de l'ingestion de sol par un enfant âgé de 0,5 à 4 ans et de la dose de référence proposée par l'Organisation mondiale de la santé (PTDI = 1 µg/kg-j, World Health Organization, 1993) (voir section 5.1.1). Dans les cas où les résidants consomment les produits de leur potager, le CCME propose d'utiliser la recommandation pour un sol agricole, soit **1,4 ppm** de cadmium. Quant au critère de 192 ppm pour un usage industriel, il est basé sur la migration hors-site du cadmium (CCME, 1997).

2 PARAMÈTRES SPÉCIFIQUES DU CADMIUM

Le cadmium est un métal qu'on retrouve généralement sous forme de cation divalent (Cd^{2+}). Dans l'environnement, le cadmium est rarement sous forme métallique mais plutôt sous la forme d'une variété de composés inorganiques. Les valeurs des principaux paramètres spécifiques au cadmium utilisés dans l'estimation de l'exposition humaine sont présentées au tableau 1.

Tableau 1. Principaux paramètres spécifiques du cadmium

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Type	-	Métal	-
Numéro de CAS	-	7440-43-9	-
Poids moléculaire	g/mol	112	Health Canada, 1996
Solubilité aqueuse	mg/L	insoluble	Health Canada, 1996
Coefficient de partage octanol/eau (logKow)	-	n.a.	-
Coefficient d'adsorption sur carbone organique (logKoc)	-	n.a.	-
Coefficient d'adsorption au sol (Kd)	-	6,70	Baes et coll., 1984
Diffusivité dans l'air	m^2/sec	n.a.	-
Diffusivité dans l'eau	m^2/sec	n.a.	-
Pression de vapeur	atm	n.a.	-
Point de fusion	°C	500	Health Canada, 1996
Constante de Henry à 25°C	torr m^3/mol	n.a.	-
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau (Kp)	cm/hr	0,001	U.S. EPA, 2001b
Ratio coefficient de perméabilité stratum corneum/epiderme viable (B)	-	n.a.	-
Temps de latence par événement	hre/even	n.a.	-
Facteur de bioconcentration dans les racines	(mg/kg m.s.) /(mg/kg sol)	0,6	Annexe 6 de cette étude
Facteur de bioconcentration dans les feuilles	(mg/kg m.s.) /(mg/kg sol)	1,0	Annexe 6 de cette étude
Facteur de bioconcentration dans les fruits	(mg/kg m.s.) /(mg/kg sol)	0,6	Annexe 6 de cette étude

n.a. : non applicable.

3 CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS L'ENVIRONNEMENT

3.1 Air ambiant et air intérieur

Les sources naturelles d'émission de cadmium dans l'air sont le transport éolien de particules de sol, les incendies de forêt et les émissions volcaniques. Les activités humaines produisent 3 à 10 fois plus d'émissions de cadmium dans l'air que les sources naturelles : la fonte de minerais de métaux communs représente de 65 à 85 % des rejets anthropiques alors que l'utilisation des combustibles fossiles de 6 à 7 % (Environnement Canada et Santé Canada, 1994). Dans l'atmosphère, les composés de cadmium les plus communs (tels l'oxyde, le chlorure et le sulfate de cadmium) sont surtout présents sous forme particulaire, particulièrement les particules fines émises lors de la combustion (ATSDR, 1999). Dans l'air intérieur, les sources potentielles de cadmium sont la fumée de tabac, le chauffage à l'huile, au gaz et au bois (Health Canada, 1996).

Le ministère de l'Environnement du Québec a mesuré les concentrations de cadmium dans l'air ambiant de 1991 à 1994. La valeur médiane des concentrations de cadmium associé aux particules totales mesurées dans l'air ambiant était inférieure à la limite de détection de 2 ng/m^3 à Québec, Laval, Jonquière et Sorel-Tracy, de 3 ng/m^3 à Murdochville et de 10 ng/m^3 à Rouyn-Noranda (MEF, 1997).

Les concentrations moyennes de cadmium associé aux PM_{10} mesurées par Environnement Canada entre 1993 et 1999 variaient de 0,40 à 3,2 ng/m^3 dans l'île de Montréal (André Germain, Environnement Canada, communication personnelle). Les concentrations moyennes de cadmium

associé aux PM_{10} mesurées en régions rurales étaient plus faibles, variant de 0,1 ng/m^3 à Mingan à 0,6 ng/m^3 à Ste-Anne-de-Bellevue (Laurent Poissant, Environnement Canada, communication personnelle).

À Winsor, Ontario, des concentrations moyennes de cadmium de 0,8 et 0,7 ng/m^3 ont été mesurées dans l'air intérieur de 37 résidences avec fumeurs et sans fumeur (échantillons de 24 heures), respectivement, alors que la concentration moyenne de cadmium dans l'air ambiant (moyenne de 2 840 échantillons de 24 heures récoltés sur quatre ans dans onze stations) était de 1,6 ng/m^3 (médiane, 90^e et 95^e centile = 1,0, 4,0 et 6,0 ng/m^3, respectivement) (Szakolcal et Weller, 1994).

Les concentrations de 3,2 ng/m^3 et de 0,8 ng/m^3 sont retenues pour l'air ambiant et l'air intérieur, respectivement.

3.2 Eau potable

La solubilité du cadmium dans l'eau dépend beaucoup de l'acidité de ce milieu : la dissolution du cadmium en suspension ou adsorbé aux sédiments peut se produire lorsque le pH de l'eau diminue (Santé Canada, 1986). Ainsi, dans les eaux douces canadiennes comme le fleuve St-Laurent, 60 à 90 % du cadmium total peut être en phase dissoute; toutefois, lorsque les concentrations de particules en suspension sont élevées, la phase particulaire prédomine en raison du piégeage des particules (Environnement Canada et Santé Canada, 1994).

Les données canadiennes suggèrent que les concentrations de cadmium sont généralement inférieures à 0,1 µg/L dans les systèmes d'eau douce (Environnement Canada et Santé Canada, 1994). En 1987, au cours d'une enquête sur l'apport alimentaire des Canadiens, on a constaté que les concentrations de cadmium dans l'eau potable de cinq villes du pays (dont Montréal) étaient inférieures à 0,1 µg/L, avec une moyenne de 0,044 µg/L (Dabeka et coll., 1987). Les concentrations de tous les échantillons de cadmium prélevés dans l'eau potable de Windsor en 1990 et 1991 étaient inférieures à la limite de détection de 0,05 µg/L (Szakolcal et Weller, 1994). Les concentrations de cadmium dans l'eau potable de la Ville de Montréal étaient toutes inférieures au seuil de détection de 0,5 µg/L entre 1972 et 1988, et de 1 µg/L en 2000 (Bernier, 2001).

La valeur de 0,05 µg/L a été retenue comme concentration de cadmium dans l'eau potable.

3.3 Alimentation

La plupart des aliments contiennent du cadmium. Pour notre analyse, nous avons retenu les concentrations moyennes de cadmium mesurées dans l'alimentation durant la période de 1986-1988 par Dabeka et McKenzie, 1995. Au cours de cette période, ils ont mesuré les concentrations de cadmium dans des aliments achetés dans cinq villes canadiennes (dont Montréal) et préparés pour la consommation. Les concentrations moyennes variaient de 1,6 à 17,4 µg/kg selon le type d'aliments.

Dabeka et McKenzie, 1989 ont mesuré une concentration moyenne de cadmium de 0,35 µg/kg dans le lait de formule prêt à utiliser. Dabeka et coll., 1986 ont mesuré une concentration moyenne en cadmium de 0,08 µg/kg de lait entier à partir de 210 échantillons de lait maternel au Canada. La médiane des concentrations de cadmium dans le lait de femmes de Terre-Neuve mesurées récemment étaient inférieures à 0,01 µg/L (n = 24 à 41, trois premiers mois d'allaitement) (Friel et coll., 1999). Les concentrations de 0,35 µg/kg et de 0,08 µg/kg sont retenues pour le lait de formule et le lait maternel.

3.4 Sol et poussières intérieures

Le pH et le type de sol sont les principaux facteurs qui influencent la mobilité du cadmium dans les sols. En effet, dans des conditions acides, la mobilité du cadmium est augmentée, mais elle est toutefois limitée en présence de matière organique, d'argile et/ou d'oxydes métalliques hydratés (Environnement Canada et Santé Canada, 1994).

Selon Bewers et coll., 1987 (cités par Environnement Canada et Santé Canada, 1994), les concentrations moyennes de cadmium mesurées dans 350 échantillons de sols ruraux, urbains et agricoles au Canada varient de 0,56 à 1,1 mg/kg. La concentration moyenne, le 98^{e} centile de la distribution des concentrations et l'étendue des concentrations de cadmium mesurées dans les sols de surface de parcs urbains de l'Ontario sont de 0,3, 0,84 et 0,03-1,16 mg/kg, respectivement (OMEE, 1994 cité par Health Canada, 1996). La concentration moyenne et l'étendue des concentrations de cadmium mesurées dans les sols de la région de Windsor sont de 0,79 et 0,41-1,70 mg/kg, respectivement (Gizyn, 1994 cité par Health Canada, 1996).

Au Québec, Giroux et coll., 1992 ont mesuré des concentrations de cadmium variant de 0,50 à 3,38 mg/kg, avec une moyenne de 1,1 mg/kg et un 95^{e} centile de 2,0 mg/kg dans des sols de régions agricoles. Lors de l'analyse de plus de 500 000 échantillons prélevés dans différentes régions du Québec en 1997 par le ministère canadien des Ressources naturelles, les concentrations de cadmium dans les sols et/ou les sédiments de ruisseaux ou de lacs[48] variaient de < 0,2 à 17,9 mg/kg, les moyennes se situant entre 0,29 et 0,39 mg/kg et les 95^{e} centiles entre 0,5 et 0,9 mg/kg, selon les régions géologiques (Choinière et Beaumier, 1997).

Il existe peu de données sur les teneurs en cadmium dans les poussières intérieures. Une étude de Rasmussen et coll., 2001 dans 50 résidences d'Ottawa a mesuré des concentrations moyennes de cadmium de 0,30, 0,37 et 6,46 mg/kg dans les sols extérieurs, les poussières de rues et les poussières intérieures, respectivement.

Les concentrations de 1,1 mg/kg et de 6 mg/kg sont retenues pour les sols et les poussières intérieures, respectivement.

3.5 Autres milieux

Les fumeurs constituent le sous-groupe de la population qui est le plus exposé au cadmium. Plusieurs auteurs ont estimé que la teneur en cadmium dans une cigarette était de l'ordre de 1 à 2 µg/cigarette (Elinder 1985a, *National Toxicology Program 1991*, cités par ATSDR, 1999). Selon Health Canada, 1996, la fumée principale d'une cigarette contiendrait en moyenne 0,187 µg de cadmium, ce qui conduit à une dose d'exposition de 3,74 µg/jour pour une consommation quotidienne de 20 cigarettes. Ces estimations sont semblables à celles faites par Ellinder, 1985 (2,0 à 4,0 µg inhalés/20 cigarettes) et Guerin et coll., 1992 (2,0-10 µg inhalés/20 cigarettes) (cités par Szakolcal et Weller, 1994). Toutefois, le tabagisme n'a pas été retenu dans notre évaluation de risque.

3.6 Concentrations bruit de fond retenues

Les concentrations bruit de fond retenues pour cette évaluation de risque sont résumées au tableau 2.

[48] Les auteurs considèrent que, de façon générale, la différence entre la concentration de métaux dans les sols et celle dans les sédiments prélevés au même endroit est mineure.

Tableau 2. Concentrations de cadmium dans l'environnement

Concentration dans	Unités	Valeurs	Références
Air extérieur - particules	mg/m^3	3,20E-06	Environnement Canada, comm. pers.
Air extérieur - phase gazeuse	mg/m^3	n.a.	-
Air intérieur - particules	mg/m^3	0,8E-06	Szakolcal et Weller, 1994
Air intérieur - phase gazeuse	mg/m^3	n.a.	-
Eau potable	mg/L	5,00E-05	Health Canada, 1996
Lait de formule	mg/L	3,50E-04	Dabeka et McKenzie, 1989
Lait maternel	mg/L	8,00E-05	Dabeka et coll., 1986
Lait et produits laitiers	mg/kg m f.	1,60E-03	Dabeka et McKenzie, 1995
Viande et œufs	mg/kg m f.	1,01E-02	Dabeka et McKenzie, 1995
Poissons et fruits de mer	mg/kg m f.	9,38E-03	Dabeka et McKenzie, 1995
Légumes-racines	mg/kg m f.	1,65E-02	Dabeka et McKenzie, 1995
Légumes feuillus	mg/kg m f.	1,65E-02	Dabeka et McKenzie, 1995
Légumes-fruits	mg/kg m f.	1,65E-02	Dabeka et McKenzie, 1995
Fruits et jus de fruits	mg/kg m f.	2,91E-03	Dabeka et McKenzie, 1995
Céréales	mg/kg m f.	1,66E-02	Dabeka et McKenzie, 1995
Sucre	mg/kg m f.	3,72E-03	Dabeka et McKenzie, 1995
Huile et noix	mg/kg m f.	1,74E-02	Dabeka et McKenzie, 1995
Sol	mg/kg m.s.	1,10E+00	Giroux et coll., 1992
Poussières intérieures	mg/kg m.s.	6,00E+00	Rasmussen et coll., 2001

n.a. : non approprié.
m.f. : matière fraîche.
m.s. : matière sèche.

4 TOXICOCINÉTIQUE ET EFFETS SUR LA SANTÉ

4.1 Toxicocinétique

Les quelques études concernant l'absorption du cadmium par le tractus gastro-intestinal indiquent un taux d'absorption compris entre 3 et 8 % (Health Canada, 1996, U.S. EPA, 1999). L'absorption du cadmium par inhalation dépend essentiellement de la taille et de la solubilité des particules auxquelles il est associé. En l'absence de données expérimentales chez l'humain, des modèles ont suggéré des taux d'absorption par inhalation compris entre 2,5 à 50 % (Health Canada, 1996). Selon le U.S. EPA, 2001b, 0,1 % du cadmium présent dans le sol serait absorbé par la peau, et selon Wester et coll., 1992, l'absorption de cadmium par la peau humaine serait de 0,5 % et de 0,02-0,07 % à partir de l'eau et du sol, respectivement.

Des taux d'absorption de 8 %, 50 % et 0,1 % ont été retenus pour l'ingestion, l'inhalation et le contact cutané avec le sol, respectivement.

Le cadmium absorbé est amené dans le foie via la circulation sanguine, où il se lie à des métallothionéines[49] (MT). Le cadmium lié aux MT repart dans le sang pour être dirigé vers les reins, où il est filtré par le glomérule et réabsorbé au niveau des tubules proximaux. Les métallothionéines sont alors lysées et le cadmium libre peut stimuler la synthèse de nouvelles MT. Cependant, les MT synthétisées par le rein ont une moins bonne capacité de liaison avec le cadmium que les MT du foie.

[49] La synthèse des MT est inductible par divers métaux, dont le cadmium et le zinc, dans le foie, le rein et d'autres organes.

Les effets toxiques du cadmium au niveau rénal seraient dus à la présence de cadmium libre, et cette situation est d'autant plus probable que la dose de cadmium est élevée (excès de cadmium par rapport aux MT du foie et du rein). La sensibilité du rein serait liée au fait que les MT qu'il produit ont une faible capacité de liaison au cadmium (U.S. EPA, 1999).

Le cadmium s'accumule essentiellement dans le cortex rénal (organe cible des premiers effets toxiques) et dans le foie. Environ 50 % de la charge de cadmium se trouverait dans le rein. De nombreuses études suggèrent que l'accumulation du cadmium dans le corps humain est proportionnelle à l'âge (Health Canada, 1996). Le placenta humain serait une barrière relativement efficace pour le cadmium (U.S. EPA, 1999).

L'élimination du cadmium a lieu dans les fèces et dans l'urine, mais elle est très limitée (moins de 10 % chez l'animal). La majeure partie du cadmium présent dans les fèces correspond au cadmium avalé mais non absorbé. Bien que l'excrétion urinaire du cadmium soit minime, elle est proportionnelle à la charge rénale de cadmium jusqu'à une concentration plateau dans le cortex rénal. La demi-vie du cadmium est de plusieurs dizaines d'années dans le rein, et de quelques années dans le foie (U.S. EPA, 1999).

4.2 Effets sur la santé

4.2.1 Effets autres que le cancer

L'exposition aiguë au cadmium par inhalation conduit essentiellement à des effets inflammatoires et dégénératifs sur le poumon, alors que l'exposition par ingestion peut ralentir la croissance, altérer le poids de différents organes, avoir des effets histopathologiques et perturber le système immunitaire (Health Canada, 1996).

En milieu de travail, les fumées ou les poussières de cadmium sont très irritantes pour les poumons, la peau et les yeux à fortes concentrations, et peuvent conduire à une irritation chronique des membranes des voies respiratoires supérieures lors d'exposition à long terme à de plus faibles concentrations (Szakolcal et Weller, 1994, Health Canada, 1996).

Plusieurs études chez l'humain et chez l'animal ont démontré que le rein est l'organe le plus sensible à une exposition chronique ou sub-chronique au cadmium, que ce soit par voie orale ou par inhalation. L'atteinte rénale se manifeste par des lésions caractéristiques des tubules proximaux, ce qui provoque une diminution de la réabsorption tubulaire et une protéinurie[50] (World Health Organization, 1996; ATSDR, 1999). Des incidences élevées de protéinurie tubulaire ont été documentées dans de nombreuses études épidémiologiques chez des populations vivant dans des régions du Japon, de la Belgique et de la Chine qui sont fortement polluées par le cadmium. Des études épidémiologiques chez des travailleurs exposés à des fumées et des poussières de cadmium ont elles aussi démontré la toxicité rénale du cadmium (ATSDR, 1999).

La concentration critique de 200 µg de cadmium par gramme de matière fraîche de cortex rénal humain a été retenue la comme concentration la plus élevée non associée à une protéinurie significative (ATSDR, 1999). Cependant selon certains auteurs, il faut être prudent dans l'interprétation de cette concentration car elle peut varier d'un individu à l'autre en fonction de différents facteurs (ATSDR, 1999).

[50] Les protéines de faible poids moléculaire, telles que β2-microglobuline, N-acétyl-β-D-glucosaminidase, lysozyme, ou protéine de liaison au rétinol, sont normalement réabsorbées par les tubules proximaux. Une excrétion accrue des ces protéines indique donc des dommages au niveau de ces tubules.

Une exposition chronique au cadmium, généralement à des doses qui provoquent une toxicité rénale, peut entraîner une atteinte osseuse chez les individus qui ont certains facteurs de risque (p. ex. la malnutrition) (ATSDR, 1999; U.S. EPA, 1999).

Chez l'animal, l'exposition au cadmium peut provoquer des dommages hépatiques (nécrose, changements métaboliques, peroxydation membranaire), mais généralement ces dommages ne sont observés qu'à des niveaux d'exposition très élevés (ATSDR, 1999). Chez l'humain, on observe une accumulation de cadmium dans le foie suite à une exposition par inhalation ou par ingestion, mais il y a peu d'évidence d'atteintes hépatiques chez les individus exposés (ATSDR, 1999).

Chez l'humain ou chez l'animal, l'exposition au cadmium par ingestion ou par inhalation peut entraîner de l'anémie. Chez l'animal, il a été démontré que l'ingestion de cadmium réduit l'absorption gastro-intestinale du fer. Le transport du cadmium des poumons vers le système digestif par le système muco-ciliaire est le mécanisme proposé pour expliquer l'anémie suite à l'exposition par inhalation. Les personnes qui ont une alimentation déficiente en fer sont généralement les plus susceptibles de développer de l'anémie (ATSDR, 1999).

4.2.2 Effets cancérigènes

Dans les études animales, le cadmium administré par voie sous-cutanée provoque des mutations des cellules germinales ou des dommages chromosomiques, mais ce type d'effets n'est pas observé lors d'une exposition orale ou péritonéale (ATSDR, 1999). *In vitro*, des mutations ont été observées sur des cellules bactériennes, des levures et des lignées cellulaires provenant de mammifères. Des aberrations chromosomiques ont été mises en évidence sur des lignées cellulaires de mammifères et des cultures de lymphocytes humains (ATSDR, 1999). Les résultats des études portant sur les aberrations chromosomiques chez les humains suite à l'exposition au cadmium par inhalation ou par voie orale sont contradictoires (World Health Organization, 1996; ATSDR, 1999).

En ce qui concerne l'exposition par voie orale, les études animales chez les rats et les souris soumis à une exposition chronique au cadmium n'ont pas démontré d'augmentation significative de l'incidence de tumeurs (World Health Organization, 1996; ATSDR, 1999). Les études épidémiologiques chez les individus exposés au cadmium par la voie orale de façon chronique n'ont pas non plus démontré d'augmentation du risque de développer un cancer (World Health Organization, 1996).

Cependant, des études toxicologiques chroniques chez des rats exposés par inhalation ont démontré une augmentation significative de tumeurs pulmonaires (World Health Organization, 1996). Certaines études menées chez des travailleurs exposés ont démontré une augmentation du risque de développer un cancer du poumon, mais aucune relation claire entre le niveau et la durée de l'exposition et le développement du cancer du poumon n'a pu être mise en évidence. De plus, plusieurs de ces études n'ont pu contrôler adéquatement certaines variables confondantes tel qu'une coexposition à d'autres cancérigènes et les habitudes tabagiques. De façon générale, les études suggèrent un lien possible entre l'exposition au cadmium et le risque de développer le cancer du poumon chez l'humain, mais aucune conclusion définitive n'a pu être tirée (ATSDR, 1999).

5 ESTIMATEURS DE RISQUE

5.1 Effets autres que le cancer

5.1.1 Ingestion

La dose de référence par ingestion proposée par le U.S. EPA (IRIS, dernière révision en 1994) a été dérivée à l'aide d'un modèle toxicocinétique qui permet de déterminer le niveau d'exposition chronique qui entraînerait une concentration de cadmium de 200 mg/kg[51] de cortex rénal humain (U.S. EPA, 2001a). Cette valeur a été retenue comme la concentration la plus élevée non associée à une protéinurie significative (revue d'études chez des individus exposés de façon chronique au cadmium réalisée par le U.S. EPA, 1985 cité par le U.S. EPA, 2001a). Le modèle suppose un taux d'absorption de 2,5 % pour les aliments, de 5 % pour l'eau potable et un taux d'élimination de la charge corporelle de 0,01 % par jour. Le modèle toxicocinétique prédit que les NOAEL pour une exposition chronique au cadmium via la consommation d'eau et d'aliments seraient de $5,0 \times 10^{-3}$ et $1,0 \times 10^{-2}$ mg/kg-j, respectivement. Un facteur d'incertitude de 10 a été appliqué pour tenir compte de la variabilité inter-individuelle en l'absence de données spécifiques chez les individus les plus sensibles. Les RfD actuelles sont donc de **$0,5 \times 10^{-3}$ mg/kg-j lorsque l'exposition provient de l'eau** et de **$1,0 \times 10^{-3}$ mg/kg-j lorsque l'exposition provient de l'alimentation**. Ces RfD sont actuellement en cours de révision.

En 1999, le U.S.EPA a réalisé une revue toxicologique sur le cadmium et ses composés (U.S. EPA, 1999). L'étude de Buchet et coll., 1990 (cités par le U.S. EPA, 1999) a été considérée comme la plus adéquate pour l'estimation de la dose de référence du cadmium par ingestion. Il s'agit d'une étude épidémiologique conduite auprès de 2 327 hommes et femmes belges répartis dans deux zones à forte exposition au cadmium et deux zones à faible exposition au cadmium. L'exposition par ingestion d'eau et d'aliments contaminés ainsi que l'exposition par inhalation de cadmium ont été prises en compte. Cette étude a démontré une relation dose-réponse entre les niveaux de cadmium urinaire et différents marqueurs de son effet rénal dans des populations humaines, incluant des individus plus sensibles tels que des diabétiques, des personnes âgées et des personnes exposées durant leur enfance. La N-acetyl-beta-D-glucosaminidase (NAG) a été considérée comme le plus pertinent et le plus sensible des marqueurs de la toxicité rénale du cadmium : une augmentation de 10 % de l'incidence de résultats anormaux pour ce marqueur a été associée à une excrétion urinaire de cadmium de 2,7 µg/jour. La dose orale journalière (RfD) qui entraînerait une excrétion urinaire de cadmium de 2,7 µg/jour a été calculée à l'aide d'un modèle toxicocinétique[52] et correspond à une dose d'exposition externe par ingestion de **$0,84 \times 10^{-3}$ mg/kg-j.** Cette valeur inclut l'apport bruit de fond par l'alimentation (estimé à $0,14 \times 10^{-3}$ mg/kg-j). Aucun facteur d'incertitude ni facteur modifiant n'a été retenu pour cette valeur puisque l'étude utilisée pour dériver cette RfD inclut les individus plus sensibles. Cette valeur est actuellement en consultation publique et devrait éventuellement remplacer les deux valeurs citées ci-haut.

L'ATSDR a basé son « minimal risk level » (MRL) sur l'étude de Nogawa et coll. (1989 cités par ATSDR, 1999) menée chez des consommateurs de riz vivant dans une zone polluée par le cadmium. La concentration de cadmium mesurée dans le riz produit localement a été utilisée pour estimer l'exposition au cadmium et la β_2-microglobulinurie a été utilisée comme indicateur de dommages rénaux. Le NOAEL associé aux dommages rénaux a été estimée à $2,1 \times 10^{-3}$ mg/kg-j et l'ATSDR a

[51] Matière fraiche.

[52] En considérant un taux d'absorption gastro-intestinal de 5 %, une excrétion journalière de 0,005 % de la charge corporelle et que 1/3 de la charge corporelle de cadmium est située dans le rein.

appliqué un facteur de sécurité de 10 pour tenir compte de la variabilité inter-individuelle, ce qui conduit à une MRL par ingestion de **0,2 x 10^{-3} mg/kg-j** (ATSDR, 1999).

L'OMS a considéré la protéinurie de faible poids moléculaire chez les personnes âgées comme indicateur d'un seuil pour des effets toxiques potentiels et a fixé le niveau de cadmium dans le cortex rénal à ne pas dépasser à 50 mg/kg. En se basant sur cette valeur limite, la « Provisional tolerable weekly intake » (PTWI) a été fixée à 7 µg/kg-j, ce qui correspond à une « Provisional tolerable daily intake » (PTDI) par ingestion de **1,0 x 10^{-3} mg/kg-j** (World Health Organization, 1993).

5.1.2 Inhalation

Plusieurs études, menées surtout en milieu de travail, démontrent que l'exposition au cadmium par inhalation entraîne des effets rénaux, et que ceux-ci seraient plus importants que les effets pulmonaires (U.S. EPA, 1999).

La banque de données IRIS ne présente pas actuellement de concentration de référence (RfC) (U.S. EPA, 2001a), mais dans son récent rapport, le U.S.EPA (U.S. EPA, 1999) a déterminé une RfC à partir de la même étude que celle utilisée pour déterminer la RfD, soit celle de Buchet et coll., 1990 (cités par U.S. EPA, 1999). Cette étude a été menée chez la population générale exposée à la fois par ingestion et inhalation, ses résultats sont en accord avec les résultats d'autres études épidémiologiques et ils permettent une bonne concordance entre la voie orale et l'inhalation (U.S. EPA, 1999).

Le U.S. EPA, 1999 a retenu le même modèle toxicocinétique et il a calculé qu'une excrétion urinaire de cadmium de 2,7 µg/jour correspondait à une exposition par inhalation de 0,65 µg/m^3, en tenant compte d'une exposition concomitante par ingestion de 0,14 µg/kg-j et en considérant que l'exposition bruit de fond par inhalation est négligeable. Cependant, l'exposition par la voie d'ingestion peut varier d'une population à l'autre et celle-ci peut être beaucoup plus élevée dans certaines populations (p. ex. celles qui consomment de grandes quantités de fruits de mer). Selon le modèle toxicocinétique utilisé, des niveaux d'exposition par voie orale plus élevés entraînent une modification de la RfC. L'U.S. EPA a calculé les RfC pour différents scénarios d'exposition par voie orale et par inhalation simultanée (voir tableau 3).

Tableau 3. Concentrations de référence pour le cadmium selon différents scénarios d'exposition simultanée par ingestion et par inhalation selon le U.S. EPA, 1999

Dose d'exposition par ingestion (10^{-3}mg/kg-j)	Concentration de référence (µg/m^3)[1]
0,14	0,7
0,16 - 0,26	0,6
0,27 -0,36	0,5
0,37- 0,47	0,4
0,49 - 0,57	0,3

[1] Ces concentrations de référence correspondent à des doses de référence par inhalation variant de 8,57E-05 à 20E-05 mg/kg-j.

5.2 Risques d'excès de cancer

Le cadmium est classé comme probablement cancérigène pour l'humain par le U.S. EPA (groupe B1, U.S. EPA, 2001a) et par Santé Canada (groupe II, Environnement Canada et Santé Canada, 1994). Les principaux composés de cadmium présents dans l'air (oxyde, chlorure et sulfate de cadmium) auraient des pouvoirs cancérogènes similaires (Environnement Canada et Santé Canada, 1994).

5.2.1 Ingestion

Plusieurs études animales où des rats ou des souris ont été exposés à différents sels de cadmium (acétate, sulfate, chlorure) par ingestion n'ont pas démontré d'évidence de réponse cancérigène. Les études menées chez des humains exposés par ingestion sont inadéquates pour évaluer la cancérogénicité du cadmium (U.S. EPA, 1999). À notre connaissance, il n'existe pas d'estimateurs de risque cancérigène par ingestion pour le cadmium.

5.2.2 Inhalation

En 1992, le U.S.EPA a estimé que la concentration associée à un excès de risque de cancer de 1×10^{-6} était de $6{,}00 \times 10^{-4}$ µg/m^3, ce qui correspond à une dose de $\mathbf{1{,}7 \times 10^{-7}}$ **mg/kg-j** (U.S. EPA, 1992 cité par le U.S. EPA, 2001a). Ces estimations sont basées sur une étude portant sur la mortalité par cancers broncho-pulmonaires chez des travailleurs de fonderie exposés au cadmium par inhalation (Thun et coll., 1985 cités par le U.S. EPA, 2001a).

Plus récemment, le U.S.EPA a estimé un risque unitaire de $4{,}4 \times 10^{-4}$ (µg/m^3)$^{-1}$ à partir de l'étude Stayner et coll. (1992, cités par le U.S. EPA, 1999). De cette étude, qui est un suivi de celle de Thun et coll. (1985), les auteurs ont considéré l'incidence des cancers pulmonaires observés chez des travailleurs exposés au cadmium par inhalation. La dose associée à un risque d'excès de cancer de 1×10^{-6} est de $\mathbf{0{,}6 \times 10^{-7}}$ **mg/kg-j**.

Santé Canada (Environnement Canada et Santé Canada, 1994) a estimé une concentration tumorigène 5 % ($TC_{0,05}$) à partir des données de cancer du poumon chez les rats exposés à long terme au chlorure de cadmium en aérosol (Takenaka et coll. 1983 et Oldiges et coll. 1984, cités par Environnement Canada et Santé Canada, 1994). La valeur de cette $TC_{0,05}$ exprimée pour l'humain est de 5,1 µg/m^3, ce qui correspond à une dose de $\mathbf{0{,}29 \times 10^{-7}}$ **mg/kg-j** associée à un risque de 1×10^{-6}. Selon Santé Canada, les résultats tirés de ces expérimentations animales sont semblables à ceux qui auraient été obtenus à partir des études épidémiologiques de Stayner (1990, 1992a et 1992b, cités par Environnement Canada et Santé Canada, 1994).

Tableau 4. Estimateurs de risque pour le cadmium développés par les principaux organismes de santé reconnus

Estimateur de risque	Valeur (mg/kg-j)	Effet critique	Étude	NOAEL ou LOAEL (mg/kg-j)	Facteur de sécurité	Organisme Date	Référence
Effets autres que le cancer – par ingestion							
RfD	0,50E-03	Pas de protéinurie significative chez des humains exposés de façon chronique via l'eau potable	Revue d'études par U.S. EPA, 1985	0,005 (NOAEL)	10	U.S. EPA, 1994	U.S. EPA, 2001a
	1,00E-03	Pas de protéinurie significative chez des humains exposés de façon chronique via l'alimentation	Revue d'études par U.S. EPA, 1985	0,02 (NOAEL)	10	U.S. EPA, 1994	U.S. EPA, 1999
Proposition de RfD	0,84E-03	10 % de probabilité d'avoir une excrétion de NAG anormalement élevée dans des populations générales exposées par l'environnement	Buchet et coll., 1990	0,008 (NOAEL)	Aucun	U.S. EPA, 1999	U.S. EPA, 1999
MRL	0,20E-03	Augmentation de β_2-microglobulinurie chez une population ingérant du riz cultivé dans une zone polluée par le cadmium	Nogawa et coll., 1989	0,002 (NOAEL)	10	ATSDR, 1999	ATSDR, 1999
PTDI	1,00E-03	Protéinurie de faible poids moléculaire chez l'humain	Revue de plusieurs études	-	-	WHO, 1993	World Health Organization, 1993
Effets autres que le cancer – par inhalation							
Proposition de RfC	$8{,}57^{E}$-05 à 20^{E}-05	10 % de probabilité d'avoir une excrétion de NAG anormalement élevée dans des populations générales exposées par l'environnement. Dépend de la dose par ingestion.	Buchet et coll., 1990		Aucun	U.S. EPA, 1999	U.S. EPA, 1999
Effets cancérigènes – par ingestion							
n.a.							
Effets cancérigènes – par inhalation							
Dose associée à un risque de 10^{-6}	1,71E-07	Cancers broncho-pulmonaires chez des travailleurs de fonderie	Thun et coll., 1985			U.S. EPA, 1992	U.S. EPA, 2001a
Dose associée à un risque de 10^{-6}	0,65E-07	Cancers broncho-pulmonaires chez des travailleurs de fonderie	Stayner et coll., 1992 (suivi de Thun et coll., 1985)			U.S. EPA, 1999	U.S. EPA, 1999
Dose associée à un risque de 10^{-6}	0,29E-07	Cancers du poumon chez les rats exposés au chlorure de cadmium	Takenaka et coll., 1983			Santé Canada, 1993	Santé Canada, 1996

n.a : non applicable

5.3 Estimateurs de risque retenus

Parmi les différents estimateurs de risque présentés au tableau 4, les dernières recommandations du U.S. EPA, 1999 ont été retenues pour valider les critères B et C (tableau 5). Les valeurs de référence par ingestion et par inhalation découlent du même mécanisme d'action et des mêmes effets observés dans la même étude chez l'humain. La RfD tient compte de l'exposition par inhalation (qui a été considérée négligeable) et la RfC tient compte de l'exposition par ingestion. Par conséquent, l'un ou l'autre de ces deux estimateurs peut être utilisé pour estimer les risques à la santé associés à l'exposition totale par toutes les voies. Nous avons donc choisi de travailler avec la dose de référence par ingestion.

Tableau 5. Estimateurs de risque retenus pour la validation des critères B et C du cadmium

Effets sur la santé	Nom et symbole	Valeur (mg/kg-j)	Estimateur initial	Organisme, date
Effets autres que le cancer	Dose de référence par ingestion (DRing)	$0{,}84 \times 10^{-3}$	Proposition de RfD	U.S. EPA, 1999
Dose associée à un risque d'excès de cancer de 10^{-6}	Dose cancer par inhalation (DCinh)	$0{,}65 \times 10^{-7}$	Proposition de risque cancérigène	U.S. EPA, 1999

6 RÉSULTATS DE LA VALIDATION DES CRITÈRES B ET C

Comme les effets autres que le cancer associés au cadmium sont systémiques, la *dose d'exposition combinée* (DEC) a été estimée en intégrant les expositions par ingestion, par inhalation et par contact cutané par rapport à la dose de référence par ingestion et l'*indice de risque combiné* par rapport à l'ingestion (IRC_{ing}) correspond alors au ratio de la dose d'exposition combinée/dose de référence par ingestion (équation 1).

$$\mathrm{IRC_{ing}} = \frac{\mathrm{DEC_{ing}}}{\mathrm{DR_{ing}}} = DE_{ing} + \left(DE_{inh} x \frac{Fabs_{inh}}{Fabs_{ing}} \right) + \frac{DA_{cut}}{Fabs_{ing}} \qquad \text{Équation 1}$$

où
IRC_{ing} = indice de risque combiné calculé par rapport à l'ingestion (sans unité)
DEC_{ing} = dose d'exposition combinée calculée par rapport à l'ingestion (mg/kg-j)
DR_{ing} = dose de référence par ingestion pour le cadmium (mg/kg-j)
DE_{ing} = dose d'exposition au cadmium par ingestion (mg/kg-j)
DE_{inh} = dose d'exposition au cadmium par inhalation (mg/kg-j)
DA_{cut} = dose de cadmium absorbé par contact cutané (mg/kg-j)
$Fabs_{ing}$ = fraction de la dose cadmium ingérée qui est absorbée (0,08)
$Fabs_{inh}$ = fraction de la dose cadmium inhalée qui est absorbée (0,5)

Quant aux risques de cancer, seule l'exposition par inhalation durant toute la vie a été considérée puisque le cancer broncho-pulmonaire constitue un effet local du cadmium inhalé.

Les résultats détaillés des doses d'exposition estimées pour le bruit de fond et les critères B et C sont présentés dans les tableaux 6, 8 et 11 respectivement. Une représentation graphique simplifiée des résultats pour le critère B est présentée à la figure 1. Les risques associés au critère B et au critère C sont présentés aux tableaux 9 et 10 ainsi qu'aux tableaux 12 et 13 respectivement.

6.1 Bruit de fond

6.1.1 Dose d'exposition bruit de fond

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) pour le cadmium associées au bruit de fond varient de **0,2 x 10^{-3} à 0,6 x 10^{-3} mg/kg-j**, selon l'âge. L'exposition via l'ingestion d'aliments constitue la source majeure d'exposition (plus de 95 %). La dose d'exposition moyenne via l'inhalation sur toute la durée de vie est de **2,6 x 10^{-7} mg/kg-j**.

Tableau 6. Doses d'exposition au cadmium dues au bruit de fond estimées selon la méthodologie décrite dans cette étude

Dose bruit de fond annuelle moyenne (mg/kg-j)	**0-6 mois**	**7 mois-4 ans**	**5-11 ans**	**12-19 ans**	**> 19 ans**
dose par inhalation d'air extérieur	1,02E-07	1,05E-07	8,23E-08	4,94E-08	2,09E-08
dose par inhalation d'air intérieur	7,76E-07	7,97E-07	6,23E-07	3,74E-07	3,37E-07
DOSE TOTALE PAR INHALATION	**5,80E-07**	**5,96E-07**	**4,66E-07**	**2,80E-07**	**2,07E-07**
	2,64E-07 sur toute la durée de vie				
Dose par ingestion d'eau potable souterraine	**6,10E-07**	**2,21E-06**	**1,50E-06**	**1,03E-06**	**8,71E-07**
dose par ingestion de lait de formule	3,47E-05	1,48E-06	n.a.	n.a.	n.a.
dose par ingestion de lait et produits laitiers	0,00E+00	5,74E-05	3,25E-05	1,82E-05	1,05E-05
dose par ingestion d'œufs et de viande	1,23E-05	5,26E-05	4,11E-05	3,33E-05	3,84E-05
dose par ingestion de poissons/fruits de mer	0,00E+00	8,53E-06	4,28E-06	2,36E-06	1,99E-06
dose par ingestion de légumes-racines	4,02E-05	1,05E-04	8,83E-05	7,32E-05	7,14E-05
dose par ingestion d'autres légumes	3,02E-05	6,70E-05	5,37E-05	3,84E-05	5,18E-05
dose par ingestion de fruits et jus de fruits	7,10E-06	4,13E-05	2,59E-05	1,46E-05	1,63E-05
dose par ingestion de céréales	8,10E-05	1,69E-04	1,46E-04	9,09E-05	8,43E-05
dose par ingestion de sucre	4,54E-06	1,17E-05	8,82E-06	5,67E-06	5,58E-06
dose par ingestion d'huile et noix	3,06E-06	2,74E-05	2,60E-05	1,95E-05	1,97E-05
dose par ingestion de lait maternel	7,24E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Dose par ingestion de tous les aliments	**2,13E-04**[1] **1,86E-04**[2]	**5,41E-04**	**4,26E-04**	**2,96E-04**	**3,00E-04**
dose par ingestion de sol	1,02E-06	3,79E-06	4,44E-07	1,40E-07	1,18E-07
dose par ingestion de poussières	5,12E-06	1,91E-05	2,23E-06	7,04E-07	5,94E-07
Dose par ingestion de sol et poussières	**6,14E-06**	**2,29E-05**	**2,68E-06**	**8,43E-07**	**7,12E-07**
DOSE TOTALE par INGESTION	**2,20E-04**[1] **1,92E-04**[2]	**5,67E-04**	**4,31E-04**	**2,98E-04**	**3,02E-04**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	1,58E-08	1,18E-08	2,92E-09	2,34E-09
dose par absorption cutanée de poussières	4,13E-08	2,56E-08	1,87E-08	1,27E-08	1,04E-08
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	5,52E-09	4,64E-09	3,85E-09	3,24E-09	3,12E-09
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**4,68E-08**	**4,61E-08**	**3,44E-08**	**1,88E-08**	**1,59E-08**
DOSE TOTALE COMBINÉE (toutes voies d'exposition) vs INGESTION	**0,23E-03**[1] **0,20E-03**[2]	**0,57E-03**	**0,43E-03**	**0,30E-03**	**0,30E-03**

[1] Lait de formule.
[2] Lait maternel.

n.a. : non approprié.

À des fins de comparaison, nous avons indiqué dans le tableau 7 les doses d'exposition bruit de fond estimées par Health Canada, 1996 et par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 pour la population canadienne et québécoise, respectivement.

Selon Health Canada, 1996, les *doses d'exposition combinée* pour le cadmium par rapport à l'ingestion sont comprises entre $0{,}2 \times 10^{-3}$ et $0{,}6 \times 10^{-3}$ mg/kg-j et la dose par inhalation est comprise entre $12{,}0 \times 10^{-7}$ et $20{,}0 \times 10^{-7}$ mg/kg-j. Selon le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996, les *doses d'exposition combinée* pour le cadmium par rapport à l'ingestion sont comprises entre $0{,}9 \times 10^{-3}$ et $4{,}3 \times 10^{-3}$ mg/kg-j et la dose par inhalation est comprise entre $3{,}9 \times 10^{-7}$ et $10{,}9 \times 10^{-7}$ mg/kg-j. Notre évaluation est du même ordre de grandeur que celle des deux organismes au niveau des *doses d'exposition combinée*, mais au niveau de l'inhalation, notre estimation est environ 2 à 7 fois plus faible que les leurs.

Tableau 7. Doses d'exposition au cadmium estimées par d'autres auteurs pour la population canadienne ou québécoise

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	**0-6 mois**	**7 mois-4 ans**	**5-11 ans**	**12-19 ans**	**> 19 ans**
Selon Health Canada, 1996					
dose externe par ingestion	6,26E-04	5,85E-04	4,61E-04	2,61E-04	1,80E-04
dose externe par inhalation	13,0E-07	17,0E-07	20,0E-07	12,0E-07	15,0E-07
dose par voie cutanée	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dose totale combinée vs ingestion[1]	**0,64E-03**	**0,60E-03**	**0,47E-03**	**0,27E-03**	**0,19E-03**
Selon le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996[2]					
dose externe par ingestion	4,32E-03	2,91E-03	1,92E-03	9,50E-04	8,79E-04
dose externe par inhalation	10,6E-07	10,6E-07	10,9E-07	5,87E-07	3,86E-07
dose absorbée par voie cutanée	5,34E-09	4,88E-09	4,35E-09	2,61E-09	3,43E-09
Dose totale combinée vs ingestion[1]	**4,33E-03**	**2,92E-03**	**1,93E-03**	**0,95E-03**	**0,88E-03**

[1] Estimée selon l'équation 1.

[2] Les doses pour chaque tranche d'âge ont été calculées à partir des doses estimées par le MEF pour des tranches d'âge plus réduites en pondérant la durée de chaque tranche d'âge initiale.

n.d. : non déterminé.

6.1.2 Risques à la santé associés au bruit de fond

6.1.2.1 Risques d'effets sur la santé autres que le cancer

Les *indices de risque combiné* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) associé au bruit de fond varient de **0,2 à 0,7**, selon l'âge.

6.1.2.2 Risques d'excès de cancer

Le risque d'excès de cancer broncho-pulmonaire associé à l'exposition par inhalation durant toute la vie est de **$4{,}1 \times 10^{-6}$,** soit environ 4 cas d'excès de cancer par 1 000 000 d'individus.

6.2 Critère B

6.2.1 Doses d'exposition associées au critère B

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) dues au critère B varient entre **$0{,}3 \times 10^{-3}$ et $1{,}0 \times 10^{-3}$ mg/kg-j**, selon l'âge. L'ingestion de légumes contaminés provenant du potager constitue la presque totalité de l'exposition au cadmium due au critère B. La dose d'exposition par inhalation sur toute la durée de vie est de **$0{,}4 \times 10^{-7}$ mg/kg-j** (tableau 8).

Tableau 8. Doses d'exposition au cadmium estimées dues au critère B (5 ppm) selon le scénario résidentiel

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	**0-6 mois**	**7 mois-4 ans**	**5-11 ans**	**12-19 ans**	**> 19 ans**
dose par inhalation d'air extérieur	6,24E-09	6,41E-09	5,01E-09	3,01E-09	1,27E-09
dose par inhalation d'air intérieur	3,31E-08	3,40E-08	2,66E-08	1,60E-08	1,44E-08
DOSE TOTALE par INHALATION	**0,40E-07**	**0,40E-07**	**0,32E-07**	**0,19E-07**	**0,16E-07**
	0,41E-07 sur toute la durée de vie				
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**5,92E-13**	**2,14E-12**	**1,45E-12**	**1,00E-12**	**1,00E-12**
dose par ingestion de lait de formule (= eau)	4,80E-12	2,06E-13	n.a.	n.a.	n.a.
dose par ingestion de légumes-racines	1,14E-04	2,98E-04	2,50E-04	2,08E-04	2,03E-04
dose par ingestion d'autres légumes	6,89E-05	1,53E-04	1,23E-04	8,79E-05	1,19E-04
dose par ingestion de fruits et légumes-fruits	9,13E-05	5,31E-04	3,33E-04	1,88E-04	2,10E-04
dose par ingestion de lait maternel	n.d.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Dose par ingestion de tous les aliments	**2,74E-04**	**9,82E-04**	**7,07E-04**	**4,83E-04**	**5,31E-04**
dose par ingestion de sol	3,61E-06	1,34E-05	1,57E-06	4,95E-07	4,18E-07
dose par ingestion de poussières	9,71E-07	3,62E-06	4,24E-07	1,33E-07	1,13E-07
dose par ingestion de sol et poussières	**4,58E-06**	**1,71E-05**	**2,00E-06**	**6,29E-07**	**5,31E-07**
DOSE TOTALE par INGESTION	**2,79E-04**	**9,99E-04**	**7,09E-04**	**4,84E-04**	**5,32E-04**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	5,60E-08	4,19E-08	1,03E-08	8,28E-09
dose par absorption cutanée de poussières	1,34E-08	5,60E-09	4,19E-09	2,95E-09	2,37E-09
dose par absoprtion cutanée à partir de l'eau	5,35E-15	4,51E-15	3,74E-15	3,14E-15	3,03E-15
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**1,34E-08**	**6,16E-08**	**4,61E-08**	**1,33E-08**	**1,06E-08**
DOSE TOTALE COMBINÉE (toutes voies d'exposition) vs INGESTION	**0,28E-03**	**1,00E-03**	**0,71E-03**	**0,48E-03**	**0,53E-03**

n.d. : non déterminé.
n.a. : non approprié.

6.2.2 Risques à la santé associés au critère B

6.2.2.1 Risques d'effets sur la santé autres que le cancer

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) **totales (bruit de fond et critère B)** varient entre $0{,}8 \times 10^{-3}$ et $1{,}6 \times 10^{-3}$ mg/kg-j, selon l'âge (tableau 9, figure 2). Les *indices de risque combiné* totaux sont inférieurs à 1,0, sauf pour les 7 mois-4 ans et 5-11 ans (indices : **1,9 et 1,4**, respectivement). Chez ces enfants, l'ingestion de légumes du potager contaminés au niveau du critère B par le cadmium est responsable du risque excédant la valeur de 1,0. Pour toutes les classes d'âge, l'exposition due au critère B contribue à 55-64 % de l'indice de risque total (bruit de fond + critère B).

Tableau 9. Risques autres que le cancer correspondant à l'exposition totale au cadmium pour le critère B (bruit de fond + critère B) vs dose de référence par ingestion

Doses et indices de risque	0-6 mois	7 mois-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	> 19 ans
Dose totale combinée vs ingestion[1] (mg/kg-j)	0,51E-03	1,57E-03	1,15E-03	0,78E-03	0,84E-03
IRC_{ing} (Indice de risque combiné : dose ingestion + inhalation + cutané/Dring)[1]	**0,60**	**1,87**	**1,36**	**0,93**	**0,99**
Contribution du critère B à l'IRC_{ing}	55 %	64 %	62 %	62 %	64 %

[1] Dose d'exposition combinée et indice de risque combiné, voir équation 1.

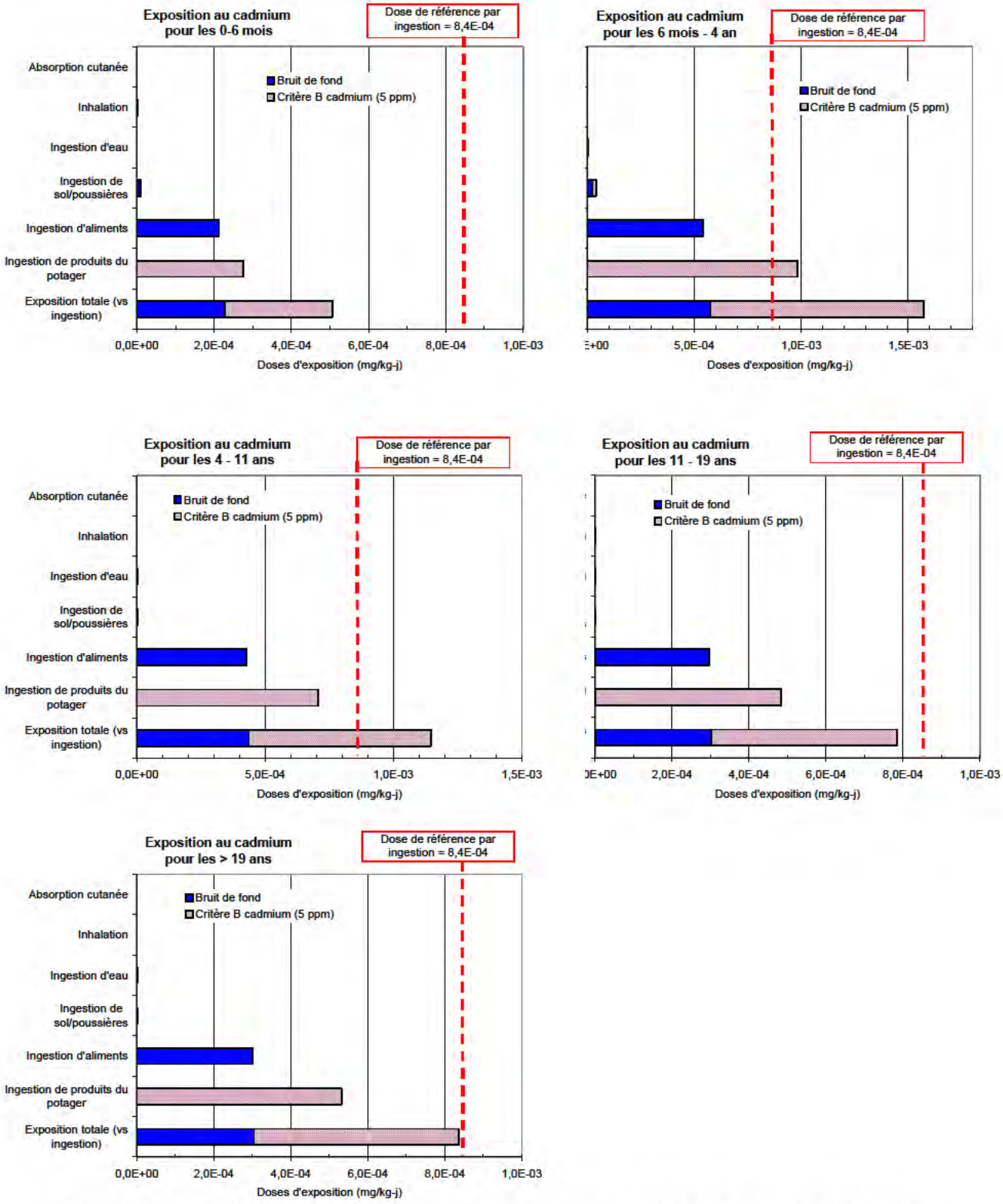


Figure 2. Représentation graphique des doses d'exposition au cadmium estimées dues au bruit de fond et au critère B selon le scénario résidentiel, et comparaison avec la dose de référence par ingestion

6.2.2.2 Risques d'excès de cancer

Le risque d'excès de cancer associé à l'inhalation de cadmium est de **4,1 x 10^{-6}** et de **0,6 x 10^{-6}** pour l'exposition au bruit de fond et au critère B, respectivement (tableau 10). Le risque dû au critère B représente environ 15 % du risque associé au bruit de fond.

Tableau 10. Risques de cancer correspondant à l'exposition bruit de fond et au critère B pour l'inhalation de cadmium

Doses et risques cancérigènes	Bruit de fond	Critère B	Contribution du critère B par rapport au bruit de fond
Dose d'exposition sur toute la vie (mg/kg-j)	2,64E-07	0,41E-07	15 %
Risque d'excès de cancer	4,06E-06	0,63E-06	15 %

[1] Dose d'exposition combinée et risque cancérigène combiné, voir équation 1.

6.3 Critère C

Le critère C du cadmium a été évalué selon deux scénarios commercial/industriel. Dans le scénario « extérieur », le travailleur est exposé directement au sol par ingestion et contact cutané et il inhale de l'air extérieur, alors que le travailleur « intérieur » n'a pas de contact direct avec le sol et respire de l'air intérieur. Pour l'estimation des risques, le bruit de fond estimé selon le scénario résidentiel est utilisé.

6.3.1 Doses d'exposition associées au critère C

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) associées au critère C sont de **0,0002 x 10^{-3} et 0,0006 x 10^{-3} mg/kg-j** pour le travailleur « intérieur » et le travailleur « extérieur », respectivement. Les doses d'exposition par inhalation sur toute la vie liées au critère C sont de **0,11 x 10^{-7} mg/kg-j** et de **0,16 x 10^{-7} mg/kg-j** pour le travailleur « intérieur » et le travailleur « extérieur », respectivement. Comme l'exposition du travailleur « extérieur » est un peu plus importante, ce scénario a été retenu pour le reste de l'analyse.

Tableau 11. Doses d'exposition au cadmium estimées dues au critère C (20 ppm), selon le scénario commercial/industriel

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)		Travailleur « intérieur »	Travailleur « extérieur »
dose par inhalation d'air extérieur		0,00E+00	2,18E-08
dose par inhalation d'air intérieur		1,53E-08	0,00E+00
DOSE TOTALE par INHALATION	**Dose moyenne annuelle**[1]	**0,002E-05**	**0,002E-05**
	Dose sur toute la durée de vie[2]	**0,11E-07**	**0,16E-07**
Dose par ingestion d'eau potable souterraine		**1,00E-12**	**1,00E-12**
Dose par ingestion de tous les aliments		**0,00E+00**	**0,00E+00**
dose par ingestion de sol		0,00E+00	4,18E-07
dose par ingestion de poussières		1,13E-07	0,00E+00
Dose par ingestion de sol et poussières		**1,13E-07**	**4,18E-07**
DOSE TOTALE par INGESTION		**1,13E-07**	**4,18E-07**
dose par absorption cutanée de sol		0,00E+00	6,07E-09
dose par absorption cutanée de poussières		2,37E-09	0,00E+00
dose par absorption cutanée à partir de l'eau		0,00E+00	0,00E+00
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE		**2,37E-09**	**6,07E-09**
DOSE TOTALE COMBINÉE (toutes voies d'exposition) vs INGESTION[3]		**0,0002E-03**	**0,0006E-03**

[1] Correspond à la dose due au critère C reçue pendant les 45 années de travail.
[2] Correspond à la dose due au critère C reçue pendant les 45 années de travail et rapportée sur la durée de vie (70 ans).
[3] Estimée selon l'équation 1.

6.3.2 Risques à la santé associés au critère C

6.3.2.1 Risques d'effets autres que le cancer

La *dose d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) **totale (bruit de fond + critère C)** est de 0,3 x 10^{-3} mg/kg-j, ce qui correspond à un *indice de risque combiné* total de **0,4**. Le critère C contribue à moins de 1 % du risque total (tableau 12).

Tableau 12. Risques autres que le cancer correspondant à l'exposition totale au cadmium pour le critère C (bruit de fond + critère C) vs dose de référence par ingestion pour le travailleur « extérieur »

Doses et indices de risque	Travailleur « extérieur »
Dose combinée total par ingestion (mg/kg-j)[1]	0,30E-03
IRC_{ing} (Indice de risque combiné : ingestion + inhalation + cutané/DRing)[1]	**0,36**
Contribution du critère C à l'indice de risque combiné total	0,2 %

[1] Estimés selon l'équation 1.

6.3.2.2 Risques d'excès de cancer

Les risques d'excès de cancer par inhalation de cadmium sont de **4,1 x 10^{-6}** et **0,2 x 10^{-6}** pour le bruit de fond et le critère C, respectivement. Le risque de cancer additionnel attribuable à l'inhalation de cadmium dû au critère C représente 6 % par rapport au risque associé au bruit de fond.

Tableau 13. Risques cancérigènes correspondant à l'exposition bruit de fond et au critère C pour le cadmium chez le travailleur « extérieur »

Doses et risques cancérigènes	Bruit de fond	Critère C	Contribution du critère C par rapport au bruit de fond
Dose d'exposition par inhalation sur toute la vie (mg/kg-j)[1]	2,64E-07	0,16E-07	6 %
Risque d'excès de cancer par inhalation[1]	4,06E-06	0,20E-06	6 %

[1] Dose d'exposition combinée et risque cancérigène combiné, voir équation 1.

7 DISCUSSION

Parmi les différents estimateurs de risque proposés pour le cadmium par les organismes de santé, les dernières recommandations du U.S. EPA, 1999 ont été retenues[53]. Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) au cadmium ont donc été comparées avec la dose de référence par ingestion de $0{,}84 \times 10^{-3}$ mg/kg-j (U.S. EPA, 1999) et l'exposition par inhalation a été comparée à l'estimateur de risque de cancer broncho-pulmonaire de $0{,}65 \times 10^{-7}$ mg/kg-j associé à un risque de 1×10^{-6} (U.S. EPA, 1999).

Critère B

Pour ce qui est des *effets autres que le cancer* attribuables au cadmium, les *indices de risque combiné* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) totaux (bruit de fond + critère) varient de **0,6 à 1,9**, et des dépassements de la valeur de 1,0 sont observés chez les enfants de 7 mois à 11 ans. Le risque associé au critère B constitue 55 à 64 % du risque total. L'ingestion de légumes du potager cultivés dans des sols contaminés par 5 ppm de cadmium est responsable du dépassement de la valeur de 1,0. Même si la dose de référence par ingestion actuelle du U.S. EPA depuis 1994 (U.S. EPA, 2001b) ($1{,}0 \times 10^{-3}$ mg/kg-j) avait été retenue, les risques d'effets autres que le cancer associés au critère B seraient également plus importants que 1,0 pour les mêmes groupes d'âge. Pour qu'un critère B de cadmium n'entraîne pas de risque d'effets autres que le cancer supérieur à 1,0 selon la même approche, il faudrait que sa valeur soit environ 3 ppm au lieu de 5 ppm. Le risque d'excès de cancer broncho-pulmonaire associé au critère B est de $0{,}6 \times 10^{-6}$, alors que celui lié au bruit de fond serait de $4{,}1 \times 10^{-6}$.

Ainsi, l'évaluation des risques associés au scénario résidentiel a démontré que les risques d'effets autres que le cancer pour les enfants de 7 mois à 11 ans sont supérieurs au niveau de risque maximum recommandé par le MSSS, 2002.

Critère C

Pour ce qui est des *effets autres que le cancer* attribuables au cadmium, l'*indice de risque combiné* total (bruit de fond + critère) est de **0,4** chez le travailleur le plus exposé et le risque d'excès de cancer broncho-pulmonaire associé au critère C est de $0{,}2 \times 10^{-6}$. **Selon ces estimations, les risques d'effets sur la santé associés au critère C du cadmium seraient inférieurs aux valeurs maximales recommandées par le MSSS, 2002.**

[53] Comme elles ne sont pas encore officiellement adoptées par le U.S. EPA, 1999, lorsque les recommandations du MSSS, 2002 sont dépassées, les résultats sont également discutés en fonction de la valeur de référence et de l'estimateur de risque cancérigène actuels du U.S.EPA.

L'incertitude rattachée à la valeurs de référence par ingestion du U.S. EPA, 1999 n'apparaît pas excessivement protectrice puisque qu'elle a été développée directement à partir de données recueillies dans la population en général, sans qu'aucun facteur de sécurité ne soit pris en compte.

L'estimation de l'exposition au cadmium via l'ingestion de légumes cultivés dans un potager contaminé au niveau du critère B constituerait cependant la source d'incertitude la plus importante associée à notre évaluation. En effet, l'ingestion de tels légumes est la principale source d'exposition au cadmium, et par conséquent du dépassement de la valeur de l'indice de risque de 1,0 recommandé par le MSSS, 2002. Pour estimer l'exposition au cadmium en provenance de l'ingestion des légumes du potager, nous avons retenu les facteurs de bioconcentration sol-plante (BCFsp) qui nous apparaissaient les plus adéquats à partir d'une revue de la littérature, mais qui ne sont pas validés spécifiquement pour notre étude (voir annexe 6). L'évaluation du CCME, 1999 visant à établir des recommandations quant à la qualité des sols a également considéré que l'exposition via l'ingestion de légumes du potager était une source d'exposition très significative. En effet, la recommandation de 14 ppm proposée par cet organisme pour un usage résidentiel est réduite à 1,4 ppm lorsqu'on tient compte du fait que les résidents consomment les produits de leur potager. Selon cet organisme, la concentration maximale de cadmium recommandée dans les jardins est 10 fois plus faible que dans les sols à usage résidentiel non utilisés pour un potager.

LISTE DES RÉFÉRENCES

ATSDR, 1999. Toxicological profile for cadmium (update). 397 pages.

Baes, I. C. F. et coll., 1984. A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionucleids through agriculture.

Bernier, A. M., 2001. Qualité de l'eau potable produite par la ville de Montréal - rapport annuel 2000, Ville de Montréal. **http://www2.ville.montreal.qc.ca/tp/eaupot/rapann.htm**.

CCME, 1997. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols relatives au cadmium : Environnement et santé humaine. In: Recommandations canadiennes pour la qualité des sols, (Eds.). pp.75-82

CCME, 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. 7 pages.

Choinière, J. et Beaumier, M., 1997. Bruits de fond géochimiques pour différents environnements géologiques au Québec. 28 pages.

Dabeka, R. W., Karpinski, K. F., et McKenzie, A. D., 1986. Survey of lead, cadmium and fluoride in human milk and corelation of levels with environmental and food factors. Food Chem. Toxicol., 24: 913-921.

Dabeka, R. W. et McKenzie, A. D., 1989. Survey of lead, cadmium, cobalt, and nickel in infant formulas and evaporated milks and estimation of dietary intakes of the elements by infants 0-12 months old. Sci. Total Environ., 89: 279-289.

Dabeka, R. W. et McKenzie, A. D., 1995. Survey of Lead, Cadmium, Fluoride, Nickel and Cobalt in Food Composites and Estimation of Dietary Intakes of These Elements by Canadians in 1986-1988. Journal of AOAC International, 78: 897-909.

Dabeka, R. W., McKenzie, A. D., et Lacroix, G. M. A., 1987. Dietary Intakes of Lead, Cadmium, Arsenic and Fluoride by Canadian Adults: a 24-hour Duplicate Diet Study. Food Additives and Contaminants, 4: 89-102.

Environnement Canada et Santé Canada, 1994. Liste des substances d'intérêt prioritaire - rapport d'évaluation: Le cadmium et ses composés. 106 pages.

Friel, J. K., Andrews, W. L., Jackson, S. E., Longerich, H. P., mercer, C., McDonald, A., Dawson, B., et Sutradhar, B., 1999. Elemental composition of human milk from mothers of premature and full-term infants during the first three months of lactation. Biol. Trace Element Res., 67: 225-247.

Giroux, M., Rompré, M., et Carrier, P. e. al., 1992. Caractérisation de la teneur en métaux lourds totaux et disponibles des sols du Québec. Agrosol, V: 46-55.

Health Canada, 1996. Canadian Soil Quality Guidelines for Contaminated site: Human health effects: inorganic cadmium - Final report.

MEF, 1997. La qualité de l'air au Québec de 1975 à 1994. 52 pages.

Ministère de l'Environnement du Québec, 1998. Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. 124 pages.

Ministère de l'Environnement du Québec, 2001. Comparaison des critères B et C avec les critères utilisés internationalement pour les sols. 43 pages.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996. Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. 761 pages.

MSSS, 2002. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés. 90 pages.

Rasmussen, P. E., Subramanian, K. S., et Jessiman, B. J., 2001. A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. Sci. Total Environ., 267: 125-140.

Santé Canada, 1986. Recommandation pour la qualité de l'eau potable - Le cadmium. 9 pages.

Szakolcal, A. et Weller, R., 1994. Windsor Air Quality Study - Health Effects Assessment Appendices 1-24.

U.S. EPA, 1999. Toxicological review - cadmium and compounds: in support of summary information on IRIS.

U.S. EPA, 2001a. IRIS summary for cadmium, http://cfpub.epa.gov/iris/,

U.S. EPA, 2001b. Risk assessment guidance for superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment) - Interim (review draft for public comment).

Wester, R. C., Maibach, H. I., Sedik, L., Melendres, J., DiZio, S., et Wade, M., 1992. In vitro percutaneous absorption of cadmium from water and soil into human skin. Fundam. Appl. Toxicol, 19: 1-5.

World Health Organization, 1993. Evaluation of certain food additives and contaminants: forty-first report of the joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. WHO technical report series #837. 54 pages.

World Health Organization, 1996. Guidelines for drinking-water quality - Second Edition - Volume 2 - Health criteria and othe supporting information.

ANNEXE 13

VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DU CHROME

ANNEXE 13 : VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DU CHROME

1 SITUATION DES CRITÈRES B ET C DU CHROME

Les critères B et C du chrome de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* concernent le *chrome total*, et leurs valeurs sont de **250 et 800 ppm**, respectivement (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998).

Le ministère de l'Environnement du Québec, 2001 a comparé ces critères avec ceux établis par plusieurs autres pays et basés sur la protection de la santé humaine (tableau 1). **Le critère B serait moins sévère que 62,5 % des critères pour usage résidentiel de 16 pays** (moyenne : 332 ppm; médiane : 220 ppm : étendue : 100-1 000 ppm) en *chrome total* et **le critère C serait moins sévère que 76,9 % des critères commerciaux/industriels de 13 pays** (moyenne : 1 290 ppm; médiane : 630 ppm; étendue : 100-7 000 ppm) en *chrome total*.

Selon cette même étude, certains pays ont fixé leurs critères en fonction du type de chrome. Ainsi, pour le *chrome III*, les valeurs statistiques pour les critères de sol à usage résidentiel sont de 125 573 ppm (moyenne), 78 000 ppm (médiane) et de 200 à 790 000 ppm (étendue; n = 11), et ceux pour les sols à usage commercial/industriel sont de 568 995 ppm (moyenne), 41 000 ppm (médiane) et de 700 à 3 500 000 ppm[54] (étendue; n = 10). Pour le *chrome VI* , les valeurs statistiques sont 458 ppm (moyenne), 230 ppm (médiane) et de 25 à 2 500 ppm (étendue; n = 15) pour l'usage résidentiel, et 4 987 ppm (moyenne), 600 ppm (médiane) et de 20 à 17 500 ppm (étendue; n = 13) pour usage commercial/industriel.

Les recommandations pour la qualité des sols émises par le **CCME** sont de 64 et 87 ppm en *chrome total*, pour les sols à vocation résidentielle/parc et commerciale/industrielle, respectivement (CCME, 1997). Ces recommandations sont toutefois basées sur la protection de l'environnement et sont plus sévères que celles basées sur la protection de la santé humaine. Les concentrations *recommandées pour la protection de la santé humaine* sont de **220, 630 et 2 300 ppm en *chrome total* pour une vocation résidentielle/parc, commerciale et industrielle, respectivement**. Ces critères sont basés sur l'ingestion de sol par un enfant âgé de 0,5 à 4 ans (usage résidentiel et commercial) ou par un adulte (usage industriel), et sur la limite supérieure de l'apport de *chrome III* recommandé par le National Academy of Science pour le maintien d'une bonne santé chez des enfants âgés de 1 à 3 ans (NAS, 1987 cité par Santé Canada, 1996), soit $6{,}2 \times 10^{-3}$ mg/kg-j.

Le **CCME** a établi en 1999 des recommandations pour la qualité des sols relativement au ***chrome VI*** (**0,4 ppm pour un usage résidentiel/parc et de 1,4 ppm pour des usages commerciaux et industriels**), mais celles-ci sont uniquement **basées sur la protection de l'environnement** (CCME, 1999). Compte tenu du manque de données adéquates sur la toxicité reliée à l'ingestion de *chrome VI*, il **considère que les recommandations basées sur la protection de l'environnement sont suffisamment faibles pour protéger la santé humaine** (Santé Canada, 1996).

Certains critères ont été proposés à partir de la capacité que possède le *chrome VI* d'induire une **dermatite allergique de contact**. Ainsi le New Jersey Department of Environmental Protection and Energy (NJDEPE) a proposé des critères de **10** et **15 ppm** en *chrome VI* en 1992 et en 1995, respectivement, comme niveaux nécessitant une réhabilitation (NJDEPE, 1995 cité par MA DEP,

[54] Cette valeur théorique est citée car elle est retenue comme critère par un pays bien qu'elle ne puisse être rencontrée dans la réalité (concentration > 1 kg de chrome par kg de sol!) (Renée Gauthier, MENV, communication personnelle).

1998). Ces concentrations ont été établies à partir de tests cutanés (« patch tests ») effectués dans les années 50 et 60 qui avaient démontré qu'une solution de 10 mg/L en *chrome VI* constituait le seuil minimal provoquant une réaction allergique chez 10 % des individus sensibilisés au *chrome VI* (MET 10 %). Le Massachusetts Department of Environmental Protection (MADEP) a recommandé en 1998 un critère de **170 ppm** en *chrome VI* en se basant sur le même type d'effet sur la santé (MA DEP, 1998). Cette valeur est basée sur les résultats plus récents de tests cutanés qui ont associé une valeur de $8{,}9 \times 10^{-5}$ mg de *chrome VI*/cm^2 de peau au MET 10 %, en tenant compte d'un facteur d'adhérence du sol de 0,5 mg/cm^2 et d'une biodisponibilité de 100 %. Considérant que le *chrome VI* est un sensibilisateur plus puissant lorsqu'il est administré par ingestion ou par inhalation, le MADEP est conscient qu'une concentration plus faible que 170 ppm pourrait affecter les individus sensibles.

Tableau 1. Comparaison des critères B et C avec ceux d'autres pays ou organismes

Organisme	Spéciation	Usage résidentiel (ppm) (Critère B = 250 ppm)				Usage commercial/industriel (ppm) (Critère C = 800 ppm)			
		N	moy	méd	étendue	N	moy	méd	étendue
Revue du MENV[1]	*Chrome total*	16	332	220	100-1 000	13	1 290	630	100-7 000
	Chrome III	11	125 573	78 000	200-790 000	10	568 995	41 000	700-3 500 000[11]
CCME[2,3]	*Chrome total*	n.a.	64[4] 220[5]			n.a.	87[4] 630[5,6] 2 300[5,7]		
	Chrome VI	n.a.	0,4[4]			n.a.	1,4[4]		
NJDEPE[8]	*Chrome VI*	n.a.	10 (1992) 15 (1995)						
MADEP[9]	*Chrome VI*	n.a.	170[10]						

[1] Ministère de l'Environnement du Québec, 2001.
[2] CCME, 1997.
[3] CCME, 1999.
[4] Recommandations finales basées sur la protection de l'environnement.
[5] Recommandations basées sur la protection de la santé humaine.
[6] Usage commercial.
[7] Usage industriel.
[8] New Jersey Department of Environmental Protection and Energy, 1995 cité par MADEP, 1998.
[9] Massachusetts Department of Environmental Protection, 1998.
[10] Considérant que le *chrome VI* est un sensibilisateur plus puissant lorsqu'il est administré par ingestion ou par inhalation, le MADEP est conscient qu'une concentration plus faible que 170 mg/kg pourrait affecter les individus sensibles.
[11] Cette valeur théorique est citée car elle est retenue comme critère par un pays bien qu'elle ne puisse être rencontrée dans la réalité (concentration > 1 kg de chrome par kg de sol!) (Renée Gauthier, MENV, communication personnelle).

n.a. : non applicable.

2 PARAMÈTRES SPÉCIFIQUES DU CHROME

Le chrome existe sous plusieurs valences (-2 à +6), mais on le trouve surtout sous l'état trivalent (III) ou hexavalent (VI). Le *chrome trivalent* est la forme thermodynamiquemnent la plus stable dans les conditions ambiantes d'oxydoréduction, et elle est la forme de chrome la plus répandue dans la nature (notamment sous forme de précipités insolubles d'oxyde de chrome, Cr_2O_3). Le *chrome hexavalent*, sous forme de chromates (CrO_4^{-2}) ou de bichromates ($Cr_2O_7^{2-}$), peut aussi être rencontré dans l'environnement. Il provient généralement de rejets industriels ou domestiques, mais il peut aussi être le fruit de l'oxydation du *chrome III* (ce qui se produit uniquement en milieu acide et sous des

conditions particulières (Santé Canada, 1986, CCME, 1997)). Le *chrome VI* a une forte affinité avec la matière organique et les autres substances réductrices.

Le tableau 2 présente les propriétés physico-chimiques qui ont été utilisées pour la présente évaluation des risques à la santé associés au *chrome III* et au *chrome VI*. Un représentant de chacune des deux principales formes de chrome a été retenu, soit le Cr_2O_3 (*chrome III*) et le K_2CrO_4 (*chrome VI*).

Tableau 2. Propriétés physico-chimiques du *chrome III* et du *chrome VI*

Paramètre	Unité	*Chrome III*		*Chrome VI*	
		Valeur	**Référence**	**Valeur**	**Référence**
Type	-	Cr_2O_3	-	K_2CrO_4	-
Poids moléculaire	g/mol	152	Santé Canada, 1996	194	Santé Canada, 1996
Solubilité aqueuse	mg/L	1 000	Santé Canada, 1996	629 000	Santé Canada, 1996
Coefficient de partage octanol/eau (logKow)	-	n.a.	-	n.a.	-
Coefficient d'adsorption sur carbone organique (logKoc)	-	n.a.	-	n.a.	-
Coefficient d'adsorption au sol (Kd)[1]	-	1 200	U.S. EPA, 1996	31	U.S. EPA, 1996
Diffusivité dans l'air	m^2/sec	n.a.	-	n.a.	-
Diffusivité dans l'eau	m^2/sec	n.a.	-	n.a.	-
Pression de vapeur	atm	n.a.	-	n.a.	-
Point de fusion	°C	2 330	Santé Canada, 1996	971	Santé Canada, 1996
Constante de Henry à 25 °C	torr m^3/mol	n.a.	-	n.a.	-
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau (Kp)	cm/hr	0,001	U.S. EPA, 2001	0,002	U.S. EPA, 2001
Ratio coefficient de perméabilité stratum corneum/épiderme viable (B)	-	n.a.	-	n.a.	-
Temps de latence par événement	hre/évén	n.a.	-	n.a.	-
Facteur de bioconcentration dans les racines	Note 1	0,0045	Baes et coll., 1984	0,0045	Baes et coll., 1984
facteur de bioconcentration dans les feuilles	Note 1	0,0075	Baes et coll., 1984	0,0075	Baes et coll., 1984
facteur de bioconcentration dans les fruits	Note 1	0,0045	Baes et coll., 1984	0,0045	Baes et coll., 1984

[1] pH= 6,8.

Note 1 : (mg/kg m.s.)/(mg/kg sol).

3 CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS L'ENVIRONNEMENT

Le *chrome VI* est très utilisé dans l'industrie pour la fabrication de chrome métallique et d'alliages, le chromage, la fabrication d'autres composés de chrome, la fabrication et l'utilisation d'agents de préservation du bois. L'utilisation de *chrome III* dans l'industrie est moins généralisée et se retrouve dans la teinture des textiles, l'industrie de la céramique et du verre, et en photographie.

Dans la majorité des études canadiennes, les mesures de chrome dans l'environnement ont été réalisées en *chrome total*. Il y a peu de données sur la distribution des espèces de *chrome III* et de *chrome VI*.

3.1 Air ambiant et air intérieur

Le chrome rejeté dans l'atmosphère se présente principalement sous forme de particules. En 1987 et en 1990, Dann a mesuré des concentrations moyennes de chrome variant de 3 à 9 ng/m^3 dans l'air ambiant de 12 villes canadiennes (Dann, 1991 cité par Santé Canada, 1996). En 1993, la moyenne des concentrations de chrome dans l'air ambiant de ces 12 villes canadiennes variait de < 1 à 28 ng/m^3, et la moyenne de ces concentrations moyennes était de 5 ng/m^3 (Santé Canada, 1996). Le Windsor Air Quality Study (1994) a mesuré la concentration ambiante de chrome à 11 stations d'échantillonnage de la ville de Windsor. Les concentrations moyennes et celles correspondant au 90^e percentile et au 95^e percentile de 2 838 échantillons prélevés durant quatre ans étaient de 6, 20 et 30 ng/m^3, respectivement (étendue : non détecté - 140 ng/m^3).

Il existe peu de données sur les concentrations de chrome dans l'air intérieur. Dans le Windsor Air Quality Study, Bell et coll., 1994 cités par Santé Canada, 1996 ont mesuré des concentrations moyennes de chrome de 2,9 ng/m^3 dans les maisons (étendue : 0,1 à 41 ng/m^3). Les concentrations moyennes étaient deux fois plus élevées dans les maisons de fumeurs (4,4 µg/m^3) que dans les maisons de non fumeurs (1,8 µg/m^3).

On connaît peu les espèces de chrome présentes dans l'air. Une étude californienne a noté que 3 à 8 % du *chrome total* était constitué de *chrome VI* (Environnement Canada et Santé Canada, 1994). Sheehan et coll., 1992 cité par Santé Canada, 1996 rapportent que le *chrome VI* constituerait en moyenne 25 % du *chrome total* présent dans l'air ambiant d'une région située à proximité d'un lieu d'entreposage de résidus de chrome aux États-Unis. Près d'un site contaminé par le chrome, Falerios et coll., 1992 cités par Szakolcal et Weller, 1994 ont mesuré des ratios de *chrome VI*/*chrome total* de 0,25 et de 0,21 dans l'air extérieur et l'air intérieur, respectivement, alors que dans des secteurs « non contaminés », la proportion de *chrome VI* était de 15 %. Les auteurs du Windsor Air Quality Study (1994) ont considéré que l'hypothèse d'attribuer une proportion de 20 % du *chrome total* en *chrome VI* dans l'air ambiant et l'air intérieur était raisonnable (Szakolcal et Weller, 1994).

La concentration moyenne de 5 ng/m^3 en *chrome total* a été retenue pour l'air ambiant et l'air intérieur, en considérant, lorsque nécessaire, une proportion de 20 % de *chrome VI*.

3.2 Eau potable

Les récentes études menées au Canada et ailleurs indiquent que le *chrome VI* serait la forme la plus importante de chrome dissous dans les eaux de surface (Santé Canada, 1996). Le rapport de *chrome VI / chrome III* serait de 1:1 à 2:1 dans les eaux de surface aérobies.

Dans l'eau potable, les concentrations moyennes de chrome mesurées au Canada varient de 0,3 à 4,3 µg/L (Environnement Canada et Santé Canada, 1994). À Montréal, la concentration de *chrome total* dans l'eau potable a varié de < 0,5 à 2,2 µg/L de 1968 à 1988 (Ville de Montréal, communication personnelle) et la concentration moyenne était < 1 µg/L en 2000 (Bernier, 2001).

Pour la présente évaluation des risques à la santé, la concentration de 2,0 µg/L en *chrome total* et une proportion de 50 % de *chrome VI* ont été retenues dans l'eau potable.

3.3 Alimentation

L'utilisation d'ustensiles contenant du chrome peut augmenter la teneur en chrome des aliments. L'ATSDR rapporte différentes concentrations de chrome mesurées dans les aliments, mais ces données proviennent d'enquêtes qui ont été menées entre 1975 et 1988 (ATSDR, 2000). Une enquête plus récente réalisée par Mann Testing Laboratories, 1992 cité par Environnement Canada et Santé Canada, 1994 a mesuré des concentrations variant de < 0,004 à 0,1 mg/kg dans une grande variété d'aliments au Canada. Dans le lait maternel, Kumpulainen, 1992 cité par Environnement Canada et Santé Canada, 1994 a mesuré des teneurs moyennes de chrome variant de 0,25 à 0,39 µg/L dans différents pays.

Les valeurs supérieures de l'enquête de Mann Testing Laboratories ont été retenues pour l'ensemble des aliments et la concentration moyenne de 0,32 µg/L de Kumpulainen (1992) pour le lait maternel. Devant l'absence de données sur la proportion de *chrome VI* présent dans les aliments, une proportion arbitraire de 10 % de *chrome VI* a été considérée.

3.4 Sol et poussières intérieures

Tout le chrome d'origine naturelle présent dans la plupart des sols l'est sous forme de *chrome III* (Environnement Canada et Santé Canada, 1994). Le *chrome III* se présente principalement sous forme d'oxydes et d'hydroxydes insolubles et adsorbés aux particules d'argile et de matière organique, et aux autres particules chargées négativement. Le *chrome III* est donc considéré comme relativement immobile et stable dans la majorité des sols (Santé Canada, 1996). Selon Santé Canada, 1996, la présence de *chrome VI* à des concentrations plus grandes que quelques dizaines de µg/kg laisse suspecter des apports anthropiques. Les espèces de *chrome VI* sont considérées plus solubles et plus mobiles que celles de *chrome III*.

Les concentrations de chrome dans le sol de 173 sites contrôlés au Canada varient de 10 à 100 mg/kg m.s. (moyenne : 43 mg/kg) (McKeague et Wolynetz, 1980 cités par Environnement Canada et Santé Canada, 1994). Les concentrations moyennes de chrome mesurées en 1990 en Ontario variaient de 10 à 22 mg/kg dans les terres agricoles et de 18 à 36 mg/kg dans les parcs urbains (Szakolcal et Weller, 1994). Au Québec, la concentration moyenne de chrome dans les sols agricoles serait de 40 mg/kg selon Giroux et coll., 1992.

Rasmussen et coll., 2001 ont mesuré les concentrations de chrome dans les jardins et les poussières intérieures de 51 maisons ainsi que dans les poussières de rues de la ville d'Ottawa. Les concentrations moyennes de *chrome total* étaient de 44,8 mg/kg, 86,7 mg/kg et 43,3 mg/kg dans les jardins, les poussières de maisons et les poussières de rue respectivement.

Selon Santé Canada, 1996, aucune étude canadienne n'a mesuré la proportion de *chrome VI* dans les sols contaminés. Cependant, lors d'une étude américaine, des concentrations moyennes de 103 +/ 20 mg/kg (n = 4) en *chrome total* et de 9,3 +/- 3,8 mg/kg (n = 2) en *chrome VI* ont été mesurées

dans des échantillons de sol de surface recueillis près d'une ancienne usine de traitement du minerai contenant du chrome (Gargas et coll., 1994 cités par Santé Canada, 1996)).

La concentration de 40 mg/kg a été retenue pour les sols et celle de 80 mg/kg pour les poussières intérieures en *chrome total*, et une proportion de 10 % de *chrome VI* a été considérée à partir des résultats de l'étude de Gargas et coll., 1994 cités par Santé Canada, 1996.

3.5 Autres milieux

La teneur en chrome dans la fumée principale des cigarettes canadiennes serait de 0,147 µg/cigarette (Labstat Incorporated, 1992 cité par Environnement Canada et Santé Canada, 1994). La consommation de 20 cigarettes par jour conduirait donc à une dose journalière de 2,94 µg. Toutefois, cette voie d'exposition n'a pas été retenue pour l'évaluation des risques toxicologiques.

3.6 Concentrations bruit de fond retenues

Le tableau 3 présente les concentrations de chrome retenues pour l'estimation des risques à la santé humaine.

Tableau 3. Concentrations bruit de fond de chrome dans l'environnement

Concentration dans	Unités	Valeurs	Proportion de chrome VI	Références
Air extérieur - particules	mg/m^3	5,00E-06	20 %	Santé Canada, 1996
Air extérieur - phase gazeuse	mg/m^3	n.a.	n.a.	-
Air intérieur - particules	mg/m^3	5,00E-06	20 %	Santé Canada, 1996
Air intérieur - phase gazeuse	mg/m^3	n.a.	n.a.	-
Eau potable	mg/L	2,00E-03	50 %	Environnement Canada et Santé Canada, 1994
Lait de formule	mg/kg m f.	7,50E-02	10 %	Donnée du lait et produits laitiers, par défaut
Lait maternel	mg/kg m f.	3,20E-04	10 %	Kumpulainen, 1992 cité par Santé Canada, 1996
Lait et produits laitiers[1]	mg/kg m f.	7,50E-02	10 %	Mann, 92 cité par Santé Canada, 1996
Viande et œufs[1]	mg/kg m f.	2,60E-02	10 %	Mann, 92 cité par Santé Canada, 1996
Poissons et fruits de mer[1]	mg/kg m f.	4,00E-03	10 %	Mann, 92 cité par Santé Canada, 1996
Légumes racines[1]	mg/kg m f.	1,10E-02	10 %	Mann, 92 cité par Santé Canada, 1996
Légumes feuillus[1]	mg/kg m f.	1,10E-02	10 %	Mann, 92 cité par Santé Canada, 1996
Légumes à fruits[1]	mg/kg m f.	1,10E-02	10 %	Mann, 92 cité par Santé Canada, 1996
Fruits et jus de fruits[1]	mg/kg m f.	5,30E-02	10 %	Mann, 92 cité par Santé Canada, 1996
Céréales[1]	mg/kg m f.	1,00E-01	10 %	Mann, 92 cité par Santé Canada, 1996
Sucre[1]	mg/kg m f.	7,40E-02	10 %	Mann, 92 cité par Santé Canada, 1996
Huile et noix[1]	mg/kg m f.	1,20E-02	10 %	Mann, 92 cité par Santé Canada, 1996
Sol	mg/kg m.s	40,0	10 %	Rasmussen et coll., 2001
Poussières intérieures	mg/kg m.s.	80,0	10 %	Rasmussen et coll., 2001

[1] Valeur supérieure de l'intervalle des concentrations présentées par Mann, 92 cité par Environnement Canada et Santé Canada, 1994.

n.a. : non approprié.
m.f. : matière fraîche.
m.s. : matière sèche.

4 TOXICOCINÉTIQUE ET EFFETS SUR LA SANTÉ

4.1 Toxicocinétique

Le *chrome VI* traverse généralement plus facilement les membranes biologiques que le *chrome III*. Ainsi, selon une revue réalisée par Environnement Canada et Santé Canada, 1994, la proportion de chrome absorbé par le tractus digestif serait d'environ 3 % et 10 % pour le *chrome III* et le *chrome VI*, respectivement. Cependant, le taux d'absorption des complexes organiques de *chrome VI* pourrait être plus élevé. Par inhalation, la fraction de chrome absorbé serait de 12 % et 30 % pour le *chrome III* et le *chrome VI*, respectivement. Que l'absorption ait lieu au niveau gastro-intestinal ou pulmonaire, une bonne partie du *chrome VI* est réduite en *chrome III* par l'épithélium. Ces facteurs d'absorption ont été retenus pour l'évaluation des risques associés aux critères B et C.

Les valeurs de perméabilité cutanée recommandées par le U.S. EPA, 2001 de 0,001 et 0,002 cm/hr pour le *chrome III* et le *chrome VI*, respectivement ont été retenues. Quant au taux d'absorption cutanée de ces deux formes de chrome, en l'absence de données, la valeur de 0,1 % que cet organisme a proposé à partir d'études expérimentales a été considérée.

Le chrome est distribué par la circulation sanguine dans tout l'organisme, y compris le fœtus. L'élimination a essentiellement lieu par l'urine (le chrome présent dans les fèces correspond surtout à la partie non absorbée, bien qu'il y ait une excrétion (minime) par voie biliaire).

4.2 Effets sur la santé

Le *chrome III* étant un élément essentiel, des apports minimaux sont recommandés par différents organismes de santé, contrairement au *chrome VI* pour lequel seuls des effets nocifs sont documentés.

4.2.1 Effets autres que le cancer

On considère que le *chrome III* joue un rôle essentiel dans le métabolisme du glucose chez l'humain et les animaux. Une carence en *chrome III* peut conduire à une tolérance réduite au glucose, des niveaux élevés d'insuline, de cholestérol et de triglycérides dans la circulation sanguine et une fréquence accrue de plaques aortiques (Anderson, 1981 cité par ATSDR, 2000). Le National Academy of Sciences (NAS) a recommandé un apport journalier de $0{,}7 \times 10^{-3}$ à $2{,}8 \times 10^{-3}$ mg/kg-j (50 à 200 µg/j) en se basant sur l'absence de signes de déficience en *chrome III* chez la majorité de la population consommant une dose moyenne de 50 µg/j de cet élément et sur l'absence de signes de toxicité lors d'essais d'enrichissement de 105 µg/j dans l'alimentation chez des humains (NAS, 1989 cité par Environnement Canada et Santé Canada, 1994). Des apports recommandés chez les enfants ont ensuite été dérivés pour différents groupes d'âge. Plus récemment, le Panel of micronutrients et coll., 2002 a établi des apports recommandés (« adequate intake ») de 35 et 25 µg/j pour les hommes et les femmes, respectivement, à partir des apports moyens de chrome dans la population américaine. Toutefois, devant le manque de données, cet organisme n'a pas développé d'apports recommandés (« estimated average requirements ») ni de niveaux tolérables (« tolerable upper intake level »). La Food and Drug Administration (FDA) propose une « Reference daily intake » de 120 µg/j en *chrome III* (U.S.DHHS, 1995 cité par U.S. EPA, 1998b). Santé Canada n'a cependant pas établi de doses diététiques minimales de chrome à cause de données et d'informations insuffisantes (HWC, 1990 cité par CCME, 1997).

Tableau 4. Apports journaliers recommandés en *chrome III*

Organisme	Population	Dose journalière recommandée	
		µg/jour	(x 10^{-3}) mg/kg-jour[1]
National Academy of Sciences (NAS)	Adultes	50 à 200	0,7 à 2,8
	Enfants		
	- 0 à 0,5 an	10 à 40	1,4 à 5,6
	- 0,5 à 1 an	20 à 60	2,2 à 6,6
	- 1 à 3 ans	20 à 80	1,6 à 6,6
	- 3 à 6 ans	30 à 120	1,6 à 6,6
	- enfants plus âgés	50 à 200	-
Panel of micronutrients et coll., 2002	Hommes	35	0,4
	Femmes	25	0,4
Food and Drug Administration (FDA)	Adultes	120	1,7

[1] Les poids corporels utilisés pour exprimer les doses journalières recommandées par le NAS, le Panel of Micronutrients et le FDA en mg/kg-j sont tirés du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996.

Des études animales ont démontré que le *chrome III* est faiblement toxique par ingestion (Szakolcal et Weller, 1994). Les données humaines implique souvent les deux espèces de chrome. Ainsi, l'exposition en milieu de travail à de fortes concentrations de *chrome III* et de *chrome VI* dans l'air peut irriter les voies respiratoires supérieures et provoquer des ulcérations des muqueuses du nez et de la bouche. De légères diminutions de la fonction pulmonaire ont aussi été observées chez les travailleurs exposés au chrome (Szakolcal et Weller, 1994).

Le *chrome VI* est également reconnu depuis longtemps pour sa capacité à induire une dermatite allergique de contact. Cette capacité a surtout été associée à la présence de *chrome VI* en milieu de travail, quoique certaines études ont démontré l'occurrence de dermatite allergique de contact chez des populations vivant dans des zones contaminées par des scories contenant du chrome au Japon (Bagdon et Hazen, 1991).

4.2.2 Effets cancérigènes

Les composés de *chrome trivalent* n'ont pas démontré d'effets cancérigènes par aucune voie d'exposition. Il n'y a pas non plus d'évidence que le *chrome III* puisse être mutagène *in vitro*. Le *chrome III* n'est donc pas classé comme une substance cancérigène par le Gouvernement du Canada (1994), l'IARC (1990) ni le U.S. EPA (groupe VI, groupe 3, et groupe D, respectivement) (CCME, 1997; U.S. EPA, 1998b).

Santé Canada, l'IARC et le U.S. EPA ont classé le *chrome VI* comme cancérogène pour l'humain (groupe 1, groupe I, et groupe A[55], respectivement) en raison des évidences suffisantes que cette substance peut causer le cancer du poumon chez l'humain (Environnement Canada et Santé Canada, 1994; U.S. EPA, 1998a). Ces organismes se sont basés sur les résultats d'études épidémiologiques qui ont démontré une augmentation du risque de cancer du poumon chez les travailleurs exposés aux particules dans des industries qui utilisaient des chromates pour produire des pigments et des alliages. Plusieurs de ces études ont noté une relation entre le niveau et la durée d'exposition d'une part, et le cancer, d'autre part, ainsi qu'une réduction des décès par cancer respiratoire lors de la mise en place de mesures visant à limiter l'exposition des travailleurs de ces industries (Environnement Canada et Santé Canada, 1994).

[55] Par ingestion, le *chrome VI* est classé comme non cancérogène (groupe D) (U.S. EPA, 1998b)

Le *chrome VI* est mutagène dans les études *in vitro* humaines et animales. Les essais *in vivo* chez l'humain ont démontré des résultats mitigés alors que ces essais chez les animaux ont démontré des résultats positifs (Szakolcal et Weller, 1994).

5 ESTIMATEURS DE RISQUE

5.1 Chrome III

Pour le *chrome III*, seul le U.S. EPA a établi une dose de référence pour des sels insolubles (p. ex. : oxyde de chrome, sulfate de chrome) (U.S. EPA, 1998b). Cette dose de référence de **1,50 mg/kg-j** a été établie à partir d'une étude chronique menée chez les rats nourris avec du pain contenant du Cr_2O_3 (Ivankovic et Preussman, 1975 cités par le U.S. EPA, 1998b). Aucun effet n'a été observé à aucune des doses d'exposition (jusqu'à une dose ajustée à l'humain de 1 468 mg/kg-j). Un facteur d'incertitude de 100 a été retenu (deux facteurs de 10 pour tenir compte de la variabilité entre les espèces et de la variabilité chez les humains) ainsi qu'un facteur modifiant de 10 afin de refléter les déficiences des données (le manque d'étude chez les mammifères non rongeurs et le manque de données claires évaluant les impacts sur la reproduction). D'autres études subchroniques par voie d'ingestion n'ont pas indiqué d'effets néfastes attribuables aux composés de *chrome III*, quoique les niveaux d'exposition étaient considérablement plus faibles (U.S. EPA, 1998b).

5.2 Chrome VI

En ce qui concerne le *chrome VI*, il existe des valeurs de référence par ingestion et par inhalation, et un estimateur de risque de cancer par inhalation (voir tableau 5).

5.2.1 Effets autres que le cancer

5.2.1.1 Ingestion

Le U.S. EPA a proposé une dose de référence de **3,0 x 10^{-3} mg/kg-j** via l'ingestion de *chrome VI* (U.S. EPA, 1998a). Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude animale menée par MacKenzie et coll., 1958 cités par le U.S. EPA, 1998 où des rats étaient exposés au *chrome VI* via l'eau potable. Aucun effet néfaste n'avait été observé dans aucun des groupes d'animaux exposés. En utilisant la plus forte valeur d'exposition expérimentale comme NOAEL, le U.S. EPA, 1998 a appliqué un facteur d'incertitude de 300 (un facteur de 10 pour la variabilité entre les espèces, un autre facteur de 10 pour la variabilité dans la population humaine et un facteur additionnel de 3 pour compenser le fait que la durée d'exposition expérimentale est plus courte que la durée de vie animale). Un autre facteur modifiant de 3 a également été considéré afin de tenir compte des effets gastro-intestinaux observés en Chine chez des humains exposés au *chrome VI* via l'eau potable (Zhang et Li, 1987 cités par U.S. EPA, 1998a).

5.2.1.2 Inhalation

Des concentrations de référence ont été établies par le U.S. EPA, 1998a pour les brouillards d'acide chromique et les aérosols de *chrome VI* dissous, et pour les particules de *chrome VI*. L'ATSDR, 2000 a aussi proposé des « minimal risk level » (MRL), mais comme ces valeurs de référence ont été établies pour des durées d'exposition intermédiaires plutôt que chroniques, nous ne les avons pas considérées.

- Le U.S. EPA a proposé une concentration de référence (RfC) par inhalation de $8{,}0 \times 10^{-6}$ mg/m^3 à partir d'une étude subchronique chez des travailleurs exposés à des brouillards d'acide chromique (Lindberg et Hedenstierna, 1983 cité par le U.S. EPA, 1998b). L'effet critique retenu était une atrophie du septum nasal et un facteur d'incertitude de 90 (facteur de 3 pour extrapoler une exposition subchronique à une exposition chronique, un autre facteur de 3 pour tenir compte de l'utilisation d'un LOAEL et un facteur de 10 pour considérer la variabilité entre les humains) a été retenu (U.S. EPA, 1998b). Cette RfC correspond à une dose de **$0{,}2 \times 10^{-5}$ mg/kg-j.**

- Le U.S. EPA, 1998b a également proposé une dose de référence par inhalation de 100×10^{-6} mg/m^3 pour des particules de *chrome VI* à partir d'une étude subchronique menée chez les rats (Glaser et coll., 1990 cités par le U.S. EPA, 1998b). Cette dose de référence par inhalation est basée sur une dose « benchmark » qui correspond à la limite de confiance inférieure à 95 % de la dose correspondant à un changement relatif de 10 % de la concentration de lactate déshydrogénase dans le fluide de lavage bronchioalvéolaire chez les rats exposés comparativement aux témoins (Malsch et coll., 1994 cités par le U.S. EPA, 1998b). L'augmentation de la lactate déshydrogénase dans le fluide de lavage bronchioalvéolaire serait considérée comme l'indicateur le plus sensible de toxicité pulmonaire. Un facteur d'incertitude de 300 a été retenu, soit un facteur de 3 pour tenir compte des différences pharmacodynamiques entre le rat et l'humain, un facteur de 10 pour tenir compte des expositions subchroniques versus une exposition durant toute la vie et un facteur de 10 pour considérer la variabilité dans la population humaine). Cette RfC correspond à une dose de **$2{,}9 \times 10^{-5}$ mg/kg-j.**

5.2.2 Effets cancérigènes

5.2.2.1 Ingestion

Lorsqu'ingéré, le *chrome VI* est classé dans le Groupe D (non classé) et il n'existe pas, à notre connaissance, d'estimateurs de risque de cancer pour cette voie d'exposition.

5.2.2.2 Inhalation

- Le U.S. EPA, 1998 a estimé qu'une concentration de $8{,}0 \times 10^{-8}$ mg/m^3 de chrome (soit une dose de **$2{,}3 \times 10^{-8}$ mg/kg-j)** correspondait à un risque d'excès de cancer de 10^{-6}. Cet estimé est basé sur une étude menée chez les travailleurs d'une usine de chromates, et le cancer associé au chrome était le cancer du poumon (Mancuso, 1975 cité par U.S. EPA, 1998). Une mise à jour par Mancuso, 1997 cité par le U.S. EPA, 1998 confirme que les taux de cancer du poumon mesurés récemment dans cette cohorte sont similaires à ceux observés en 1975, et qu'ils seraient associés à l'augmentation du niveau d'exposition au *chrome total*. La relation entre le niveau d'exposition et le cancer du poumon est moins claire lorsqu'on tient compte de la spéciation en *chrome III* ou *chrome VI*. Toutefois, on sait que la mortalité due au cancer du poumon a déjà été observée lors d'autres études chez des travailleurs exposés au *chrome VI* et qu'aucune preuve de mutagénicité et de cancérogénicité du *chrome III* n'a pu être mise en évidence. Contrairement à Santé Canada, le U.S. EPA, 1998a n'a pas fait de correction pour adapter son estimateur de risque spécifiquement aux concentrations de *chrome V*I. Cet organisme estime que même si cela a pu conduire à une sous-estimation du risque, d'autres éléments ont pu conduire à surestimer le risque (utilisation des données d'exposition de 1949 qui ont sous-estimé l'exposition des travailleurs, le fait d'avoir assumé que les habitudes tabagiques des travailleurs étaient les mêmes que celles de la population en général, ce qui n'est généralement pas le cas).

Tableau 5. Estimateurs de risque pour le *chrome VI* développés par les principaux organismes de santé reconnus

Estimateur de risque	Valeur (mg/kg-j)	Effet critique	Étude	NOAEL ou LOAEL (mg/kg-j)	Facteur de sécurité	Organisme Date	Référence
Effets autres que le cancer – par ingestion							
RfD	3,00E-03	Aucun effet rapporté - rats exposés via l'eau potable	MacKenzie et coll., 1958	2,50E+00 (NOAEL)	900	U.S. EPA, 1998	U.S. EPA, 1998b
Effets autres que le cancer – par inhalation							
RfC	0,22E-05	Atrophie du septum nasal chez des travailleurs exposés à des brouillards ***d'acide chromique***	Lindberg et Hedenstierna, 1983	2,00E-04 (LOAEL)	90	U.S. EPA, 1998	U.S. EPA, 1998b
RfC	2,85E-05	Présence de lactate déshydrogénase dans le fluide de lavage bronchioalvéolaire chez les rats exposés à des ***particules de chrome VI***	Glaser et coll., 1990 et Malsch et coll., 1994	9,80E-03 (dose benchmark)	300	U.S. EPA, 1998	U.S. EPA, 1998b
Effets cancérigènes – par ingestion							
n.a.							
Effets cancérigènes – par inhalation							
Concentration associée à un risque de 10^{-6}	2,30E-08	Cancer du poumon chez des travailleurs d'une usine de chromate	Mancuso, 1975	Note 1		U.S. EPA, 1998	U.S. EPA, 1998b
Concentration associée à un risque de 10^{-6}	0,40E-08	Cancer du poumon chez des travailleurs d'une usine de chromates	Mancuso, 1975	Note 2		Env. Can. et Santé Canada, 1994	Environnement Canada et Santé Canada, 1994

n.a. : non applicable.

Note 1 : Ne tient pas compte du fait que un septième de la concentration de *chrome total* correspondait à du *chrome VI.*

Note 2 : Tient compte du fait que un septième de la concentration de *chrome total* correspondait à du *chrome VI.*

- Santé Canada a déterminé une concentration tumorigène 5 % ($CT_{0,05}$) de 6,6 x 10^{-4} mg/m^3 pour le *chrome VI* à partir des données de Mancuso (1975). Cet organisme a tenu compte qu'environ un septième du *chrome total* auquel étaient exposés les travailleurs de l'étude de Mancuso correspondait à du *chrome hexavalent*. La $CT_{0,05}$ correspond à une dose de **0,4 x 10^{-8} mg/kg-j** pour un excès de risque de cancer de 1 x 10^{-6} (Environnement Canada et Santé Canada, 1994).

5.3 Estimateurs de risque retenus

Pour le *chrome III*, la valeur de 1,5 mg/kg-j proposée par le U.S. EPA, 1998b a été retenue pour la présente évaluation de risque (tableau 6). Il est à noter que cette dose de 1,5 mg/kg-j se situe étonnamment à l'intérieur de l'intervalle des apports recommandés par le NAS et le FDA pour être en bonne santé, tant au niveau des adultes que des jeunes enfants (tableau 4).

Tableau 6. Estimateur de risque retenu pour la validation des critères B et C du *chrome III*

Effet sur la santé	Nom et symbole	Valeur (mg/kg-j)	Estimateur initial	Organisme, date
Autre que le cancer	Dose de référence par ingestion (DRing)	1,50	RfD	U.S. EPA, 1998b

Pour le *chrome VI*, les estimateurs de risque proposés par le U.S. EPA, 1998a ont été retenus (tableau 7). Parmi les concentrations de référence disponibles, la valeur du U.S. EPA, 1998a pour les particules de *chrome VI* semble plus appropriée pour l'exposition via les sols que celle développée pour les brouillards d'acide chromique. Quant à l'estimateur de risque de cancer par inhalation, celui du U.S. EPA, 1998a a été considéré.

Tableau 7. Estimateurs de risque retenus pour la validation des critères B et C du *chrome VI*

Effet sur la santé	Nom et symbole	Valeur (mg/kg-j)	Estimateur initial	Organisme, date
Autre que le cancer	Dose de référence par ingestion (DRing)	3,00E-03	RfD	U.S. EPA, 1998a
	Dose de référence par inhalation (DRinh)	2,85E-05	RfC	U.S. EPA, 1998a
Dose associée à un risque d'excès de cancer de 10^{-6}	Dose cancer par inhalation (DCinh)	2,30E-08		U.S. EPA, 1998a

6 RÉSULTATS DE LA VALIDATION DES CRITÈRES B ET C

Les critères B et C du chrome dans la *Politique* sont exprimés en *chrome total*. Or, comme les valeurs de référence et les estimateurs de risque de cancer sont exprimés en terme de *chrome III* ou de *chrome VI*, la méthodologie suivante a été utilisée pour valider les deux critères (tableau 8).

Dans un premier temps, l'exposition au *chrome total* par les différentes voies d'exposition due au bruit de fond + due aux critères B et C a été comparée avec l'estimateur de risque par ingestion du *chrome III*.

Puis, comme il y a trois estimateurs de risque pour le *chrome VI, i)* l'exposition au *chrome VI* par ingestion et contact cutané due au bruit de fond + critères B et C a été comparée avec la dose de référence par ingestion du *chrome VI, ii)* l'exposition au *chrome VI* par inhalation due au bruit de fond + critères B et C a été comparée avec la dose de référence par inhalation du *chrome VI* et *iii)* l'exposition au *chrome VI* par inhalation due aux critères B et C a été comparée avec l'estimateur de risque cancérigène du *chrome VI*. Pour estimer l'exposition reliée au bruit de fond, les concentrations qui correspondaient à la proportion de *chrome VI* dans l'environnement ont été considérées. Pour estimer l'exposition associée aux critères B et C, il a été d'abord considéré que toute la valeur du critère était sous forme de *chrome hexavalent*, et lorsque la dose de référence et/ou l'estimateur de risque de cancer étaient dépassés, la concentration en chrome VI que devrait prendre les critères B et C pour respecter les recommandations des lignes directrices du MSSS, 2002 a été estimée.

Tableau 8. Procédure de validation des critères B et C du chrome

Type d'évaluation	Exposition bruit de fond		Exposition due aux critères B et C		Estimateur de risque
	Voie d'exposition	**Niveau d'exposition**	**Voie d'exposition**	**Niveau d'exposition**	
Chrome III	Ingestion Inhalation Contact cutané	Concentration en *chrome total*[1] dans l'environnement	Ingestion Inhalation Contact cutané	Contamination des milieux à partir de 250 ppm et 800 ppm de *chrome III* dans le sol	Dose de référence par ingestion pour le *chrome III* (1,50 mg/kg-j)
Chrome VI	Ingestion Contact cutané	Concentration qui correspond à la proportion du *chrome VI*[2] dans l'environnement	Ingestion Contact cutané	1er : Contamination des milieux à partir de 250 ppm et 800 ppm de *chrome VI* dans le sol 2e : **Si nécessaire**, déterminer la concentration de *chrome VI* dans le sol qui permet de respecter la dose de référence par ingestion	Dose de référence par ingestion pour le *chrome VI* (3,00E-03 mg/kg-j)
	Inhalation	20 % de la concentration mesurée dans l'air	Inhalation	1er : Contamination des milieux à partir de 250 ppm et 800 ppm de *chrome VI* dans le sol 2e : **Si nécessaire**, déterminer la concentration de *chrome VI* dans le sol qui permet de respecter la dose de référence par inhalation	Dose de référence par inhalation pour le *chrome VI* (2,20E-06 mg/kg-j)
	Inhalation[3]	20 % de la concentration mesurée dans l'air[3]	Inhalation	1er : Contamination des milieux à partir de 250 ppm et 800 ppm de *chrome VI* dans le sol 2e : **Si nécessaire**, déterminer la concentration de *chrome VI* dans le sol qui permet de respecter l'estimateur de risque de cancer	Estimateur de risque de cancer pour le *chrome VI* (dose de 2,30E-08 mg/kg-j associée à un risque de 1×10^{-6})

[1] Le fait de considérer que tout le chrome est sous forme de *chrome III* et de comparer la dose d'exposition avec la dose de référence pour du *chrome III* ne sous-estime pas le risque.
[2] La proportion du *chrome total* présente sous la forme du *chrome VI* : air = 20 %; eau = 50 %; aliments = 10 %; sol = 10 %.
[3] Estimation de l'exposition bruit de fond à titre d'indication seulement.

Nous rappelons ici les algorithmes utilisés pour estimer la *dose d'exposition combinée* (DEC) ainsi que *l'indice de risque combiné* (IRC) correspondant qui permettent de comparer l'exposition au *chrome III* et au *chrome VI* par différentes voies d'exposition aux doses de référence par ingestion.

Pour le *chrome III*, comme les effets ayant été utilisés pour le développement de la dose de référence par ingestion ne sont pas des effets locaux (aucun effet observé), l'exposition en provenance de toutes les voies a été considérée (équation 1). Pour le *chrome VI*, seules les voies d'exposition par ingestion et contact cutané ont été considérées en comparaison avec la dose de référence par ingestion (équation 2), puisqu'il existe une valeur de référence par inhalation qui a été utilisée à titre de comparaison avec la voie d'exposition par inhalation.

$$IRC_{ing} = \frac{DEC_{ing}}{DR_{ing}} = \left\{ \frac{DE_{ing} + \left(DE_{inh} \times \frac{Fabs_{inh}}{Fabs_{ing}} \right) + \frac{DA_{cut}}{Fabs_{ing}}}{DR_{ing}} \right\}$$ Équation 1

où
IRC_{ing} = indice de risque combiné calculé par rapport à l'ingestion (sans unité)
DEC_{ing} = Dose d'exposition combinée calculée par rapport à l'ingestion (mg/kg-j)
DR_{ing} = Dose de référence par ingestion pour le *chrome III* (mg/kg-j)
DE_{ing} = Dose d'exposition au *chrome III* par ingestion (mg/kg-j)
DE_{inh} = Dose d'exposition au *chrome III* par inhalation (mg/kg-j)
DA_{cut} = Dose de *chrome III* absorbée par contact cutané (mg/kg-j)
$Fabs_{ing}$ = Fraction de la dose de *chrome III* ingérée qui est absorbée (0,03)
$Fabs_{inh}$ = Fraction de la dose de *chrome III* inhalée qui est absorbée (0,12)

$$IRC_{ing} = \frac{DEC_{ing}}{DR_{ing}} = \left\{ \frac{DE_{ing} + \left(DE_{inh} \times \frac{Fabs_{inh}}{Fabs_{ing}} \right) + \frac{DA_{cut}}{Fabs_{ing}}}{DR_{ing}} \right\}$$ Équation 2

où
IRC_{ing} = indice de risque combiné calculé par rapport à l'ingestion (sans unité)
DR_{ing} = Dose de référence par ingestion pour le *chrome VI* (mg/kg-j)
DEC_{ing} = Dose d'exposition combinée calculée par rapport à l'ingestion (mg/kg-j)
DE_{ing} = Dose d'exposition au *chrome VI* par ingestion (mg/kg-j)
DA_{cut} = Dose de *chrome VI* absorbée par contact cutané (mg/kg-j)
$Fabs_{ing}$ = Fraction de la dose de *chrome VI* ingérée qui est absorbée (0,10)
$Fabs_{inh}$ = Fraction de la dose de *chrome VI* inhalée qui est absorbée (0,30)

Pour le *chrome III*, les résultats détaillés des doses d'exposition estimées pour le bruit de fond et les critères B et C sont présentés dans les tableaux 9, 11 et 13 respectivement. Pour le *chrome VI*, les doses d'exposition associées au bruit de fond, au critère B et au critère C sont présentés aux tableaux 15, 16 et 19 respectivement. Une représentation graphique simplifiée des résultats pour le critère B (*chrome VI)* est présentée à la figure 1.

6.1 Chrome III

6.1.1 Bruit de fond

6.1.1.1 Doses d'exposition au bruit de fond

Les *doses d'exposition combinée* (incluant ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) au *chrome III* associées au bruit de fond varient entre **$1{,}0 \times 10^{-3}$ et $8{,}4 \times 10^{-3}$ mg/kg-j**. L'ingestion d'aliments contribue à 80-98 % de cette dose. Pour les bébés et les enfants âgés de > 6 mois-4 ans, l'ingestion de sol/poussières représente environ 10 % et 7 % de la dose totale par ingestion, respectivement. Pour les autres tranches d'âge, l'ingestion d'eau et de sol/poussières ont une contribution semblable, de l'ordre de 1-2 %. L'exposition au *chrome III* par inhalation et par contact cutané avec les poussières et le sol est négligeable.

Tableau 9. Doses d'exposition au *chrome III* dues au bruit de fond estimées selon la méthodologie décrite dans cette étude

Dose bruit de fond annuelle moyenne (mg/kg-j)	**0-6mois**	**7 mois-4 ans**	**5-11 ans**	**12-19 ans**	**> 19 ans**
dose par inhalation d'air extérieur	3,20E-07	3,29E-07	2,57E-07	1,54E-07	6,52E-08
dose par inhalation d'air intérieur	2,42E-06	2,49E-06	1,95E-06	1,17E-06	1,05E-06
DOSE TOTALE PAR INHALATION	**2,74E-06**	**2,82E-06**	**2,20E-06**	**1,32E-06**	**1,12E-06**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**2,44E-05**	**8,82E-05**	**5,99E-05**	**4,13E-05**	**3,49E-05**
dose par ingestion de lait de formule	7,43E-03	3,18E-04	n.a.	n.a.	n.a.
dose par ingestion de lait et produits laitiers	0,00E+00	2,69E-03	1,53E-03	8,52E-04	4,90E-04
dose par ingestion d'œufs et de viande	3,17E-05	1,36E-04	1,06E-04	8,58E-05	9,89E-05
dose par ingestion de poissons/fruits de mer	0,00E+00	3,64E-06	1,82E-06	1,01E-06	8,49E-07
dose par ingestion de légumes racines	2,68E-05	7,00E-05	5,88E-05	4,88E-05	4,76E-05
dose par ingestion d'autres légumes	2,01E-05	4,47E-05	3,58E-05	2,56E-05	3,45E-05
dose par ingestion de fruits et jus de fruits	1,29E-04	7,52E-04	4,72E-04	2,65E-04	2,97E-04
dose par ingestion de céréales	4,88E-04	1,02E-03	8,78E-04	5,48E-04	5,08E-04
dose par ingestion de sucre	9,02E-05	2,33E-04	1,75E-04	1,13E-04	1,11E-04
dose par ingestion d'huile et noix	2,11E-06	1,89E-05	1,79E-05	1,35E-05	1,36E-05
dose par ingestion de lait maternel	2,90E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
dose par ingestion de tous les aliments	**8,21E-03**[1] **8,17E-04**[2]	**5,28E-03**	**3,27E-03**	**1,95E-03**	**1,60E-03**
dose par ingestion de sol	3,70E-05	1,38E-04	1,61E-05	5,08E-06	4,29E-06
dose par ingestion de poussières	6,83E-05	2,55E-04	2,98E-05	9,38E-06	7,92E-06
dose par ingestion de sol et poussières	**1,05E-04**	**3,92E-04**	**4,59E-05**	**1,45E-05**	**1,22E-05**
DOSE TOTALE par INGESTION	**8,34E-03**[1] **9,47E-04**[2]	**5,77E-03**	**3,38E-03**	**2,01E-03**	**1,65E-03**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	5,75E-07	4,30E-07	1,06E-07	8,49E-08
dose par absorption cutanée de poussières	5,50E-07	3,42E-07	2,49E-07	1,69E-07	1,39E-07
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	2,21E-07	1,86E-07	1,54E-07	1,30E-07	1,25E-07
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**7,71E-07**	**1,10E-06**	**8,33E-07**	**4,04E-07**	**3,48E-07**
DOSE COMBINÉE (toutes voies) vs INGESTION	**8,38E-03**[1] **0,98E-03**[2]	**5,81E-03**	**3,41E-03**	**2,03E-03**	**1,66E-03**

[1] Lait de formule.
[2] Lait maternel.

n.a. : non approprié.

À des fins de comparaison, les doses d'exposition bruit de fond au *chrome total* estimées par Santé Canada et par le ministère de l'Environnement et de la Faune pour la population canadienne et québécoise sont présentées au tableau 10.

Selon Santé Canada, 1996, la *dose totale combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) varie entre 0,2 x 10^{-3} et 1,4 x 10^{-3} mg/kg-j pour le *chrome total*. La présente estimation de l'exposition bruit de fond totale est environ 5 fois plus importante que celle de Santé Canada. Cette différence est principalement attribuable au fait que nous avons retenu les concentrations *maximales* de chrome mesurées dans les aliments par Mann Testing Laboratories (1992) alors que Santé Canada, 1996 a utilisé les valeurs moyennes de cette étude (non présentées dans leur document).

Les doses totales combinées par rapport à l'ingestion estimées par le MEF, 1996 pour le *chrome III* varient de 2,87 x 10^{-3} à 12,5 x 10^{-3} mg/kg-j, soit des valeurs 1,5 à 10 fois plus élevées que celles estimées.

Tableau 10. Doses d'exposition au chrome estimées par d'autres auteurs pour la population canadienne ou québécoise

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	**0-6 mois**	**7 mois-4 ans**	**5-11 ans**	**12-19 ans**	**> 19 ans**
Selon Santé Canada, 1996					
dose externe par ingestion	2,21E-04	1,43E-03	6,86E-04	4,27E-04	3,06E-04
dose externe par inhalation	1,25E-06	1,92E-06	2,22E-06	1,84E-06	1,64E-06
dose par voie cutanée	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Dose totale combinée vs ingestion[1]	**< 1,6E-03**[3] **0,23E-03**[4]	**1,43E-03**	**0,69E-03**	**0,43E-03**	**0,31E-03**
Selon le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996[2]					
dose externe par ingestion	1,25E-02	9,09E-03	5,64E-03	2,75E-03	2,58E-03
dose externe par inhalation	1,06E-05	1,05E-05	1,10E-05	5,87E-06	3,76E-06
dose absorbée par voie cutanée	2,38E-08	2,27E-08	2,07E-08	1,28E-08	2,17E-08
Dose totale combinée vs ingestion[1]	**12,5E-03**	**9,13E-03**	**5,68E-03**	**2,77E-03**	**2,59E-03**

[1] Estimée selon l'équation 1.
[2] Les doses pour chaque tranche d'âge ont été calculées à partir des doses estimées par le MEF pour des tranches d'âge plus réduites en pondérant la durée de chaque tranche d'âge initiale.
[3] Lait de formule
[4] Lait maternel

6.1.1.2 Risques à la santé associés à l'exposition bruit de fond

Les doses d'exposition pour le bruit de fond que nous avons estimées sont beaucoup plus faibles (160 à 1 000 fois) que la dose de référence dérivée pour le *chrome III* (1,5 mg/kg-j), et les indices de risque correspondants pour les effets autres que le cancer varient de **0,001 à 0,006**. Rappelons que cette dose de référence du U.S. EPA, 1998b est tirée d'une étude animale où aucun effet néfaste n'avait été observé, et que cette valeur de référence se situe à l'intérieur de l'intervalle des apports recommandés pour le maintien d'une bonne santé.

6.1.2 Critère B (chrome III)

6.1.2.1 Doses d'exposition dues au critère B

Les *doses d'exposition combinée* associées au critère B pour le *chrome III* varient entre **$0{,}2 \times 10^{-3}$ et $1{,}4 \times 10^{-3}$ mg/kg-j** (tableau 11). Chez les bébés et les jeunes enfants, l'ingestion de sol et poussières est la voie d'exposition prépondérante (64 %), suivie de l'ingestion d'aliments du potager (28 %). Chez les 5-19 ans et les adultes, l'ingestion d'aliments du potager et l'ingestion de sol et poussières représentent environ 75 % et 15 % de l'exposition, respectivement. L'exposition par contact cutané[56] représente de 6 % à 17 % de la dose totale selon les classes d'âge. L'inhalation est une voie d'exposition négligeable.

Tableau 11. Doses d'exposition au *chrome III* estimées dues au critère B (250 ppm) selon le scénario résidentiel

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	0-6 mois	7 mois-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	> 19 ans
dose par inhalation d'air extérieur	3,36E-07	3,45E-07	2,70E-07	1,62E-07	6,84E-08
dose par inhalation d'air intérieur	1,78E-06	1,83E-06	1,43E-06	8,59E-07	7,73E-07
DOSE TOTALE par INHALATION	**2,12E-06**	**2,17E-06**	**1,70E-06**	**1,02E-06**	**8,42E-07**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**1,78E-13**	**6,43E-13**	**4,37E-13**	**3,01E-13**	**3,01E-13**
dose par ingestion de lait de formule (= eau)	1,44E-12	6,19E-14	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
dose par ingestion de légumes racines	4,61E-05	1,20E-04	1,01E-04	8,39E-05	8,18E-05
dose par ingestion d'autres légumes	2,78E-05	6,20E-05	4,96E-05	3,55E-05	4,81E-05
dose par ingestion de fruits et légumes-fruits	3,69E-05	2,14E-04	1,35E-04	7,57E-05	8,47E-05
dose par ingestion de lait maternel	n.d.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Dose par ingestion de tous les aliments	**1,11E-04**	**3,97E-04**	**2,85E-04**	**1,95E-04**	**2,15E-04**
dose par ingestion de sol	1,94E-04	7,24E-04	8,47E-05	2,67E-05	2,25E-05
dose par ingestion de poussières	5,23E-05	1,95E-04	2,28E-05	7,18E-06	6,06E-06
dose par ingestion de sol et poussières	**2,46E-04**	**9,19E-04**	**1,08E-04**	**3,39E-05**	**2,86E-05**
DOSE TOTALE par INGESTION	**3,57E-04**	**1,32E-03**	**3,93E-04**	**2,29E-04**	**2,43E-04**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	3,02E-06	2,26E-06	5,57E-07	4,46E-07
dose par absorption cutanée de poussières	7,22E-07	3,02E-07	2,26E-07	1,59E-07	1,27E-07
dose par absoprtion cutanée à partir de l'eau	1,61E-15	1,35E-15	1,12E-15	9,45E-16	9,10E-16
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**7,22E-07**	**3,32E-06**	**2,48E-06**	**7,16E-07**	**5,73E-07**
DOSE TOTALE COMBINÉE (toutes voies) vs INGESTION	**0,39E-03**	**1,43E-03**	**0,48E-03**	**0,25E-03**	**0,26E-03**

n.d. : non déterminé.
n.a. : non approprié.

6.1.2.2 Risques à la santé associés au critère B

Les *indices de risque combiné* totaux (bruit de fond + critère B) varient entre **0,001 et 0,006** (tableau 12). L'exposition associée au critère B contribuerait à 4-20 % de la dose d'exposition totale. Par conséquent, le critère B du chrome, même en supposant que tout le 250 ppm soit du *chrome III*, ne conduit pas à une dose d'exposition qui dépasse la dose de référence du U.S. EPA.

[56] La voie cutanée apparaît comme une voie d'exposition relativement importante en raison du facteur d'absorption par ingestion du *chrome III* qui est relativement faible (0,03) dans l'équation 1.

Tableau 12. Risques autres que le cancer correspondant à l'exposition totale au *chrome III* pour le critère B (bruit de fond + critère B) vs dose de référence par ingestion

Doses et indices de risque	0-6 mois	7 mois-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	> 19 ans
Dose totale combinée vs ingestion[1] (mg/kg-j)	9,15E-03[2]	8,52E-03	4,84E-03	2,58E-03	2,17E-03
IRC_{ing} (Indice de risque combiné : dose ingestion + inhalation + contact cutané / DRing)[1]	**0,006[2]**	**0,005**	**0,003**	**0,002**	**0,001**
Contribution du critère B à l'IRC_{ing}	4 %[2]	20 %	12 %	11 %	14 %

[1] Dose combinée et indice de risque combiné, voir équation 1.
[2] Lait de formule.

6.1.3 Critère C

Le critère C du *chrome III* a été évalué selon deux scénarios commercial/industriel. Dans le scénario « extérieur », le travailleur est exposé directement au sol par ingestion et contact cutané et il inhale de l'air extérieur, alors que le travailleur « intérieur » n'a pas de contact direct avec le sol et respire de l'air intérieur. Il est en contact avec les poussières intérieures. Pour l'estimation du risque, le bruit de fond estimé pour les > 19 ans est utilisé (voir section 6.1.1).

6.1.4 Doses d'exposition associées au critère C

Les *doses d'exposition combinée* (incluant l'ingestion, l'inhalation et le contact cutané par rapport à l'ingestion) sont de **$0{,}05 \times 10^{-3}$ et $0{,}1 \times 10^{-3}$ mg/kg-j** chez le travailleur « intérieur » et le travailleur « extérieur », respectivement (tableau 13). Le scénario « extérieur » conduisant à une exposition presque trois fois plus élevée que celle du scénario « intérieur », nous retiendrons le premier pour la suite de la discussion.

La voie d'exposition majeure au *chrome III* provient de l'ingestion de sol (60 %). Le contact cutané avec le sol (28 %) et l'inhalation de particules remises en suspension dans l'air (12 %) complètent le reste de l'exposition du travailleur.

Tableau 13. Doses d'exposition au *chrome III* estimées dues au critère C (800 ppm), selon le scénario commercial/industriel (adulte)

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	Dose moyenne annuelle	
	Travailleur « intérieur »	**Travailleur « extérieur »**
dose par inhalation d'air extérieur	0,00E+00	4,25E-06
dose par inhalation d'air intérieur	2,97E-06	0,00E+00
DOSE TOTALE par INHALATION	**2,97E-06**	**4,25E-06**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**1,09E-12**	**1,09E-12**
Dose par ingestion de tous les aliments	**0,00E+00**	**0,00E+00**
dose par ingestion de sol	0,00E+00	8,15E-05
dose par ingestion de poussières	2,19E-05	0,00E+00
dose par ingestion de sol et poussières	**2,19E-05**	**8,15E-05**
DOSE TOTALE par INGESTION	**2,19E-05**	**8,15E-05**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	1,18E-06
dose par absorption cutanée de poussières	4,61E-07	0,00E+00
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	0,00E+00	0,00E+00
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**4,61E-07**	**1,18E-06**
DOSE COMBINÉE (toutes voies) vs INGESTION[1]	**0,05E-03**	**0,14E-03**

[1] Estimée selon l'équation 1.

6.1.5 Risques à la santé associés au critère C

L'*indice de risque combiné* total (bruit de fond + critère C) chez le travailleur « extérieur » exposé au *chrome III* est de **0,001**, ce qui est beaucoup plus faible que la valeur de 1,0.

Tableau 14. Risques autres que le cancer correspondant à l'exposition totale au *chrome III* pour le critère C (bruit de fond + critère C) vs dose de référence par ingestion pour le travailleur « extérieur »

Dose et indice de risque	Travailleur « extérieur »
Dose totale combinée par ingestion (mg/kg-j)[1]	1,81E-03
IRC_{ing} (Indice de risque combiné : dose ingestion + inhalation + cutané/DR_{ing})[1]	**0,001**
Contribution du critère B à l'indice de risque combiné	8 %

[1] Dose d'exposition combinée et indice de risque combiné, voir équation 1.

6.2 Chrome VI

Les critères B et C ont été évalués en fonction du *chrome VI* selon la procédure proposée au tableau 8. Les proportions de chrome présent sous cette forme dans l'environnement bruit de fond du tableau 3 ont été utilisées et dans un premier temps toute la valeur des critères B et C a été considérée sous forme de *chrome hexavalent* (critère B de 250 mg/kg et critère C de 800 mg/kg en *chrome VI*). Si les critères B et C font en sorte que les valeurs de référence et/ou les estimateurs de risque de cancer sont dépassés, les proportions en *chrome VI* que les critères B et C pourraient prendre afin de respecter les valeurs de référence retenues ont été estimées. Étant donné qu'il existe une valeur de référence par ingestion et une autre par inhalation, et que les effets toxiques ne sont pas les mêmes par ces deux voies d'exposition, l'ingestion et le contact cutané ont été évalués ensemble par rapport à la dose de référence par ingestion, et l'inhalation sera évaluée en fonction de la dose de référence par inhalation.

Pour les risques d'excès de cancer, seule le dose par inhalation sera prise en compte car l'effet toxique est local (cancer du poumon), le *chrome VI* n'étant pas classé cancérogène par ingestion.

6.2.1 Bruit de fond

6.2.1.1 Doses d'exposition dues au bruit de fond

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) au *chrome VI* dues au bruit de fond varient entre **$0{,}1 \times 10^{-3}$ et $0{,}8 \times 10^{-3}$ mg/kg-j** selon les différentes classes d'âge (tableau 15). L'ingestion d'aliments est la principale voie d'exposition (87-97 %), suivie de l'ingestion de sol/poussières (1 à 10 %) et du contact cutané (2-3 %). Les bébés nourris au sein sont moins exposés que ceux nourris avec du lait de formule. Les doses d'exposition par *inhalation* varient de **$0{,}02 \times 10^{-5}$ à $0{,}06 \times 10^{-5}$ mg/kg-j**, et elle est de **$0{,}03 \times 10^{-5}$ mg/kg-j** sur toute la durée de vie.

Tableau 15. Doses d'exposition au *chrome VI* dues au bruit de fond estimées selon la méthodologie décrite dans cette étude

Dose bruit de fond annuelle moyenne (mg/kg-j)	**0-6 mois**	**7 mois-4 ans**	**5-11 ans**	**12-19 ans**	**> 19 ans**
dose par inhalation d'air extérieur	6,40E-08	6,58E-08	5,14E-08	3,09E-08	1,30E-08
dose par inhalation d'air intérieur	4,85E-07	4,98E-07	3,89E-07	2,34E-07	2,10E-07
DOSE TOTALE PAR INHALATION	**0,05E-05**	**0,06E-05**	**0,04E-05**	**0,03E-05**	**0,02E-05**
	0,03E-05 pour toute la durée de vie				
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**1,22E-05**	**4,41E-05**	**2,99E-05**	**2,06E-05**	**1,74E-05**
dose par ingestion de lait de formule	7,43E-04	3,18E-05	n.a.	n.a.	n.a.
dose par ingestion de lait et produits laitiers	0,00E+00	2,69E-04	1,53E-04	8,52E-05	4,90E-05
dose par ingestion d'œufs et de viande	3,17E-06	1,36E-05	1,06E-05	8,58E-06	9,89E-06
dose par ingestion de poissons/fruits de mer	0,00E+00	3,64E-07	1,82E-07	1,01E-07	8,49E-08
dose par ingestion de légumes racines	2,68E-06	7,00E-06	5,88E-06	4,88E-06	4,76E-06
dose par ingestion d'autres légumes	2,01E-06	4,47E-06	3,58E-06	2,56E-06	3,45E-06
dose par ingestion de fruits et jus de fruits	1,29E-05	7,52E-05	4,72E-05	2,65E-05	2,97E-05
dose par ingestion de céréales	4,88E-05	1,02E-04	8,78E-05	5,48E-05	5,08E-05
dose par ingestion de sucre	9,02E-06	2,33E-05	1,75E-05	1,13E-05	1,11E-05
dose par ingestion d'huile et noix	2,11E-07	1,89E-06	1,79E-06	1,35E-06	1,36E-06
dose par ingestion de lait maternel	2,90E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
dose par ingestion de tous les aliments	**8,21E-04**[1] **0,82E-04**[2]	**5,28E-04**	**3,27E-04**	**1,95E-04**	**1,60E-04**
dose par ingestion de sol	3,70E-06	1,38E-05	1,61E-06	5,08E-07	4,29E-07
dose par ingestion de poussières	6,83E-06	2,55E-05	2,98E-06	9,38E-07	7,92E-07
dose par ingestion de sol et poussières	**1,05E-05**	**3,92E-05**	**4,59E-06**	**1,45E-06**	**1,22E-06**
DOSE TOTALE par INGESTION	**8,44E-04**[1] **0,92E-04**[2]	**6,12E-04**	**3,62E-04**	**2,17E-04**	**1,79E-04**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	5,75E-08	4,30E-08	1,06E-08	8,49E-09
dose par absorption cutanée de poussières	5,50E-08	3,42E-08	2,49E-08	1,69E-08	1,39E-08
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	3,86E-07	3,25E-07	2,70E-07	2,27E-07	2,18E-07
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**4,41E-07**	**4,17E-07**	**3,38E-07**	**2,54E-07**	**2,41E-07**
DOSE COMBINÉE (ingestion + contact cutané) vs INGESTION[3]	**0,85E-03**[1] **0,11E-03**[2]	**0,62E-03**	**0,36E-03**	**0,22E-03**	**0,18E-03**

[1] Lait de formule.
[2] Lait maternel.
[3] Estimé selon l'équation 2.

n.a. : non approprié.

6.2.1.2 Risques à la santé associés à l'exposition bruit de fond

Pour le bruit de fond, les *indices de risque combiné* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) et les indices de risque pour *l'inhalation* seulement varient de **0,04 à 0,3** et de **0,01 à 0,02**, respectivement, selon la classe d'âge. Le risque d'excès de cancer lié au *chrome VI* provenant de l'inhalation est de $\mathbf{13{,}0 \times 10^{-6}}$ (13 excès de cancer par 1 000 000 individus) pour le bruit de fond.

6.2.2 Critère B (250 ppm de chrome VI)

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) dues au critère B (soit 250 ppm de *chrome VI*) varient entre $\mathbf{0{,}3 \times 10^{-3}}$ **et** $\mathbf{1{,}6 \times 10^{-3}}$ **mg/kg-j**, selon l'âge. Chez les enfants âgés de 0 à 4 ans, l'ingestion de sol et poussières représente près de 70 % de l'exposition et l'ingestion des aliments du potager environ 30 %. À partir de 5 ans, l'ingestion d'aliments du potager représente une plus grande part (70 à 85 %) et l'ingestion de sol et poussières la deuxième source d'exposition (25 à 11 %). L'exposition via les autres voies est négligeable. Les doses d'exposition uniquement par *inhalation* varient de $\mathbf{0{,}1 \times 10^{-5}}$ **à** $\mathbf{0{,}3 \times 10^{-5}}$ **mg/kg-j** selon l'âge, et elle est de $\mathbf{0{,}1 \times 10^{-5}}$ **mg/kg-j** lorsqu'on l'exprime sur toute la durée de la vie.

Tableau 16. Doses d'exposition au *chrome VI* estimées dues au critère B (250 ppm) selon le scénario résidentiel

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	**0-6 mois**	**7 mois-4 ans**	**5-11 ans**	**12-19 ans**	**> 19 ans**
dose par inhalation d'air extérieur	3,94E-07	4,04E-07	3,16E-07	1,90E-07	8,02E-08
dose par inhalation d'air intérieur	2,09E-06	2,14E-06	1,68E-06	1,01E-06	9,06E-07
DOSE TOTALE par INHALATION	**0,25E-05**	**0,26E-05**	**0,20E-05**	**0,12E-05**	**0,10E-05**
	0,12E-05 sur toute la durée de vie				
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**8,06E-12**	**2,92E-11**	**1,98E-11**	**1,36E-11**	**1,36E-11**
dose par ingestion de lait de formule (= eau)	6,55E-11	2,81E-12	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
dose par ingestion de légumes racines	5,40E-05	1,41E-04	1,18E-04	9,83E-05	9,58E-05
dose par ingestion d'autres légumes	3,26E-05	7,26E-05	5,81E-05	4,16E-05	5,63E-05
dose par ingestion de fruits et légumes-fruits	4,32E-05	2,51E-04	1,58E-04	8,87E-05	9,92E-05
dose par ingestion de lait maternel	n.d.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Dose par ingestion de tous les aliments	**1,30E-04**	**4,65E-04**	**3,34E-04**	**2,29E-04**	**2,51E-04**
dose par ingestion de sol	2,28E-04	8,48E-04	9,92E-05	3,12E-05	2,64E-05
dose par ingestion de poussières	6,13E-05	2,28E-04	2,67E-05	8,41E-06	7,10E-06
dose par ingestion de sol et poussières	**2,89E-04**	**1,08E-03**	**1,26E-04**	**3,97E-05**	**3,35E-05**
DOSE TOTALE par INGESTION	**4,19E-04**	**1,54E-03**	**4,60E-04**	**2,68E-04**	**2,85E-04**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	3,53E-06	2,64E-06	6,52E-07	5,22E-07
dose par absorption cutanée de poussières	8,46E-07	3,53E-07	2,64E-07	1,86E-07	1,49E-07
dose par absoprtion cutanée à partir de l'eau	2,55E-13	2,15E-13	1,78E-13	1,50E-13	1,44E-13
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**8,46E-07**	**3,89E-06**	**2,91E-06**	**8,38E-07**	**6,71E-07**
DOSE COMBINÉE (ingestion + contact cutané) vs INGESTION[1]	**0,43E-03**	**1,58E-03**	**0,49E-03**	**0,28E-03**	**0,29E-03**

[1] Estimé selon l'équation 2.

n.d. : non déterminé.
n.a. : non approprié.

6.2.2.1 Risques à la santé associés au critère B

6.2.2.1.1 Effets autres que le cancer

Les doses d'exposition totales (bruit de fond + critère B) au *chrome VI* sont inférieures aux doses de référence correspondantes, que ce soit les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) ou les doses d'exposition par *inhalation* (tableau 17, figure 1). Les *indices de risque combiné* varient de **0,2 à 0,7**, et le critère B contribue à 33-72 % du risque total (bruit de fond + critère B). Les indices de risque par *inhalation* varient de **0,04 à 0,1**, et le critère B contribue à 11 % du risque total (bruit de fond + critère B).

Tableau 17. Risques autres que le cancer correspondant à l'exposition totale au *chrome VI* pour 10% de la valeur du critère B (bruit de fond + critère B)

Doses et Indices de risque	**0-6 mois**	**7 mois - 4 ans**	**5-11 ans**	**12-19 ans**	**> 19 ans**
Dose combinée par ingestion et contact cutané[1] (mg/kg-j)	1,28E-03	2,20E-03	0,85E-03	0,50E-03	0,47E-03
IRC_{ing} (Indice de risque combiné : dose ingestion + cutané/Dring)[1]	**0,43**	**0,73**	**0,28**	**0,17**	**0,16**
Contribution du critère B à l'IRC_{ing}	33 %	72 %	57 %	56 %	62 %
Dose totale par inhalation (mg/kg-j)	0,30E-05	0,31E-05	0,24E-05	0,15E-05	0,12E-05
IR_{inh} (Dose inhalation/DRinh)	**0,11**	**0,11**	**0,09**	**0,05**	**0,04**
Contribution du critère B à l'IR_{inh}	82 %	82 %	82 %	82 %	82 %

[1] Dose combinée et indice de risque combiné, voir équation 2.

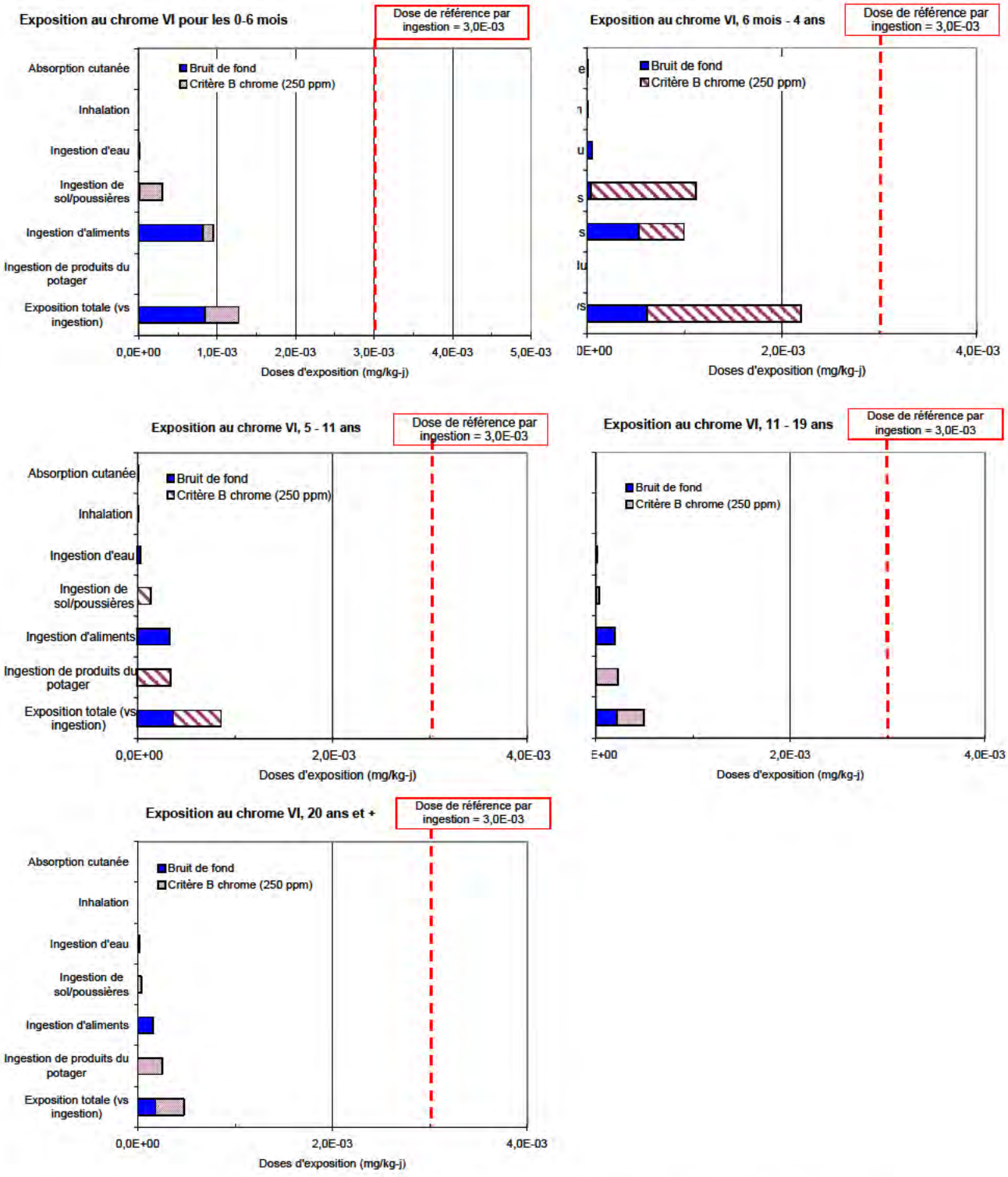


Figure 1. Représentation graphique des *doses d'exposition combinée* au *chrome VI* estimées dues au bruit de fond et au critère B selon le scénario résidentiel, et comparaison avec la dose de référence par ingestion

6.2.2.1.2 Risques d'excès de cancer

Lorsqu'on considère que tout le critère B représente du *chrome VI*, le risque de cancer associé à l'exposition par inhalation seulement serait de $50{,}4 \times 10^{-6}$, soit 50 excès de cancer par 1 000 000 individus, ce qui dépasse la valeur recommandée par les lignes directrices du MSSS (2002) d'un cas sur un million. Le risque associé à l'inhalation de *chrome VI* en provenance du bruit de fond est de $11{,}3 \times 10^{-6}$, soit un niveau 4,5 fois moins important que celui associé au critère B. Dans la réalité, il est peu probable que tout le critère B soit sous forme de *chrome hexavalent*. Pour respecter la limite de risque cancérigène recommandée par les lignes directrices du MSSS (2002), il faudrait que la concentration de chrome présent sous forme hexavalente dans le sol ne dépasse pas 9 mg/kg pour un usage résidentiel.

Tableau 18. Risques cancérigènes correspondant à l'exposition bruit de fond et critère B pour le *chrome VI*

Doses et risques cancérigènes	Voie d'exposition	Bruit de fond	Critère B	Contribution du critère B par rapport au bruit de fond
Dose d'exposition sur toute la vie (mg/kg-j)	Dose par inhalation	0,03E-05	0,12E-05	9,5 fois plus important
Risque d'excès de cancer	RC_{inh} (Dose inhalation vs risque par inhalation)	**11,3E-06**	**50,4E-06**	9,5 fois plus important

6.2.3 Critère C

Le critère C du *chrome VI* a été évalué selon les même deux scénarios commercial/industriel que pour le *chrome III*.

6.2.4 Doses d'exposition associées au critère C

Sur une base annuelle, les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) sont de **$0{,}04 \times 10^{-3}$ et $0{,}1 \times 10^{-3}$ mg/kg-j** et les doses d'exposition par *inhalation* sont de **$0{,}3 \times 10^{-5}$ et $0{,}4 \times 10^{-5}$ mg/kg-j** chez le travailleur « intérieur » et le travailleur « extérieur », respectivement (tableau 19). Lorsqu'on considère l'exposition durant toute la vie, les doses d'exposition par *inhalation* sont de **$0{,}2 \times 10^{-5}$ et $0{,}3 \times 10^{-5}$ mg/kg-j** chez le travailleur « intérieur » et le travailleur « extérieur », respectivement. Le scénario « extérieur » conduisant toujours à une exposition plus élevée que celle du scénario « intérieur », nous retiendrons le premier pour la suite de la discussion.

La voie d'exposition majeure au *chrome VI* provient de l'ingestion de sol (77 %). L'inhalation de particules remises en suspension dans l'air (12 %) et le contact cutané avec le sol (11 %) complètent le reste de l'exposition du travailleur.

Tableau 19. Doses d'exposition au *chrome VI* estimées dues au critère C (800 ppm), selon le scénario commercial/industriel (adulte)

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	Dose moyenne annuelle			
	Dose moyenne annuelle[1]		Dose sur toute la durée de vie[2]	
	« intérieur »	« extérieur »	« intérieur »	« extérieur »
dose par inhalation d'air extérieur	0,00E+00	4,45E-06	0,00E+00	3,24E-06
dose par inhalation d'air intérieur	3,11E-06	0,00E+00	2,27E-06	0,00E+00
DOSE TOTALE par INHALATION	**0,31E-05**	**0,44E-05**	**0,23E-05**	**0,32E-05**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**4,42E-11**	**4,42E-11**	**3,22E-11**	**3,22E-11**
Dose par ingestion de tous les aliments	**0,00E+00**	**0,00E+00**	**0,00E+00**	**0,00E+00**
dose par ingestion de sol	0,00E+00	8,54E-05	**0,00E+00**	**6,22E-05**
dose par ingestion de poussières	2,30E-05	0,00E+00	**1,67E-05**	**0,00E+00**
dose par ingestion de sol et poussières	**2,30E-05**	**8,54E-05**	**1,67E-05**	**6,22E-05**
DOSE TOTALE par INGESTION	**2,30E-05**	**8,54E-05**	**1,67E-05**	**6,22E-05**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	1,24E-06	0,00E+00	**9,03E-07**
dose par absorption cutanée de poussières	4,83E-07	0,00E+00	3,52E-07	**0,00E+00**
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	**0,00E+00**
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**4,83E-07**	**1,24E-06**	**3,52E-07**	**9,03E-07**
DOSE TOTALE COMBINÉE (ingestion + cutané) vs INGESTION[3]	**0,04E-03**	**0,11E-03**	**0,03E-03**	**0,08E-03**

[1] Correspond à la dose due au critère C reçue pendant les 45 années de travail.
[2] Correspond à la dose due au critère C reçue pendant les 45 années de travail et rapportée sur la durée de vie (70 ans).
[3] Estimée selon l'équation 2.

6.2.5 Risques à la santé associés au critère C

6.2.5.1 Effets autres que le cancer

L'*indice de risque combiné* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) total (bruit de fond + critère C) chez le travailleur « extérieur » exposé au *chrome VI* est de **0,1**. L'*exposition combinée* due au critère C représente 38 % de l'exposition totale. L'indice de risque total (bruit de fond + critère C) par *inhalation* est de **0,2**. L'exposition due au critère C représente 95 % de l'exposition totale. Tous ces indices de risque sont plus faibles que la valeur de 1,0.

Tableau 20. Risques autres que le cancer correspondant à l'exposition totale au *chrome VI* (bruit de fond + critère C) vs dose de référence par ingestion et par rapport à l'inhalation pour le travailleur « extérieur »

Dose et indice de risque	Dose moyenne annuelle chez le travailleur « extérieur »[1]
Dose combinée total par ingestion (mg/kg-j)[1]	0,29E-03
IRC_{ing} (Indice de risque combiné : dose ingestion + inhalation + cutané)/DR_{ing}[1]	**0,10**
Contribution du critère B à l'indice de risque combiné total	38 %
Dose totale par inhalation	0,47E-05
IR_{inh} (Dose inhalation/DRinh)	**0,16**
Contribution du critère B à l'IR_{inh}	95 %

[1] Dose d'exposition combinée et indice de risque combiné, voir équation 2.

6.2.5.2 Risques d'excès de cancer

En supposant que tout le critère C représente du *chrome VI*, le risque de cancer associé à l'exposition par *inhalation* seulement est de **136 x 10^{-6}**, soit 136 excès de cancer par 1 000 000 individus, ce qui dépasse la valeur recommandée par les lignes directrices du MSSS (2002) de un cas sur un million. Ce niveau de risque est 12 fois plus important que celui provenant de l'inhalation de *chrome VI* en provenance du bruit de fond. Dans la réalité, il est peu probable que tout le critère C soit sous forme de *chrome hexavalent*. Pour respecter la limite de risque cancérigène recommandée par les lignes directrices du MSSS (2002), il faudrait que la concentration de chrome présent sous forme *hexavalente* dans le sol ne dépasse pas **10 mg/kg** pour un usage commercial/industriel.

Tableau 21. Risques cancérigènes correspondant à l'exposition bruit de fond et au critère C pour l'arsenic inorganique pour le travailleur « extérieur »

Doses et risques cancérigènes	Voie d'exposition	Bruit de fond	Critère C	Contribution du critère C par rapport au bruit de fond
Dose d'exposition sur toute la vie (mg/kg-j)	Dose par inhalation	0,03E-05	0,32E-05	12 fois plus important
Risque d'excès de cancer	RC_{inh} (Dose inhalation vs risque par inhalation)	**11,3E-06**	**136E-06**	12 fois plus important

7 DISCUSSION

L'évaluation des critères B et C pour le *chrome total* a été réalisée à partir de deux scénarios. Le premier a considéré que toute la valeur du critère était sous forme de *chrome III* et le second a tenu compte que toute la valeur du critère était sous forme de *chrome VI*. Cette façon de faire est nécessaire puisque les impacts sur la santé sont différents selon le type de chrome.

Chrome III

Lorsqu'on considère que toute la valeur du critère (250 ppm pour B et 800 ppm pour C) est sous forme de *chrome III*, les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) ont été comparés à l'estimateur de risque de 1,5 mg/kg-j du U.S. EPA, 1998d. **Les *indices de risque combiné* totaux (bruit de fond + critère) sont tous inférieurs à la valeur maximale de 1,0 recommandée par le MSSS, 2002, tant pour le critère B que pour le critère C.**

Chrome VI

En considérant que toute la valeur du critère (250 ppm pour le critère B et 800 ppm pour le critère C) est sous forme de *chrome VI*, les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) ont été comparées à la dose de référence par ingestion de 3,0 x 10^{-3} mg/kg-j du U.S. EPA, 1998c, et les doses d'exposition par *inhalation* ont été comparées à la dose de référence de 2,9 x 10^{-5} mg/kg-j du U.S. EPA, 1998c et à l'estimateur de risque de cancer du U.S. EPA, 1998c (dose de 2,3 x 10^{-8} mg/kg-j associée à un risque de 1 x 10^{-6}). **Selon cette hypothèse, les risques totaux (bruit de fond + critères) associés à l'exposition combinée (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) et à l'inhalation pour des effets autres que le cancer demeurent inférieurs à la valeur maximale de 1,0 recommandée par le MSSS, 2002, tant pour le critère B que pour le critère C. Toutefois, l'exposition par *inhalation* due à une**

contamination par 250 et 800 ppm de *chrome VI* dans le sol entraînerait un risque d'excès de cancer de $50{,}4 \times 10^{-6}$ et de 136×10^{-6} pour le critère B et C, respectivement, alors que celui associé au bruit de fond est de 13×10^{-6}. Pour que les risques cancérigènes associés aux critères demeurent inférieurs au niveau d'un excès de cancer par 1 000 000 recommandé par les lignes directrices du MSSS, 2002, il faudrait que la concentration de chrome VI dans les sols résidentiels et commerciaux/industriels soit de 9 et 10 mg/kg, respectivement.

L'étude de base qui a été utilisée pour développer l'estimateur de risque cancérigène par le U.S. EPA, 1998c a été menée chez les travailleurs d'une usine de chromates. L'utilisation de la relation entre l'exposition importante des travailleurs au *chrome VI* et le cancer du poumon pour estimer le risque de cancer dans la population en général comporte certaines limitations. En effet, si la relation entre le cancer du poumon chez ces travailleurs et l'exposition au *chrome total* est claire, elle l'est moins lorsqu'on tient compte de la spéciation en *chrome VI*. Toutefois, on sait que la mortalité due au cancer du poumon a déjà été observée lors d'autres études chez des travailleurs exposés au *chrome VI.* Contrairement à Santé Canada, le U.S. EPA, 1998c n'a pas fait de correction pour adapter son estimateur de risque spécifiquement aux concentrations de *chrome VI*. Cet organisme estime que même si cela a pu conduire à une sous-estimation du risque, d'autres éléments ont pu conduire à sur-estimer le risque (utilisation des données d'exposition de 1949 qui ont sous-estimé l'exposition des travailleurs et le fait d'avoir assumé que les habitudes tabagiques des travailleurs étaient les mêmes que celles de la population en général, ce qui n'est généralement pas le cas).

Le risque d'excès de cancer pour le scénario résidentiel du *chrome VI* provient entièrement de l'estimation de l'inhalation de particules remises en suspension à partir du sol contaminé au niveau du critère B, dans l'air extérieur et dans l'air intérieur. L'approche retenue, qui consiste à considérer une concentration additionnelle de 25 $\mu g/m^3$ de particules dans l'air due au sol a pu entraîner une certaine surestimation de l'exposition (sur le territoire de la Ville de Montréal, les concentrations moyennes annuelles de particules varient de 20 à 60 $\mu g/m^3$ pour les particules totales et sont moins de 30 $\mu g/m^3$ pour les particules respirables (CUM, 2000)), quoique cette incertitude est difficile à quantifier. Toutefois, même si une concentration de particules dans l'air plus faible était utilisée, compte tenu des niveaux de risque cancérigène importants qui ont été estimés ($50{,}4 \times 10^{-6}$ et 136×10^{-6} pour les critères B et C, respectivement), ceux-ci demeureraient encore relativement élevés. Il faut également souligner que le risque de cancer par *inhalation* associé aux critères B et C est passablement plus élevé que celui lié au bruit de fond (13×10^{-6})[57].

Actuellement, les critères de chrome sont établis en termes de *chrome total* et à notre connaissance, il est rare que la spéciation du chrome soit faite. Or, la proportion de *chrome VI* par rapport au *chrome total* peut varier grandement selon le type d'activités industrielles qui ont eu lieu dans le passé sur un terrain contaminé. **Comme la toxicité du *chrome III* et celle du *chrome VI* sont très différentes, la spéciation du chrome nous apparaît un facteur important d'un point de vue toxicologique, et possiblement un élément à prendre en considération lors de l'application des critères B et C de chrome.**

[57] L'estimation des risques cancérigènes associés au bruit de fond est probablement aussi surestimée. En effet, nous avons assumé que la proportion de *chrome VI* dans l'air extérieur et intérieur était de 20 % à partir de données mesurées dans des zones contaminées, alors que d'autres auteurs ont mesuré des proportions de *chrome VI* dans l'air ambiant et intérieur plus faibles (de 3 % à 8 %, et de 15 %). En utilisant ces proportions, le risque de cancer associé à l'inhalation de *chrome VI* du bruit de fond serait alors de $1{,}70 \times 10^{-6}$ à $4{,}52 \times 10^{-6}$, et de $8{,}5 \times 10^{-6}$, respectivement. Aussi, en comparaison, le risque de cancer relié à l'inhalation de *chrome VI* en provenance de sol contaminé au niveau du critère B et du critère C pourrait être jusqu'à 30 à 80 fois plus importante que le risque associé au bruit de fond ($1{,}70 \times 10^{-6}$).

LISTE DES RÉFÉRENCES

ATSDR, 2000. Toxicological Profile for chromium. 419 pages.

Baes, I. C. F. et coll., 1984. A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionucleids through agriculture.

Bagdon, R. E. et Hazen, R. E., 1991. Skin permeation and cutaneous hypersensitivity as a basis for making risk assessments of chromium as a soil contaminant. [Review] [41 refs]. Environ. Health Perspect., 92: 111-119.

Bernier, A. M., 2001. Qualité de l'eau potable produite par la ville de Montréal - rapport annuel 2000, Ville de Montréal. **http://www2.ville.montreal.qc.ca/tp/eaupot/rapann.htm**.

CCME, 1997. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols. 169 pages.

CCME, 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. 7 pages.

CUM, 2000. Rapport annuel 2000 de la qualité de l'air. 73 pages.

Environnement Canada et Santé Canada, 1994. Liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation - Le chrome et ses composés. 59 pages.

Giroux, M., Rompré, M., et Carrier, P. e. al., 1992. Caractérisation de la teneur en métaux lourds totaux et disponibles des sols du Québec. Agrosol, V: 46-55.

MA DEP, 1998. Evaluation of the risk assessment methodologies based on the hexavalanet chromium [Cr(VI)]-elicited allergic contact dermatitis (ACD) in sensitized population and MADEP's recommendations. 16 pages.

Ministère de l'Environnement du Québec, 1998. Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. 124 pages.

Ministère de l'Environnement du Québec, 2001. Comparaison des critères B et C avec les critères utilisés internationalement pour les sols. 43 pages.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996. Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. 761 pages.

MSSS, 2002. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés. 90 pages.

Panel of micronutrients, Subcommitte on upper reference levels of nutrients and of interpretation and uses of dietary reference intakes, and Standing committee on the scientific evaluation of Dietary Reference Intakes 2002. Dietary Reference Intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc, Food and Nutrition Board, Institute of Medicine (Ed.), National Academy press, Washington, D.C. 0-309-07279-4.

Rasmussen, P. E., Subramanian, K. S., et Jessiman, B. J., 2001. A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. Sci. Total Environ., 267: 125-140.

Santé Canada, 1986. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Le chrome. 7 pages.

Santé Canada, 1996. Canadian Soil Quality Guidelines for Contaminated Sites - Human Health Effects: Chromium Final Report. 37 pages.

Szakolcal, A. et Weller, R., 1994. Windsor Air Quality Study - Health Effects Assessment Appendices 1-24.

U.S. EPA, 1996. Soil screening guidance: technical background document. 168 pages.

U.S. EPA, 1998a. Toxicological review of hexavalent chromium - in support of summary information on the Integrated Risk Information System (IRIS).

U.S. EPA, 1998b. Toxicological review of trivalent chromium - In support of summary information on the Integrated Risk Information System. 44 pages.

U.S. EPA, 2001. Risk assessment guidance for superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment) - Interim (review draft for public comment).

ANNEXE 14

VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DU CUIVRE

ANNEXE 14 : VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DU CUIVRE

1 SITUATION DES CRITÈRES B ET C DU CUIVRE

Les critères B et C de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* pour le cuivre sont de **100 et 500 ppm**, respectivement (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998). Selon une étude du MENV visant à comparer les critères de sols du Québec avec les critères basés sur la protection de la santé de plusieurs autres pays, **le critère B de 100 ppm serait plus sévère que 85,7 % des critères résidentiels** de 21 pays (moyenne = 12 591 ppm; médiane = 1 100 ppm; étendue = 100 à 190 000 ppm) et **le critère C de 500 ppm serait plus sévère que 85% des critères commerciaux/industriels** de 20 pays (moyenne = 38 634 ppm; médiane = 4 000 ppm; étendue = 100 à 190 000 ppm) (Ministère de l'Environnement du Québec, 2001).

Les recommandations pour la qualité des sols émises par le CCME sont de 63 et 91 ppm pour les sols à vocation résidentielle/parc et commerciale/industrielle, respectivement (CCME, 1999). Ces recommandations sont basées sur la protection de l'environnement (contact avec le sol) et sont plus sévères que celles basées sur la protection de la santé humaine. Les concentrations de cuivre que le CCME recommande pour la protection de la santé humaine sont de **1 100, 4 000 et 16 000 ppm** pour un usage résidentiel/parc, commercial et industriel, respectivement. Ces critères sont basés sur l'ingestion de sol par un enfant âgé de 0,5 à 4 ans (usage résidentiel et commercial) ou par un adulte (usage industriel). La dose de référence retenue correspond à la valeur maximale de l'apport alimentaire de cuivre recommandé en 1990 par Santé Canada et Bien-être Canada pour des enfants âgés de 3 à 10 ans (soit 100 µg/kg-j, CCME, 1997) (voir section 5).

2 PARAMÈTRES SPÉCIFIQUES DU CUIVRE

Le cuivre est un métal brillant de couleur brun rougeâtre. Il est malléable, ductile et il constitue un excellent conducteur de chaleur et d'électricité. Dans la nature, on le retrouve sous forme de métal et sous forme de minéraux (sulphides, oxydes, carbonates, etc.). Le cuivre existe sous les quatre degrés d'oxydation suivants : Cu^{0}, Cu^{+1}, Cu^{+2} et Cu^{+3}, mais la forme Cu^{+2} est la plus fréquente. Le Cu^{+2} peut former des complexes, des précipités ou être adsorbé, et ces différents processus déterminent sa mobilité, sa concentration sous forme dissoute et sa biodisponibilité (CCME, 1997).

Les valeurs des paramètres retenus pour cette évaluation de risque sont présentées dans le tableau 1.

Tableau 1. Paramètres spécifiques du cuivre

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Type	-	Métal	-
Numéro de cas	-	7440-50-8	-
Poids moléculaire	g/mol	63,5	Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996
Solubilité aqueuse	mg/L	insoluble	Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996
Coefficient de partage octanol/eau (logKow)	-	n.a.	-
Coefficient d'adsorption sur carbone organique (logKoc)	-	n.a.	-
Coefficient d'adsorption au sol (Kd)	-	35	Baes et coll., 1984
Diffusivité dans l'air	m^2/sec	n.a.	-
Diffusivité dans l'eau	m^2/sec	n.a.	-
Pression de vapeur	atm	n.a.	-
Point de fusion	°C	1 080	CCME, 1997
Constante de Henry à 25 °C	torr.m^3/mol	n.a.	-
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau (Kp)	cm/hr	0,001	U.S. EPA, 2001
Ratio coefficient de perméabilité stratum corneum/epiderme viable (B)	-	n.a.	-
Temps de latence par événement	hr/even	n.a.	-
Facteur de bioconcentration dans les racines	Note 1	0,65	cette étude
Facteur de bioconcentration dans les feuilles	Note 1	0,65	cette étude
Facteur de bioconcentration dans les fruits	Note 1	0,65	cette étude

n.a. : non applicable.

Note 1 : (mg/kg m.s.)/(mg/kg sol).

3 CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT

Le cuivre est largement utilisé dans l'industrie textile, dans les peintures, comme conducteur électrique, en plomberie, ou dans la fabrication de monnaie et d'ustensiles de cuisine. Certains composés du cuivre sont des ingrédients actifs de pesticides, de fongicides et de produits pour la préservation du bois (arséniate de cuivre), ou sont utilisés pour l'extraction du zinc (CCME, 1997).

3.1 Air ambiant et air intérieur

Le cuivre relâché dans l'atmosphère provient de sources naturelles (feux de forêt, particules volcaniques) ou anthropiques (mines de cuivre, fonderies, incinération de déchets, agriculture, applications industrielles, combustion). Le cuivre présent dans l'air est sous forme de particules ou adsorbé à des matières particulaires.

Le suivi de la concentration de cuivre dans l'air ambiant pendant les années 80 et 90 a montré une diminution importante des concentrations atmosphériques de ce métal au début des années 90. Les données les plus récentes fournies par Environnement Canada correspondent à une concentration moyenne de cuivre sous forme de PM_{10} égale à 10 ng/m^3 (moyenne de 416 échantillons prélevés sur 19 sites à travers le Canada, en 1993) (Dann 1992 et 1994 cités par CCME, 1997). Pour les deux sites de mesure montréalais, la concentration moyenne de cuivre était de 17 ng/m^3 en 1993.

Il n'existe pas de données canadiennes sur la concentration en cuivre dans l'air intérieur. Cependant, une étude californienne indiquait des concentrations semblables à l'intérieur et à l'extérieur, même si on pourrait s'attendre à une exposition plus importante à l'intérieur qu'à l'extérieur lors d'activités de nettoyage (dépoussiérage, usage de l'aspirateur) et de cuisson, et du fait de la remise en suspension de particules à partir des vêtements et des surfaces (Clayton et coll., 1993 cités par CCME, 1997).

En l'absence de données pour l'ensemble du Québec, la moyenne des concentrations mesurées en 1993 sur deux sites à Montréal, soit 17 ng/m^3 sous forme de PM_{10}, a été retenue pour l'air ambiant et l'air intérieur.

3.2 Eau potable

Le cuivre est présent dans l'eau de surface, dans l'eau de mer et dans l'eau potable. La quantité de cuivre dans l'eau est principalement influencée par la variation de pH, la dureté de l'eau et la disponibilité du cuivre dans le système de distribution d'eau potable. En effet, les canalisations en cuivre peuvent contribuer à la charge de cuivre dans l'eau potable, surtout lorsque l'eau est acide (le ratio cuivre dans l'eau distribuée vs dans l'eau traitée est généralement de 10:1) (Santé Canada, 1996). En solution aqueuse, le cuivre est surtout sous forme d'ions Cu(II), mais il peut aussi se lier à des espèces organiques comme les acides fulviques et aminés, certains polypeptides et des détergents. L'ion Cu(I) existerait seulement en faibles quantités (Santé Canada, 1996).

La concentration maximale de cuivre dans l'eau potable recommandée par Santé Canada est de 1,0 mg/L. Cette valeur est basée sur des considérations de qualité esthétique et organoleptique (Santé Canada, 1996).

Selon les données qui datent d'une vingtaine d'années, la moyenne des concentrations de cuivre mesurées dans l'eau distribuée dans 70 municipalités à travers le Canada variait entre 20 et 75 µg/L (Méranger et coll., 1989 cités par Santé Canada, 1996). Selon une autre étude canadienne, la médiane des concentrations de cuivre dans l'eau distribuée était de 271 µg/L pour 27 sources d'approvisionnement de pH acide ou neutre (Méranger et coll., 1991 cités par Santé Canada, 1996). Enfin, selon une enquête de surveillance réalisée en Ontario, la moyenne des concentrations en cuivre mesurées dans l'eau potable de sept communautés choisies de façon à représenter des eaux douces, moyennes et dures, et d'agressivité élevée, modérée ou faible, était de 176 µg/L (Proctor et Redfern Consulting Enginers, 1989 cité par Santé Canada, 1996).

La concentration moyenne de 176 µg/L a été retenue pour l'eau potable dans la présente évaluation de risque. Cette concentration avait aussi été retenue par le CCME (CCME, 1997).

3.3 Alimentation

Aucune donnée n'a été trouvée concernant les teneurs en cuivre dans les aliments québécois. Aux États-Unis, des mesures de cuivre dans l'alimentation ont été faites à diverses reprises par le FDA Total Diet Study (1982-1984, 1991-1996 et 1991-1999) et par différents auteurs (Shils et coll., 1999 cités par Georgopoulos et coll., 2001, Nutrition Coordinating Center of University of Minnesota cités par Georgopoulos et coll., 2001), et les valeurs obtenues sont généralement très semblables (ATSDR, 2002). Les données compilées par Georgopoulos et coll., 2001 ont été retenues pour les aliments pour la présente évaluation (tableau 2).

Une concentration médiane en cuivre de 0,29 mg/L (étendue 0,20-0,75 mg/L) a été rapportée dans le lait maternel par Iyengar et Woittiez, 1988 cités par Georgopoulos et coll., 2001. Selon Friel et coll., 1999, la moyenne des concentrations de cuivre variait entre 0,21 et 0,57 mg/L (moyenne de 39 mg/L)

dans le lait d'une quarantaine femmes de Terre-Neuve. Nous avons retenu la valeur de 0,33 mg/L pour le lait maternel (Vaughan et coll., 1979) et la valeur de 0,69 mg/L pour le lait de formule (Dabeka et Mackenzie, 1992), tout comme l'avait fait le CCME, 1997.

3.4 Sol et poussières intérieures

On estime que 97 % du cuivre relâché dans l'environnement se dépose sur le sol. Plusieurs facteurs tels que le pH, la nature du sol, le type et la distribution de matière organique ainsi que le potentiel redox influencent le devenir et la mobilité du cuivre dans le sol (CCME, 1997).

Au Québec, les concentrations de cuivre varient entre 5,6 et 53,5 mg/kg (moyenne de 19,1 mg/kg, valeur du 95^{e} centile de 35,9 mg/kg) dans des sols de agricoles (Giroux et coll., 1992). Une étude conduite par le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario a démontré des concentrations moyennes en cuivre dans les sols de surface non contaminés de l'Ontario de 25 mg/kg (OMAF/OMOE/OMOF, 1986 cité par CCME, 1997). Les concentrations de cuivre dans la cour d'une cinquantaine de maisons d'Ottawa et dans des rues adjacentes variaient entre 6,3 et 42,5 mg/kg (moyenne de 13,2 mg/kg) et entre 4,8 et 250 mg/kg (moyenne de 65,8 mg/kg), respectivement (Rasmussen et coll., 2001).

Selon cette même étude, la moyenne des concentrations en cuivre dans les poussières intérieures de 48 résidences d'Ottawa était de 206 mg/kg (Rasmussen et coll., 2001).

Les concentrations de 19 mg/kg et de 206 mg/kg ont été retenues pour les sols et les poussières intérieures, respectivement.

3.5 Autres milieux

Selon l'ATSDR, la concentration moyenne de cuivre dans le tabac serait de 24,7 mg/kg, et seulement 0,2 % se retrouverait dans la fumée principale. La consommation de 20 cigarettes par jour entraînerait une exposition quotidienne de 1 μg de cuivre (ATSDR, 2002). Toutefois, cette source d'exposition n'a pas été retenue pour notre analyse.

3.6 Concentrations bruit de fond retenues

Le tableau 2 présente les concentrations de cuivre qui ont été retenues pour l'évaluation des risques à la santé.

Tableau 2. Concentrations de cuivre dans l'environnement

Concentration dans	Unités	Valeurs	Références
Air extérieur - particules	mg/m^3	1,70E-05	CCME, 1997
Air extérieur - phase gazeuse	mg/m^3	n.a.	-
Air intérieur - particules	mg/m^3	1,70E-05	CCME, 1997
Air intérieur - phase gazeuse	mg/m^3	n.a.	-
Eau potable	mg/L	1,76E-01	CCME, 1997
Lait de formule	mg/L	6,90E-01	CCME, 1997
Lait maternel	mg/L	3,30E-01	CCME, 1997
Lait et produits laitiers	mg/L	1,40E-01	Georgopoulos et coll., 2001
Viande et œufs	mg/kg m.f.	1,00E+00	Georgopoulos et coll., 2001
Poissons et fruits de mer	mg/kg m.f.	1,43E+00	Georgopoulos et coll., 2001
Légumes racines	mg/kg m.f.	1,43E+00	Georgopoulos et coll., 2001
Légumes feuillus	mg/kg m.f.	1,00E+00	Georgopoulos et coll., 2001
Légumes à fruits	mg/kg m.f.	1,43E+00	Georgopoulos et coll., 2001
Fruits et jus de fruits	mg/kg m.f.	7,14E-01	Georgopoulos et coll., 2001
Céréales	mg/kg m.f.	2,05E+00	Georgopoulos et coll., 2001
Sucre	mg/kg m.f.	1,25E+00	Georgopoulos et coll., 2001
Huile et noix	mg/kg m.f.	5,00E-02	Georgopoulos et coll., 2001
Sol	mg/kg m.s.	1,90E+01	Giroux et coll., 1992
Poussières intérieures	mg/kg m.s.	2,06E+02	Rasmussen et coll., 2001

n.a. : non applicable.
m.f. : matière fraîche.
m.s. : matière sèche.

4 TOXICOCINÉTIQUE ET EFFETS SUR LA SANTÉ

4.1 Toxicocinétique

- La voie majeure d'exposition au cuivre est l'ingestion. L'exposition par inhalation ne serait significative que lors d'expositions professionnelles (Hrudey et coll., 1995). Chez l'humain, l'absorption a lieu essentiellement au niveau de l'estomac et du duodénum, et implique deux mécanismes : le transport spécifique du cuivre dans les cellules épithéliales du tractus gastro-intestinal (compétition possible avec d'autres ions métalliques tels que le cadmium, le fer et le zinc) et l'absorption de complexes cuivre-acide aminé au niveau intestinal (Hrudey et coll., 1995).

  L'absorption du cuivre dépend du niveau et de la forme de cuivre contenu dans l'estomac ainsi que de l'interaction avec diverses substances incluant des ions métalliques, l'acide ascorbique et les fibres de la diète (CCME, 1997). Le taux d'absorption du cuivre par voie orale chez l'humain serait compris entre 14 et 71 % (Hrudey et coll., 1995).

  Il ne semble pas y avoir d'études portant sur le taux d'absorption du cuivre par inhalation (ATSDR, 2002).

  Les études portant sur l'absorption cutanée du cuivre sur la peau non endommagée sont rares (Hrudey et coll., 1995). Cependant, comme le cuivre cause des dermatites, l'absorption dermique est possible; mais il est peu probable que l'absorption à travers la peau puisse contribuer significativement à l'exposition totale au cuivre (ATSDR, 2002; California environmental

protection agency, 1997). Le U.S. EPA recommande d'utiliser un coefficient de perméabilité cutané par défaut de 0,001 cm/hr (U.S. EPA, 2001).

Les taux d'absorption retenus pour la présente étude sont 71 %, 100 % et 0,1 % pour l'ingestion, l'inhalation et l'absorption cutanée à partir du sol (valeur par défaut), respectivement.

- Le cuivre absorbé par ingestion se retrouve rapidement dans la circulation sanguine (California Environmental Protection Agency, 1997, Santé Canada, 1992). Une fois dans le sang, le cuivre se lie à l'albumine ou à des acides aminés qui le transportent jusqu'au foie, où il sera incorporé à diverses protéines telles que la céruloplasmine. Le cuivre associé à la céruloplasmine, et dans une moindre mesure à l'albumine et aux acides aminés, rejoint les organes extra-hépatiques via la circulation systémique. Si de grandes quantités de cuivre sont présentes dans le foie, les complexes de cuivre peuvent être excrétés par voie biliaire. La concentration hépatique de cuivre est donc relativement constante et le foie joue un rôle prépondérant dans l'homéostasie de cet élément. Le foie, le cerveau, le cœur et les reins sont les organes où les concentrations en cuivre sont les plus élevées (environ 10 % de la charge corporelle est dans le foie).

- L'élimination urinaire du cuivre joue un rôle mineur (2 à 4 %) comparativement à l'excrétion via les fèces qui inclut le cuivre excrété par voie biliaire et le cuivre provenant des différentes sécrétions du tractus gastro-intestinal. La demi-vie biologique du cuivre est très brève (de l'ordre de quelque heures) et le cuivre n'a donc pas tendance à s'accumuler dans l'organisme (Hrudey et coll., 1995; World Health Organization, 1998).

4.2 Effets sur la santé

4.2.1 Élément essentiel

Le cuivre est un élément essentiel pour l'humain en tant qu'élément structural de plusieurs protéines et comme catalyseur de réactions enzymatiques. Les carences en cuivre peuvent mener à de l'anémie, de la neutropénie et des anomalies osseuses. Il est cependant peu fréquent que des effets toxiques de carences en cuivre se manifestent chez l'homme (World Health Organization, 1995; World Health Organization, 1998).

4.2.2 Toxicité du cuivre

L'absorption du cuivre étant liée aux besoins de l'organisme, les effets toxiques du cuivre sont surtout observés chez les personnes atteintes de maladies reliées au cuivre, telles que les maladies de Wilson[58] et de Menke[59]. Les enfants de moins d'un an sont aussi des individus à risque, probablement du fait de leur faible capacité à éliminer les métaux. Les personnes ayant une déficience en glucose-6-phosphate déshydrogénase[60] ou en céruloplasmine et les travailleurs exposés par inhalation (bouillie bordelaise, travail à la mine ou auprès de fours de fonderies) sont aussi des groupes à risque (Environnement Canada et Santé Canada, 1993; World Health Organization, 1998).

Les symptômes d'une intoxication au cuivre à des doses moyennement élevées sont des maux de tête, des nausées, des vomissements et des diarrhées. Ces intoxications surviennent généralement lors d'ingestion d'eau contaminée par le cuivre. Des effets gastro-intestinaux ont déjà été observés lors

[58] Perturbations héréditaires autosomiques récessives qui affecte le transport intracellulaire hépatique du cuivre et son association avec la céruloplasmine puis son excrétion biliaire. Il en résulte une accumulation de cuivre dans le foie, le cerveau et les yeux.

[59] Perturbation génétique qui réduit l'absorption intestinale du cuivre. Issue fatale dans la petite enfance.

[60] Susceptibilité accrue de réactions d'oxydation induites par le cuivre et de formation de méthémoglobine.

d'ingestion d'eau contaminée à 4 mg/L (dose d'environ 4,8 mg/j) (Donohue, 1997 cité par Panel of micronutrients et coll., 2002) alors qu'aucun adulte n'avait présenté de tels effets suite à la consommation d'eau contenant 8,5 mg/L durant 20 ans (Scheinberg et Sternlieb, 1996 cités par Panel of micronutrients et coll., 2002).

Des dommages au foie chez l'humain sont presqu'exclusivement observés chez des patients atteints de la maladie de Wilson, de la cirrhose infantile indienne[61] ou d'une intoxication au cuivre idiopathique[62]. Si aucun dommage au foie n'a été observé chez 7 sujets recevant des doses de 10 mg/j de cuivre durant 12 semaines (Pratt et coll., 1985 cités par Panel of micronutrients et coll., 2002), un cas d'auto-administration excessive de suppléments de cuivre (30 mg/j durant 2 ans et de 60 mg/j pour une période de près de 1 an) a entraîné des problèmes importants au niveau du foie (O'Donohue et coll., 1993 cités par Panel of micronutrients et coll., 2002).

L'exposition par inhalation ne semble pas entraîner une intoxication générale mais il est probable que le cuivre provoque une réaction chez les individus allergiques. On a observé des irritations de la bouche, des yeux et du nez, des nausées, et des troubles gastro-intestinaux chez des travailleurs exposés à de fortes concentrations dans l'air (111 à 465 mg/m^3). L'exposition cutanée ne semble pas causer d'effets nocifs, sauf chez les individus susceptibles (dermatites) (CCME, 1997).

Les études relatives à la cancérogénicité étant inadéquates, le cuivre n'a pas été classé quant à la cancérogénicité (Groupe D selon le U.S. EPA, 2002).

5 ESTIMATEURS DE RISQUE POUR LE CUIVRE

5.1 Apports nutritionnels de référence

Plusieurs organismes de santé ont recommandé des apports alimentaires en cuivre pour le maintien d'une bonne santé chez les enfants et les adultes (tableau 3). Ainsi, Santé et Bien-être Canada a établi qu'une dose alimentaire de 2,1 mg/j pour les adultes (30 x 10^{-3} mg/kg-j) et de 1,25 à 2,5 mg/j pour les enfants de 3 à 11 ans (50 x 10^{-3} à 100 x 10^{-3} mg/kg-j) serait « adéquate et sécuritaire » (Santé et Bien-être Canada, 1990 cité par CCME, 1997). Aux États-Unis, le National Academy of Sciences avait recommandé des apports nutritionnels qui ont été récemment revus. Les nouvelles quantités de cuivre recommandées (RDA : « recommended dietary allowances ») de 0,2 à 0,89 mg/j et de 0,9 mg/j pour les enfants et les adultes respectivement, sont significativement plus faibles que celles de 1989. Selon WHO, 1996 cité par World Health Organization, 1998, les besoins en cuivre sont de 12 x 10^{-3} mg/kg-j chez l'adulte et de 50 x 10^{-3} mg/kg-j chez les enfants.

[61] « Indian childhood cirrhosis » observée en Inde.
[62] « Idiopathic copper toxicosis »

Tableau 3. Apports nutritionnels de cuivre recommandés par divers organismes de santé

Classe d'âge	Dose recommandée		Organisme
	mg/kg-j	mg/jour	
3-11 ans adultes	0,05 - 0,1 0,03	1,25-2,5[1] 2,1	Santé et Bien-être Canada, 1990 cité par CCME, 1997
Nourrissons Enfants Adultes	0,4-0,6 0,7-2,0 1,5-3,0	- - -	NAS, 1989 cité par World Health Organization, 1998
0-6 mois 7-12 mois 1-3 ans 4-8 ans 9-13 ans 14-18 ans	0,03 0,024 - - - -	0,2 0,24 0,34 0,44 0,70 0,89	Panel of micronutrients et coll., 2002
Adultes	0,012	0,9	
Enfants en bas âge Adultes	0,05 0,012	-	WHO, 1996 cité par World Health Organization, 1998

[1] Estimé en prenant un poids corporel moyen de 25 kg.

5.2 Valeurs de référence de toxicité

Le U.S. EPA n'a proposé aucune valeur de référence ni estimateur de risque cancérigène pour le cuivre.

Dans une récente publication, le National Academy of Sciences a proposé, en plus des RDA (« recommended dietary allowance »), des UL (« tolerable upper intake level ») pour différents groupes d'âge afin d'offrir une protection contre les dommages au foie causés par le cuivre. Ces valeurs ont été établies à partir du NOAEL de 10 mg/j observé dans l'étude de Pratt et coll., 1985 cités par le Panel of micronutrients et coll., 2002) auquel un facteur d'incertitude de 1 a été retenu. Des valeurs ont également été établies pour les enfants et les adolescents. Pour les 0-12 mois, l'organisme n'a pas jugé possible l'établissement d'un UL et spécifie que la source d'exposition de cuivre ne devrait provenir que du lait et de la nourriture.

Au Canada, aucun estimateur de risque n'a été proposé. Lors de l'élaboration de la recommandation canadienne pour la qualité des sols, le CCME a retenu la limite supérieure des apports de cuivre via la diète recommandée par Santé et Bien-être social Canada (1990) à titre de « tolerable daily intake » conservateur, soient 0,1 mg/kg-j et 0,03 mg/kg-j pour les enfants de 6 mois-4 ans et les adultes, respectivement (CCME, 1997).

L'Organisation mondiale de la santé avait recommandé une PMTDI (« provisional maximum tolerable daily intake ») pour le cuivre de 0,05-0,5 mg/kg-j en 1966 et en 1970, et cette plage de valeurs a été reconfirmée en 1982 (JECFA, 1982). Cette PMTDI était basée sur le fait que l'exposition au cuivre à partir de la diète rencontre les besoins nutritionnels en cuivre estimés à 2-3 mg/j, mais que certains groupes de la population étaient significativement plus exposés sans pour cela en être affectés. Seules les personnes atteintes de la maladie de Wilson pourraient être affectées par une plus forte exposition au cuivre.

En 1998, l'Organisation mondiale de la santé a proposé un intervalle de doses acceptables par ingestion (AROI). Chez l'adulte, la limite inférieure de cet intervalle comprend l'apport minimal requis pour un adulte de 0,02 mg/kg-j et la limite supérieure n'est pas connue avec certitude mais est

probablement de l'ordre de quelques mg par jour et pas davantage (par quelques mg, on entend plus de 2 à 3 mg/j). Pour les enfants en bas âge, la limite inférieure de l'AROI est de 0,05 mg/kg-j et il n'est pas fait mention de la limite supérieure (World Health Organization, 1995). Cette évaluation ne repose que sur l'étude des effets gastro-intestinaux d'une consommation d'eau contaminée par du cuivre. Il n'y a que des données limitées sur la quantité de cuivre d'origine alimentaire qui serait susceptible de nuire à la santé.

Parmi ces différents estimateurs de risque, la valeur de **0,1 mg/kg-j** a été retenue, tant pour les adultes que pour les enfants, en se basant sur l'ensemble des recommandations des différents organismes (tableau 4).

Tableau 4. Estimateurs de risque autres que le cancer pour l'ingestion de cuivre développés par les principaux organismes de santé reconnus

Estimateur de risque	Valeur[1] (mg/kg-j)	Effet critique	Organisme, Date	Référence
UL	Adulte : 10 mg/j (0,140 mg/kg-j) 0-12 mois : non établi 1-3 ans : 1 mg/j (~ 0,075 mg/kg-j) 4-8 ans : 3 mg/j (~ 0,120 mg/kg-j) 9-13 ans : 5 mg/j (~ 0,125 mg/kg-j) 14-18 : 8 mg/j (~ 0,140 mg/kg-j)	Aucun effet au niveau du système gastro-intestinal ni au niveau du foie selon Pratt et coll., 1985	National Academy of Sciences	Panel of micronutrients et coll., 2002
TDI	Adulte : 0,030 mg/kg-j Enfants : 0,100 mg/kg-j	Limite supérieure des apports recommandés	Santé et Bien-être social Canada, 1990	CCME, 1997
PMTDI	0,050-0,500 mg/kg-j	-	Organisation mondiale de la santé, 1982	JECFA, 1982
Limite supérieure de l'AROI	Adulte: quelques mg/j (≥ 0,040 mg/kg-j[2]) Enfants en bas âge: valeur non précisée	-	Organisation mondiale de la santé, 1998	World Health Organization, 1995

[1] Lorsque les valeurs étaient présentées en mg/j, elles ont été estimées en mg/kg-j en retenant les poids suivants : 1-3 ans : 13 kg, 4-8 ans : 25 kg, 9-13 ans : 40 kg et 14-18 ans : 57 kg.

[2] En considérant ≥ 3 mg/j.

6 RÉSULTATS DE LA VALIDATION DES CRITÈRES B ET C

Nous rappelons ici l'algorithme utilisé pour estimer la *dose d'exposition combinée* et l'*indice de risque combiné* qui permet de tenir compte de toutes les voies d'exposition (équation 1).

$$IRC_{ing} = \frac{DEC_{ing}}{DR_{ing}} = \frac{DE_{ing} + \left(DE_{inh} x \frac{Fabs_{inh}}{Fabs_{ing}} \right) + \frac{DA_{cut}}{Fabs_{ing}}}{DR_{ing}}$$ Équation 1

où
IRC_{ing} = indice de risque combiné calculé par rapport à l'ingestion (sans unité)
DEC_{ing} = dose d'exposition combinée calculée par rapport à l'ingestion (mg/kg-j)
DR_{ing} = dose de référence par ingestion pour le cuivre (mg/kg-j)
DE_{ing} = dose d'exposition au cuivre par ingestion (mg/kg-j)
DE_{inh} = dose d'exposition au cuivre par inhalation (mg/kg-j)
DA_{cut} = dose de cuivre absorbée par contact cutané (mg/kg-j)
$Fabs_{ing}$ = fraction de la dose de cuivre ingérée qui est absorbée (0,71)
$Fabs_{inh}$ = fraction de la dose de cuivre inhalée qui est absorbée (1,0)

Les résultats détaillés des doses d'exposition estimées pour le bruit de fond et les critères B et C sont présentés dans les tableaux 5, 7 et 9 respectivement. Les tableaux 8 et 10 présentent les risques à la santé associés au bruit de fond et au critère B ou C, respectivement.

6.1 Bruit de fond

6.1.1 Doses d'exposition dues au bruit de fond

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) attribuables au bruit de fond sont comprises entre **0,04 et 0,09 mg/kg-j** selon l'âge (tableau 5). L'ingestion représente plus de 98 % de l'exposition. L'ingestion d'aliments et l'ingestion d'eau apportent 88 à 97 % et 2 à 10 % de la dose totale, respectivement. L'ingestion de sol et poussières ne contribue qu'à 1 % ou moins de la dose totale. L'inhalation et le contact cutané sont des voies d'exposition négligeables.

Tableau 5. Doses d'exposition au cuivre dues au bruit de fond estimées selon la méthodologie décrite dans cette étude

Dose bruit de fond annuelle moyenne (mg/kg-j)	**0-6 mois**	**7 mois-4 ans**	**> 4-11 ans**	**> 11-19 ans**	**> 19 ans**
dose par inhalation d'air extérieur	1,09E-06	1,12E-06	8,74E-07	5,25E-07	2,22E-07
dose par inhalation d'air intérieur	8,24E-06	8,46E-06	6,62E-06	3,97E-06	3,58E-06
DOSE TOTALE PAR INHALATION	**9,33E-06**	**9,58E-06**	**7,49E-06**	**4,50E-06**	**3,80E-06**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**2,15E-03**	**7,77E-03**	**5,27E-03**	**3,63E-03**	**3,07E-03**
dose par ingestion de lait de formule	6,83E-02	2,93E-03	n.a.	n.a.	n.a.
dose par ingestion de lait et produits laitiers	0,00E+00	5,02E-03	2,85E-03	1,59E-03	9,15E-04
dose par ingestion d'œufs et de viande	1,22E-03	5,21E-03	4,07E-03	3,30E-03	3,80E-03
dose par ingestion de poissons/fruits de mer	0,00E+00	1,30E-03	6,52E-04	3,59E-04	3,03E-04
dose par ingestion de légumes racines	3,49E-03	9,09E-03	7,64E-03	6,34E-03	6,18E-03
dose par ingestion d'autres légumes	2,50E-03	5,40E-03	4,37E-03	3,13E-03	4,08E-03
dose par ingestion de fruits et jus de fruits	1,74E-03	1,01E-02	6,36E-03	3,58E-03	4,00E-03
dose par ingestion de céréales	1,00E-02	2,09E-02	1,80E-02	1,12E-02	1,04E-02
dose par ingestion de sucre	1,52E-03	3,94E-03	2,96E-03	1,91E-03	1,87E-03
dose par ingestion d'huile et noix	8,79E-06	7,88E-05	7,46E-05	5,61E-05	5,66E-05
dose par ingestion de lait maternel	2,99E-02	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
dose par ingestion de tous les aliments	**8,66E-02**[1] **4,81E-02**[2]	**6,44E-02**	**4,70E-02**	**3,15E-02**	**3,16E-02**
dose par ingestion de sol	1,76E-05	6,55E-05	7,66E-06	2,41E-06	2,04E-06
dose par ingestion de poussières	1,76E-04	6,55E-04	7,67E-05	2,42E-05	2,04E-05
dose par ingestion de sol et poussières	**1,93E-04**	**7,21E-04**	**8,44E-05**	**2,66E-05**	**2,24E-05**
DOSE TOTALE par INGESTION	**8,88E-02**[1] **5,03E-02**[2]	**7,25E-02**	**5,23E-02**	**3,51E-02**	**3,47E-02**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	2,73E-07	2,04E-07	5,04E-08	4,03E-08
dose par absorption cutanée de poussières	1,42E-06	8,80E-07	6,42E-07	4,34E-07	3,57E-07
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	1,94E-05	1,63E-05	1,36E-05	1,14E-05	1,10E-05
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**2,08E-05**	**1,75E-05**	**1,44E-05**	**1,19E-05**	**1,14E-05**
DOSE TOTALE COMBINÉE (toutes voies d'exposition) vs INGESTION	**0,091**[1] **0,053**[2]	**0,072**	**0,052**	**0,035**	**0,035**

[1] Lait de formule.
[2] Lait maternel.

n.a. : non approprié.

À des fins de comparaison, le tableau 6 présente les doses d'exposition bruit de fond estimées pour les Canadiens et les Québécois par le CCME et par le ministère de l'environnement et de la Faune, respectivement.

Les doses estimées dans ce document sont très semblables à celles publiées par ces auteurs. En effet, elles sont 1,1 à 1,6 fois plus élevées que celles estimées par le CCME. Les doses estimées par le MEF sont 1,2 et 1,4 fois plus élevées que les nôtres pour les enfants de 0 à 4 ans, et 1,1 à 1,3 fois plus faibles que les nôtres pour les autres tranches d'âge.

Tableau 6. Doses d'exposition au cuivre estimées par d'autres auteurs pour la population canadienne ou québécoise

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	**0-6 mois**	**7 mois-4 ans**	**5-11 ans**	**12-19 ans**	**> 19 ans**
Selon CCME, 1997					
dose externe par ingestion	5,52E-02	6,55E-02	4,77E-02	2,83E-02	2,15E-02
dose externe par inhalation	2,86E-06	1,77E-06	4,44E-06	3,68E-06	3,29E-06
dose par voie cutanée	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
dose totale combinée vs ingestion[1]	**0,055**	**0,066**	**0,048**	**0,028**	**0,022**
Selon le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996[2]					
dose externe par ingestion	1,31E-01	8,85E-02	5,87E-02	2,90E-02	2,73E-02
dose externe par inhalation	5,09E-05	5,08E-05	5,29E-05	2,82E-05	1,85E-05
dose absorbée par voie cutanée	2,90E-07	2,74E-07	2,50E-07	1,54E-07	2,53E-07
dose totale combinée vs ingestion[1]	**0,13**	**0,088**	**0,059**	**0,029**	**0,027**

[1] Estimée selon l'équation 1.
[3] Les doses pour chaque tranche d'âge ont été calculées à partir des doses estimées par le MEF pour des tranches d'âge plus réduites en pondérant la durée de chaque tranche d'âge initiale.

n.d. : non déterminé.

6.1.2 Risques à la santé dus au bruit de fond

Les *indices de risque combiné* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) associés au bruit de fond varient de **0,4 à 0,9** selon l'âge, lorsqu'on considère la valeur de 0,1 mg/kg-j comme dose de référence par ingestion.

6.2 Critère B

6.2.1 Doses d'exposition associées au critère B

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) dues à la contamination du sol par le cuivre au niveau du critère B (100 ppm) varient entre **0,005 et 0,02 mg/kg-j** selon l'âge. La voie d'exposition majeure est l'ingestion de fruits et légumes du potager (> 99 %) de la dose totale. Toutes les autres voies sont négligeables.

Tableau 7. Doses d'exposition au cuivre estimées dues au critère B (100 ppm) selon le scénario résidentiel

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	0-6 mois	7 mois-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	> 19 ans
dose par inhalation d'air extérieur	1,30E-07	1,33E-07	1,04E-07	6,25E-08	2,64E-08
dose par inhalation d'air intérieur	6,87E-07	7,06E-07	5,52E-07	3,31E-07	2,98E-07
DOSE TOTALE par INHALATION	**8,17E-07**	**8,39E-07**	**6,56E-07**	**3,94E-07**	**3,25E-07**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**2,35E-12**	**8,51E-12**	**5,77E-12**	**3,98E-12**	**3,98E-12**
dose par ingestion de lait de formule (= eau)	1,91E-11	8,18E-13	n.a.	n.a.	n.a.
dose par ingestion de légumes racines	2,57E-03	6,70E-03	5,63E-03	4,67E-03	4,56E-03
dose par ingestion d'autres légumes	1,31E-04	2,63E-03	2,19E-03	1,57E-03	1,85E-03
dose par ingestion de fruits et légumes-fruits	2,05E-03	1,19E-02	7,50E-03	4,22E-03	4,72E-03
dose par ingestion de lait maternel	n.d.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Dose par ingestion de tous les aliments	**4,75E-03**	**2,13E-02**	**1,53E-02**	**1,05E-02**	**1,11E-02**
dose par ingestion de sol	7,49E-05	2,79E-04	3,27E-05	1,03E-05	8,69E-06
dose par ingestion de poussières	2,02E-05	7,52E-05	8,80E-06	2,77E-06	2,34E-06
dose par ingestion de sol et poussières	**9,51E-05**	**3,54E-04**	**4,15E-05**	**1,31E-05**	**1,10E-05**
DOSE TOTALE par INGESTION	**4,82E-03**	**2,15E-02**	**1,53E-02**	**1,05E-02**	**1,11E-02**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	1,16E-06	8,70E-07	2,15E-07	1,72E-07
dose par absorption cutanée de poussières	2,78E-07	1,16E-07	8,70E-08	6,13E-08	4,91E-08
dose par absoprtion cutanée à partir de l'eau	2,13E-14	1,79E-14	1,49E-14	1,25E-14	1,20E-14
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**2,78E-07**	**1,28E-06**	**9,57E-07**	**2,76E-07**	**2,21E-07**
DOSE TOTALE COMBINÉE (toutes voies d'exposition) vs INGESTION	**0,005**	**0,022**	**0,015**	**0,010**	**0,011**

n.d. : non déterminé.
n.a. : non approprié.

6.2.2 Risques à la santé associés au critère B

Les *indices de risque combinée* dû au bruit de fond et au critère B sont compris entre **0,5 et 0,9** selon l'âge. Ils sont donc tous inférieurs à 1 (tableau 8, figure 1).

Tableau 8. Risques autres que le cancer correspondant à l'exposition totale au cuivre pour le critère B (bruit de fond + critère B) vs dose de référence par ingestion

Doses et indices de risque	0-6 mois	7 mois-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	> 19 ans
Dose totale combinée vs ingestion	0,094[1] 0,055[2]	0,094	0,068	0,046	0,046
IRC_{ing}[3] (Dose totale/DRing)	**0,94**[1] **0,55**[2]	**0,94**	**0,68**	**0,46**	**0,46**
Contribution du critère B à l'IRC_{ing}	5 %	30 %	29 %	30 %	32 %

[1] Lait maternel.
[2] Lait de formule.
[3] Indice de risque combiné, voir équation 1.

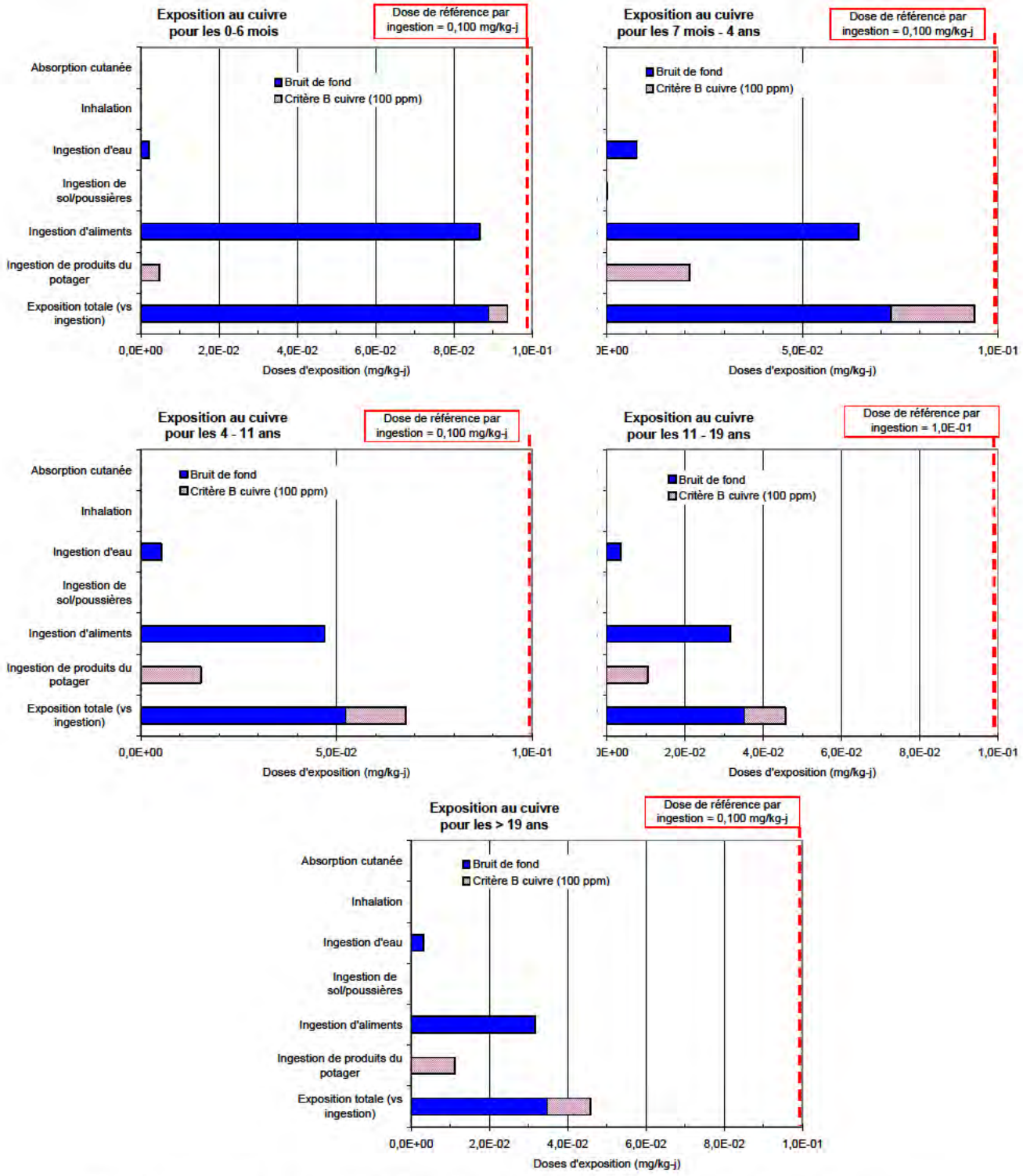


Figure 1. Représentation graphique des doses d'exposition au cuivre estimées dues au bruit de fond et au critère B selon le scénario résidentiel, et comparaison avec la dose de référence par ingestion

6.3 Critère C

Le critère C du cuivre a été évalué selon deux scénarios commercial/industriel. Dans le scénario « extérieur », le travailleur est exposé directement au sol par ingestion et contact cutané et il inhale de l'air extérieur, alors que le travailleur « intérieur » n'a pas de contact direct avec le sol et respire de l'air intérieur.

6.3.1 Doses d'exposition associées au critère C

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) estimées dues au critère C sont présentées dans le tableau 9. Le scénario « extérieur » conduit à une dose d'exposition (**$5{,}6 \times 10^{-5}$ mg/kg-j**) environ 3,5 fois plus importante que le scénario « intérieur » (**$1{,}7 \times 10^{-5}$ mg/kg-j**), car l'exposition par ingestion de sol est plus importante que l'exposition par ingestion de poussières. Le scénario « extérieur » a été considéré pour la validation du critère C.

Tableau 9. Doses d'exposition au cuivre estimées dues au critère C (500 ppm), selon le scénario commercial/industriel (adulte)

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	Travailleur « intérieur »	Travailleur « extérieur »
dose par inhalation d'air extérieur	0,00E+00	2,69E-06
dose par inhalation d'air intérieur	1,88E-06	0,00E+00
DOSE TOTALE par INHALATION	**1,88E-06**	**2,69E-06**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**2,36E-11**	**2,36E-11**
Dose par ingestion de tous les aliments	**0,00E+00**	**0,00E+00**
dose par ingestion de sol	0,00E+00	5,16E-05
dose par ingestion de poussières	1,39E-05	0,00E+00
dose par ingestion de sol et poussières	**1,39E-05**	**5,16E-05**
DOSE TOTALE par INGESTION	**1,39E-05**	**5,16E-05**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	7,49E-07
dose par absorption cutanée de poussières	2,92E-07	0,00E+00
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	0,00E+00	0,00E+00
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**2,92E-07**	**7,49E-07**
DOSE TOTALE COMBINÉE (toutes voies d'exposition) vs INGESTION[1]	**1,70E-05**	**5,64E-05**

[1] Estimé selon l'équation 1.

6.3.2 Risques à la santé associés au critère C

L'*indice de risque combiné* estimé à partir de la dose d'exposition totale (bruit de fond + critère C) et de la dose de référence retenue (0,1 mg/kg-j) est de **0,4**, et l'exposition attribuable au critère C représente 0,1 % de l'exposition totale (tableau 10).

Tableau 10. Risques autres que le cancer correspondant à l'exposition totale au cuivre pour le critère C (bruit de fond + critère C) vs dose de référence par ingestion

Indices de risque	Travailleur « extérieur »
Dose combinée totale/Dring[1]	0,035
Dose totale/DRing[1] (indice de risque combiné)	**0,35**
Contribution du critère C à l'indice de risque combiné	0,1 %

[1] Voir équation 1.

7 DISCUSSION

Le cuivre est un élément essentiel à l'humain, mais il peut être toxique lorsque les doses d'exposition au cuivre sont trop importantes. Des effets néfastes ont été observés lors d'intoxication via l'eau potable ou d'ingestion excessive de suppléments alimentaires, ainsi que chez des personnes atteintes de certaines maladies (p.ex. la maladie de Wilson).

Peu d'organismes ont établi d'estimateurs de risque car, s'il est assez aisé d'établir les apports nutritionnels nécessaires, il est beaucoup plus difficile de déterminer à partir de quelles doses, le cuivre peut présenter des risques à la santé humaine. À partir des différentes recommandations du National Academy of Sciences, de Santé et Bien-être social Canada et de l'Organisation mondiale de la santé, **la valeur de 0,1 mg/kg-j a été retenue comme valeur de référence pour le cuivre**. Cette valeur est très protectrice puisqu'elle constitue la limite supérieure des apports recommandés pour le maintien d'une bonne santé. Le cuivre n'étant pas reconnu comme une substance cancérigène, aucun risque cancérigène n'a été considéré.

Pour ce qui est des effets autres que le cancer attribuables au cuivre, les *indices de risque combiné* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) totaux (bruit de fond + **critère B**) varient de **0,5 à 0,9**, l'exposition attribuable uniquement au critère B contribuant à 5-32 % de l'exposition totale. L'*indice de risque combiné* total (bruit de fond + **critère C**) pour le travailleur le plus exposé est de **0,4**, le critère C ne contribuant qu'à 0,1 % du risque total.

Malgré l'utilisation d'une valeur de référence très conservatrice de 0,1 mg/kg-j, les risques associés aux critères B et C sont inférieurs aux recommandations du MSSS, 2002.

LISTE DES RÉFÉRENCES

ATSDR, 2002. Toxicological profile for copper (update). 255 pages.

Baes, I. C. F. et coll., 1984. A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionucleids through agriculture.

California environmental protection agency 1997. Public health goal for Copper in drinking water

CCME, 1997. Canadian soil quality guidelines for copper: Environment and human health.

CCME, 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. 7 pages.

Environnement Canada et Santé Canada, 1993. Liste des substances d'intérêt prioritaire - rapport d'évaluation: L'arsenic et ses composés. 56 pages.

Friel, J. K., Andrews, W. L., Jackson, S. E., Longerich, H. P., mercer, C., McDonald, A., Dawson, B., et Sutradhar, B., 1999. Elemental composition of human milk from mothers of premature and full-term infants during the first three months of lactation. Biol. Trace Element Res., 67: 225-247.

Georgopoulos, P. G., Roy, A., Yonone-Lioy, M. J., Opiekun, R. E., et Lioy, P. J., 2001. Environmental copper: its dynamics and human exposure issues. J. Toxicol. Environ. Health, Part B, 4: 341-394.

Giroux, M., Rompré, M., et Carrier, P. e. al., 1992. Caractérisation de la teneur en métaux lourds totaux et disponibles des sols du Québec. Agrosol, V: 46-55.

Hrudey, S. E., Chen, W., and Rousseaux, C. G. 1995. Bioavailability in environmental risk assessment (Ed.), Lweis Publishers, Boca raton. 294 pages. ISBN

JECFA, 1982. WHO food addtive series 17, Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v17je31.htm.

Ministère de l'Environnement du Québec, 1998. Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. 124 pages.

Ministère de l'Environnement du Québec, 2001. Comparaison des critères B et C avec les critères utilisés internationalement pour les sols. 43 pages.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996. Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. 761 pages.

MSSS, 2002. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés. 90 pages.

Panel of micronutrients, Subcommitte on upper reference levels of nutrients and of interpretation and uses of dietary reference intakes, and Standing committee on the scientific evaluation of Dietary Reference Intakes 2002. Dietary Reference Intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc, Food and Nutrition Board, Institute of Medicine (Ed.), National Academy press, Washington, D.C. 0-309-07279-4.

Rasmussen, P. E., Subramanian, K. S., et Jessiman, B. J., 2001. A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. Sci. Total Environ., 267: 125-140.

Santé Canada, 1992. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Sixième édition.

Santé Canada, 1996. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Le cuivre, (mise à jour février 1992).

U.S. EPA, 2001. Risk assessment guidance for superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment) - Interim (review draft for public comment).

U.S. EPA, 2002. IRIS summary for copper. 16 pages.

World Health Organization 1995. Environmental health criteria 200: Copper

World Health Organization,1998. Guidelines for drinking water quality, 2nd edition - Addendum to vol. 2 - Health criteria and other supporting information. In: World Health Organization (Eds.). Geneva.

ANNEXE 15

VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DU MERCURE

ANNEXE 15 : VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DU MERCURE

1 SITUATION DES CRITÈRES B ET C DU MERCURE

Les critères B et C de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* concernant le mercure sont de **2 et 10 ppm**, respectivement (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998). Selon une étude du MENV (Ministère de l'Environnement du Québec, 2001), **le critère B du mercure serait plus sévère que 75 % des critères pour les sols à vocation résidentielle de 27 pays** (moyenne : 18,9 ppm; médiane : 10 ppm; étendue : 0,7-160 ppm) et **le critère C serait plus sévère que 77 % des critères pour les sols à vocation commerciale/industrielle de 26 pays** (moyenne : 227,7 ppm; médiane : 43,5 ppm; étendue : 1-1 100 ppm).

En 1991, le CCME avait recommandé des valeurs de **2 et de 10 ppm**[63] pour un usage résidentiel/parc et commercial/industriel, respectivement, en se basant sur la **forme élémentaire du mercure** (CCME, 1997a). En 1996, le CCME proposait des recommandations de **6,6, 24** et 50 **ppm** pour un usage résidentiel/parc, commercial ou industriel du terrain, respectivement, en considérant la **forme inorganique du mercure** (CCME, 1999). Les valeurs pour un usage résidentiel/parc et un usage commercial sont basées sur la *protection de la santé humaine*[64], pour laquelle seule l'ingestion de sol a été considérée. La recommandation pour un usage industriel est basée sur la protection de l'environnement (CCME, 1997b).

2 PARAMÈTRES SPÉCIFIQUES DES DIFFÉRENTES FORMES DU MERCURE

Le mercure se présente dans l'environnement sous trois états d'oxydation stables : le mercure élémentaire (Hg(0), Hg^0), l'ion mercureux (Hg(I), Hg_2^{++}) et l'ion mercurique (Hg(II), Hg^{2+}). Le mercure élémentaire est un métal dense de couleur blanc argent, qui possède la particularité d'être liquide à température ambiante. Il se caractérise par une forte tension de surface, une haute conductibilité thermique et une faible résistance électrique (World Health Organization, 1976). Le Hg(II) peut former des sels inorganiques simples (chlorures, sulfates) ou complexes (liaison réversible avec des groupements thiols ou des protéines) et des composés organo-mercuriques. Ces derniers sont caractérisés par une liaison covalente du mercure avec un ou deux atomes de carbone pour former des composés du type R-Hg-X et R-Hg-R', où R et R', représentent la fraction organique (radical alkyle, phényle ou méthoxyéthyle) et X représente un halogène (World Health Organization, 1990; Environnement Canada, 1996). Parmi les composés organo-mercuriques, le méthylmercure et le diméthylmercure sont les plus souvent rencontrés dans les systèmes naturels (CCME, 1997b).

Dans la présente étude, comme une contamination des sols en mercure organique est peu probable (voir les sources décrites aux sections 3.1 et 3.2.1), **la validation des critères B et C du mercure a été faite selon deux scénarios : une contamination des sols par le mercure élémentaire et une contamination des sols par le mercure inorganique.** Le tableau 1 présente les principales propriétés physico-chimiques de ces deux formes de mercure.

[63] Nous n'avons cependant pas trouvé d'information concernant les bases qui ont servi à établir ces recommandations.

[64] En considérant l'ingestion de sol chez un enfant de 0,5-4 ans et la dose de référence du U.S.EPA, 1995a de 3×10^{-4} mg/kg-j (section 5.2).

Tableau 1. Principaux paramètres spécifiques du mercure élémentaire et du mercure inorganique

Paramètre	Unités	Hg(0) Mercure élémentaire		Hg(II) Chlorure mercurique	
		Valeurs	Références	Valeurs	Références
Poids moléculaire	g/mol	201	U.S. EPA, 1997b	272	U.S. EPA, 1997b
Solubilité aqueuse	mg/L	0,072	ATSDR, 1999	69 000	ATSDR, 1999
Coefficient de partage octanol/eau (logKow)	-	5,95	ATSDR, 1999	n.d.	ATSDR, 1999
Coefficient d'adsorption sur carbone organique (logKoc)	-	n.d.	ATSDR, 1999	n.d.	ATSDR, 1999
Coefficient d'adsorption au sol (Kd)[1]	-	10	U.S. EPA, 1997b	10	U.S. EPA, 1997b
Diffusivité dans l'air	m^2/sec	3,07E-06	U.S. EPA, 1996	n.a.	-
Diffusivité dans l'eau	m^2/sec	6,30E-10	U.S. EPA, 1996	n.a.	-
Pression de vapeur	atm	2,58E-06	ATSDR, 1999	n.a.	-
Point de fusion	°C	-38,3	ATSDR, 1999	277	ATSDR, 1999
Constante de Henry à 25 °C	torr-m^3/mol	5,39	U.S. EPA, 1997b	5,39E-07	
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau (Kp)	cm/hr	0,001	U.S. EPA, 2001b	0,001	U.S. EPA, 2001b
BCF sol-plante pour racines	Note 1	-	-	0,047	Cappon, 1981; Cappon, 1987
BCF sol-plante pour feuilles	Note 1	-	-	0,174	Cappon, 1981; Cappon, 1987
BCF sol-plante pour fruits	Note 1	-	-	0,027	Cappon, 1981; Cappon, 1987

[1] Dans Baes et coll., 1984, la valence du mercure n'est pas rapportée.
n.d. : non disponible.

Note 1: (mg/kg m.s. / mg/kg sol).

3 CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS L'ENVIRONNEMENT

3.1 Particularités du mercure

Le mercure est retrouvé naturellement dans presque tous les milieux, mais certaines activités anthropiques contribuent aussi à sa libération dans l'environnement. La plus importante source naturelle de mercure est le dégazage de la croûte terrestre. Les sources anthropiques de mercure sont, quant à elles, très nombreuses : extraction et industrie des métaux, combustion de combustibles fossiles, industrie chimique (chlore, soude), incinération de déchets municipaux, amalgames dentaires, etc. (Santé Canada, 1996; U.S. EPA, 1997a).

Les trois formes de mercure (élémentaire, inorganique ou organique) peuvent se retrouver dans l'environnement. La transformation du mercure d'une forme à l'autre suit un cycle géochimique, principalement influencé par sa pression de vapeur élevée et l'insolubilité relative des formes organiques et ioniques. Les figures présentées dans le rapport du U.S. EPA pour le congrès américain sont de bons supports visuels pour la compréhension du cycle géochimique du mercure (U.S. EPA, 1997a).

Le mercure présent dans l'air (vapeurs de mercure élémentaire et aérosols) peut être transporté d'une région à l'autre, et changer de milieu et/ou de forme par photolyse, déposition (sèche ou humide), précipitation ou adsorption au sol, aux sédiments ou dans l'eau de surface. Le mercure élémentaire peut être oxydé en mercure inorganique (et inversement) dans tous les milieux. Le mercure inorganique peut être méthylé par l'action de micro-organismes dans des conditions aérobies ou

anaérobies, dans l'eau et dans l'air. Le méthylmercure peut à son tour être déméthylé en mercure élémentaire, qui va se volatiliser et se redistribuer dans l'air (Santé Canada, 1996).

3.2 Concentrations bruit de fond de mercure

3.2.1 Air ambiant et air intérieur

Selon Santé Canada, 1996, les émissions anthropiques[65] de mercure concernent essentiellement les formes élémentaire et inorganique, alors que les composés organiques proviennent essentiellement de phénomènes naturels[66]. Selon Schroeder et Jackson, 1987, 95 % du mercure dans l'air ambiant serait sous forme vapeur (76 % de mercure élémentaire et 19 % de mercure organique), le reste étant sous forme particulaire (entièrement inorganique).

Dans les années 1980, le U.S.EPA estimait que les concentrations de mercure total étaient de 5 ng/m^3 et de 30 ng/m^3 *dans l'air ambiant* des zones rurales et des zones urbaines, respectivement (Santé Canada, 1986). Selon deux études menées en Ontario, la concentration moyenne de mercure dans l'air ambiant était de l'ordre de 10 ng/m^3 à Toronto (1981) et à Windsor (1992) (Schroeder et Jackson, 1987; Szakolcal et Weller, 1994; Ng et Karell (1984) cités par Santé Canada, 1996). En milieu rural, la concentration de mercure total dans l'air serait plutôt de l'ordre de 6 à 9 ng/m^3 (Schroeder et Jackson, 1987). Des mesures de la concentration de mercure ont été faites dans l'air ambiant par le Centre d'expertise et d'analyses environnementales du Québec (CEAEQ) dans diverses villes du Québec, et les concentrations variaient toutes entre 2 et 5 ng/m^3 (madame Danielle Richoz, CEAEQ, communication personnelle).

Les concentrations de mercure mesurées *dans l'air intérieur* sont attribuables à la présence de produits contenant du mercure retrouvés dans les résidences, telles que certains types de peinture. Nous n'avons pas trouvé de données concernant la concentration bruit de fond en mercure dans l'air intérieur de résidences québécoises. La valeur médiane des concentrations de mercure mesurées dans l'air intérieur de quatre maisons américaines était de 52 ng/m^3 (Beusterien et coll 1991 cités par (Santé Canada, 1996). Cette valeur concorde avec d'autres mesures effectuées dans 26 maisons situées en Ohio et au Michigan (concentrations mesurées < 100 ng/m^3) dans lesquelles aucune peinture contenant du mercure n'avait été utilisée depuis au moins 18 mois (Agocs et coll., 1990 cités par Santé Canada, 1996).

Pour la présente évaluation de risque, les concentrations de mercure total retenues dans l'air extérieur et l'air intérieur sont de 10 et 52 ng/m^3, respectivement. Des proportions de 80 % et 20 %[67] ont été attribuées à ces concentrations afin de représenter les formes élémentaire et inorganique de mercure, respectivement.

3.2.2 Eau potable

Selon Santé Canada, 1996, la solubilité des composés de mercure dans l'eau augmente dans cet ordre : mercure élémentaire < chlorure mercureux < chlorure de méthylmercure < chlorure mercurique. Lors de l'établissement des critères de mercure inorganique pour les sols, Santé Canada, 1996 a proposé que 25 % du mercure dans l'eau potable soit sous forme de méthylmercure et 75 % sous forme de

[65] Telles que récupération de métaux de base (41 % des émissions), combustion du charbon (13 %), application de peinture (12 %) ou activités de l'industrie du chlore et de la soude caustique (6 %) (Santé Canada, 1996).

[66] Du mercure organique peut cependant être libéré en quantités mesurables par les usines de traitement biologique des eaux (Schroeder et Jackson, 1987).

[67] Même si la valeur de 20 % surestime la proportion que représentent les formes inorganiques de mercure selon les données de Schroeder et Jackson, 1987.

mercure inorganique en se basant sur les travaux de Schintu et coll., 1989 (cités par Santé Canada, 1996) réalisés en Italie.

En 1991-1992, le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (cité par Richardson, 1995) a analysé 1 355 échantillons d'eau traitée provenant de différents sites en Ontario. La plupart des échantillons (99 %) présentaient des concentrations de mercure inférieures à la limite de détection (0,02 µg/L). Les concentrations de mercure mesurées par la Ville de Montréal dans ses usines de traitement étaient toutes inférieures à la limite de détection de 0,5 µg/L en 2000 et 2001 (Bernier, 2001; Bernier, 2002).

La valeur de 0,02 µg/L a donc été retenue comme concentration de mercure dans l'eau potable, et tout le mercure a été assumé comme étant sous forme inorganique.

3.2.3 Alimentation

3.2.3.1 Aliments commerciaux

Aucun contrôle systématique ni régulier des teneurs en mercure dans les aliments canadiens n'a été effectué depuis 1970 (à l'exception du poisson et des produits qui en sont dérivés). Le Food and Drug Administration (FDA) a mesuré les concentrations de mercure dans les aliments dans le cadre de l'étude « American total diet surveys » (Gunderson, 1987 cité par Santé Canada, 1996). Les concentrations moyennes de mercure total observées étaient de 0,9 µg/kg (produits laitiers), 1,7 µg/kg (viande, volaille, œufs), 6,8 µg/kg (grains et céréales), 2,0 µg/kg (légumes et dérivés), 0,86 µg/kg (fruits et dérivés), 0,8 µg/kg (huiles et graisses) et 0,9 µg/kg (sucre et additifs) (Santé Canada, 1996).

Dans les aliments, le mercure est généralement sous forme inorganique. Quelques auteurs ont identifié une faible proportion de méthylmercure dans les fruits et légumes, de l'ordre de 5 à 12 % lorsque ces aliments étaient cultivés sur des sols non traités par des amendements contaminés par le mercure (Cappon, 1981).

Toutefois, dans le poisson, 80 à 99 % du mercure est sous forme de méthylmercure. Selon Pêches et Océans Canada (données non publiées citées par Santé Canada, 1996), la concentration moyenne de mercure mesurée dans 885 boîtes de thon entre 1980 et 1988 était de 195 µg/kg (étendue : > 1-970 µg/kg). La moyenne pondérée calculée pour 53 échantillons d'autres espèces marines entre 1988 et 1991 et pour 60 échantillons de coquillages en 1990 et 1991 était de 137 et 24 µg/kg, respectivement (étendues de 20-1 400 µg/kg et de < 10-1 400 µg/kg, respectivement). La moyenne géométrique des concentrations de mercure dans le muscle dorsal de 32 420 poissons d'eau douce pêchés après 1980 dans plus de 1 100 lacs et rivières canadiens était de 380 µg/kg (étendue de 10-13 000 µg/kg) selon le ministère ontarien de l'Environnement et des Ressources naturelles (données non publiées, citées par Santé Canada, 1996).

Pour la présente étude, les données du FDA retenues par Santé Canada, 1996 ont été utilisées en considérant que le mercure est entièrement sous forme inorganique pour l'ensemble des aliments. Toutefois, compte tenu de la forte proportion de mercure organique dans les poissons et que nous n'avons pas considéré cette forme de mercure dans la présente évaluation, cet aliment n'a pas été retenu pour les deux scénarios impliquant le mercure élémentaire et le mercure inorganique.

3.2.3.2 Lait maternel

Plusieurs études ont montré que le lait maternel pouvait être contaminé par le mercure. Selon les travaux d'un groupe suédois (Oskarsson et coll., 1996) portant sur 30 femmes ayant accouché 6 semaines avant les prélèvements, les concentrations moyennes mesurées dans le sang et le lait étaient de 2,3 et 0,6 µg/kg, respectivement.

L'étude la plus récente rapportant des concentrations de mercure dans le lait maternel est une étude allemande dans laquelle une concentration moyenne de mercure total de 0,25 µg/L a été observée dans le lait (Drexler et Schaller, 1998). Selon la revue de littérature faite par Santé Canada, 1996, la concentration moyenne de mercure total dans le lait maternel mesurée chez 100 femmes américaines « non exposées », dans les années 70, était de 0,93 µg/L (Pitkin , 1976 cité par Santé Canada, 1996). Cette valeur a d'ailleurs été retenue par Santé Canada, 1996. Dans une étude allemande portant sur 86 femmes, la moyenne était de 1,9 µg/L (Klemann et coll., 1990 cités par Santé Canada, 1996). Dans une autre étude allemande, la concentration de mercure était < 1 µg/L pour 10 des 15 échantillons (Schramel et coll., 1988 cités par Santé Canada, 1996). Enfin, en Angleterre, la concentration maximale mesurée sur 39 échantillons de lait de femmes ne consommant pas beaucoup de poissons était inférieure à 3 µg/L. Chez des femmes qui consomment beaucoup de poissons (femmes Inuits, des îles Faroe, du Japon, de l'Alaska), les concentrations mesurées seraient comprises entre 2 et 7,6 µg/L.

Selon Oskarsson et coll., 1996, la concentration de mercure total dans le sang est corrélée avec la consommation de poissons et avec la présence d'amalgames dentaires. Il y a aussi une corrélation entre la concentration de mercure inorganique dans le sang et dans le lait d'une part, et les amalgames dentaires d'autre part, et entre la concentration de mercure organique dans le sang et la consommation de poissons. Par contre, il n'y a pas de relation apparente entre la concentration de méthylmercure dans le lait maternel avec la consommation de poissons. Toujours selon cette étude, le mercure inorganique et le mercure organique représentent chacun 50 % de la concentration totale de mercure dans le lait. La proportion de mercure inorganique dans le lait rapportée par d'autres auteurs est généralement inférieure (entre 7 et 20 %) (cité par Santé Canada, 1996); ces valeurs ont cependant été obtenues chez des femmes qui consomment beaucoup plus de poissons (femmes Inuits ou des îles Faroe) que celles faisant partie de l'étude de Oskarsson et coll., 1996 ou chez des femmes qui ont été exposées à une très forte dose de méthylmercure (intoxications au méthylmercure présent dans les semences de blé en Irak).

Considérant l'ensemble de ces données, la valeur de 0,6 µg/kg tirée de Oskarsson et coll., 1996 a été retenue pour la contamination bruit de fond du lait maternel[68] et 50 % de ce mercure a été considéré comme étant du mercure inorganique.

3.2.4 Sol et poussières intérieures

Dans les sols, le mercure serait principalement sous forme inorganique (U.S.EPA, 1997b), la proportion de mercure organique étant de l'ordre de 4 à 6 % du mercure total (Cappon, 1981). La spéciation du mercure dans les sols dépend des conditions d'oxydoréduction, du pH et de la concentration en ions chlorures. Dans des conditions naturelles, la majorité du Hg(II) contenu dans le sol est liée avec les minéraux du sol ou adsorbée sur de la matière solide, organique ou inorganique. Seule une minime partie est présente dans la solution du sol (Santé Canada, 1996).

[68] Les valeurs de Oskarsson et coll., 1996 sont récentes et sont observées chez des femmes qui consomment du poisson dans des proportions élevées, mais raisonnablement proches de la consommation que l'on pourrait rencontrer au Québec dans une population de pêcheurs sportifs par exemple.

Selon Santé Canada, 1996, la moyenne et la valeur du 98^{e} centile des concentrations de mercure mesurées dans les anciens parcs urbains de l'Ontario sont de 0,08 et 0,18 mg/kg, respectivement. La concentration moyenne de mercure total mesurée dans les sols de surface canadiens[69] (non contaminés) varierait entre 0,043 mg/kg (sol agricole québécois) et 0,11 mg/kg (Giroux et coll., 1992; Santé Canada, 1996; Rasmussen et coll., 2001). La moyenne des concentrations de mercure mesurées dans les sols de la ville de Windsor, Ontario, est de 0,07 mg/kg (Szakolcal et Weller, 1994).

Dans les poussières de 51 maisons à Ottawa, les concentrations de mercure total variaient de 0,01 à 37,1 mg/kg, avec une moyenne arithmétique et géométrique de 3,6 et 1,7 mg/kg, respectivement (Rasmussen et coll., 2001). Ces données sont assez semblables à celles recueillies par Beusterien (1991, cité par Santé Canada, 1996) dans 8 maisons situées en Ohio (concentration moyenne : 1,8 mg/kg).

Les valeurs de 0,07 mg/kg et de 3,6 mg/kg ont été retenues comme concentration bruit de fond de mercure dans les sols et dans les poussières intérieures, respectivement. Tout comme Santé Canada, 1996, tout le mercure a été considéré comme étant sous forme de mercure inorganique.

3.2.5 Autres milieux

Le tabagisme constitue aussi une source d'exposition au mercure. En effet, Fishbein rapporte que l'exposition au mercure par la cigarette est de 0,004 µg/cigarette (Fishbein, 1991, cité par Santé Canada, 1996). Pour cette évaluation des risques à la santé, le tabagisme n'a toutefois pas été retenu comme source d'exposition au mercure.

L'exposition résultant des amalgames dentaires constitue une source majeure d'exposition au mercure. En effet, ceux-ci contiennent du mercure élémentaire qui peut être relâché sous forme de vapeurs qui sont alors inhalées et absorbées par l'organisme.

Le taux d'émission de vapeur de mercure dans la cavité buccale varie proportionnellement avec le nombre de surfaces dentaires obturées avec de l'amalgame (Richardson, 1995). Plusieurs études ont été effectuées au cours des années 1980 sur l'exposition au mercure provenant des amalgames dentaires. Les estimés de l'exposition quotidienne au mercure en provenance des amalgames dentaires varient de 1 à 27 µg/j selon les auteurs. Sur la base d'une revue de la littérature, Lévy, 1995 a estimé que l'apport quotidien le plus probable pour un individu ayant de 7 à 10 obturations à l'amalgame serait compris entre 1,0 et 5 µg/j. En se basant sur l'étude de Richardson, 1995, Santé Canada a retenu des doses journalières de 0,52, 1,52 et 2,81 µg/j pour les 5-11 ans, 12-19 ans et 20 ans et plus, en attribuant 1,7, 4,4 et 7,0 obturations à ces tranches d'âge, respectivement (Santé Canada, 1996).

Pour cette évaluation des risques à la santé, l'exposition au mercure en provenance des amalgames dentaires sera discutée. Pour tenir compte de cette exposition, la valeur centrale de l'intervalle des doses journalières retenues par Lévy, 1995, soit 3,0 µg/jour, a été retenue en considérant qu'elle correspondait à 7 obturations. Cette dose a été attribuée aux adultes. Pour les enfants et les adolescents, la dose journalière d'exposition due aux amalgames a été estimée en faisant une règle de trois à partir du nombre d'obturations retenus par Santé Canada et de la dose de 3,0 µg/j associée à 7 obturations. Les doses d'exposition au mercure associées à la présence d'amalgames dentaires sont donc de 0,73 et 1,9 µg/j pour les 5-11 ans et les 12-19, respectivement.

[69] Incluant les sols agricoles (Québec, Alberta), les sols des parcs en milieu urbain et rural, les sols des cours de maisons et de divers sites au Canada (Santé Canada, 1996)

3.2.6 Concentrations de mercure retenues

Le tableau 2 présente les concentrations de mercure dans les différents milieux retenues pour l'estimation de l'exposition bruit de fond des Québécois.

Tableau 2. Concentrations de mercure dans l'environnement retenues pour l'évaluation de l'exposition bruit de fond au mercure

Concentration dans	Unités	Valeurs			Références
		Mercure total (mg/kg)	Proportion de Hg0	Proportion de HgII	
Air extérieur - particules	mg/m^3	10E-06		20 %	Santé Canada, 1996 Schroeder et Jackson, 1987
Air extérieur - phase gazeuse	mg/m^3		80 %		
Air intérieur - particules	mg/m^3	52E-06		20 %	
Air intérieur - phase gazeuse	mg/m^3		80 %		
Eau potable	mg/L	2,0E-05	0 %	100 %	MEEO cité par Richardson, 1995 Schintu et coll., 1989 cités par Santé Canada, 1996
Lait de formule[1]	mg/L	0,9E-03	0 %	100 %	Gunderson, 1987 cité par World Health Organization, 1990
Lait maternel	mg/L	0,6E-03	0 %	50 %	Oskarsson et coll., 1996
Lait et produits laitiers	mg/kg m f.	0,9E-03	0 %	100 %	Gunderson, 1987 cité par World Health Organization, 1990
Viande et œufs	mg/kg m f.	1,7E-03	0 %	100 %	Gunderson, 1987 cité par World Health Organization, 1990
Poissons et fruits de mer	mg/kg m f.	n.c.	0 %	0 %	-
Légumes racines	mg/kg m f.	0,3E-03	0 %	100 %	Gunderson, 1987 cité par World Health Organization, 1990
Légumes feuillus	mg/kg m f.	2,0E-03	0 %	100 %	Gunderson, 1987 cité par World Health Organization, 1990
Légumes à fruits	mg/kg m f.	2,0E-03	0 %	100 %	Gunderson, 1987 cité par World Health Organization, 1990
Fruits et jus de fruits	mg/kg m f.	0,86E-03	0 %	100 %	Gunderson, 1987 cité par World Health Organization, 1990
Céréales	mg/kg m f.	6,8E-03	0 %	100 %	Gunderson, 1987 cité par World Health Organization, 1990
Sucre	mg/kg m f.	0,9E-03	0 %	100 %	Gunderson, 1987 cité par World Health Organization, 1990
Huile et noix	mg/kg m f.	0,8E-03	0 %	100 %	Gunderson, 1987 cité par World Health Organization, 1990
Sol	mg/kg m.s.	7,0E-02	0 %	100 %	Szakolcal et Weller, 1994; World Health Organization, 1990
Poussières intérieures	mg/kg m.s.	3,6E+00	0 %	100 %	Rasmussen et coll., 2001; World Health Organization, 1990

[1] La concentration de mercure dans le lait et les produits laitiers a été appliquée au lait de formule.

m. f. : matière fraîche.
m.s. : matière sèche.
n.c. : non considéré.

4 TOXICOCINÉTIQUE ET EFFETS SUR LA SANTÉ

4.1 Toxicocinétique

- L'inhalation est la voie d'absorption principale pour le *mercure élémentaire*. Environ 80 % des vapeurs de mercure inhalées sont absorbées (Hrudey et coll., 1995). En effet, la forte lipophilicité du mercure élémentaire lui permet une diffusion rapide vers le sang à travers la membrane alvéolaire des poumons. L'absorption gastro-intestinale du mercure élémentaire liquide serait négligeable (moins de 1 %). L'absorption cutanée de vapeur de mercure élémentaire a été estimée à 2,6 % de ce qui est absorbé par les poumons. Si la peau n'est pas endommagée, on ne s'attend pas à ce que l'absorption soit importante (World Health Organization, 1990; ATSDR, 1999). Selon U.S. EPA, 2001b, l'absorption cutanée de mercure élémentaire à partir du sol serait de l'ordre de 0,1 %.

- Les *sels de mercure inorganiques* sont absorbés dans une proportion de 7 à 15 % via le tractus gastro-intestinal (Santé Canada, 1992). Il n'y a pas de données quantitatives sur l'évaluation de l'absorption des différents composés de mercure inorganiques. On croit que l'absorption directe par les poumons est possible, mais on pense aussi qu'il y a absorption gastro-intestinale après la clairance mucocilliaire du mercure non absorbé (ATSDR, 1999, World Health Organization, 1990). Nous n'avons trouvé aucune information quant à l'absorption par inhalation de mercure inorganique chez l'humain. Morrow et coll., 1964 cités par ATSDR, 1999 avaient estimé le taux d'absorption à environ 40 % chez le chien. Des preuves indirectes de l'absorption cutanée ont été fournies par l'étude de cas cliniques, suivant l'application de crème contenant des sels inorganiques de mercure. Des taux de pénétration cutanée de 2 à 4,5 % de chlorure de mercure ont été mesurés chez le cochon d'Inde (Hrudey et coll., 1995).

- Les taux d'absorption suivants ont été retenus : mercure élémentaire : 1 %, 80 % et 0,1 % par ingestion, inhalation et contact cutané, respectivement et mercure inorganique : 15 %, 40 % et 10 % par ingestion, inhalation et contact cutané, respectivement.

4.1.1 Distribution et métabolisme

Suite à l'absorption des vapeurs de mercure élémentaire ou des composés inorganiques de mercure, le mercure se dépose au niveau des reins (principal organe cible) où il est stocké (50 à 90 % de la charge corporelle). On le retrouve souvent lié à des métallothionéines. Cette liaison est favorisée par la présence de cadmium (World Health Organization, 1990).

Le mercure élémentaire traverse facilement la barrière placentaire et la barrière hémato-encéphalique, et il peut également être stocké dans le cerveau. Par ailleurs, le mercure inorganique traverse moins facilement ces deux barrières. Souvent, l'oxydation de mercure élémentaire en mercure inorganique n'est pas assez rapide : le mercure élémentaire pénètre dans le cerveau et le fœtus, il y est transformé en mercure inorganique puis il y est retenu.

Les transformations métaboliques suivantes peuvent être observées : oxydation du mercure élémentaire (Hg(0)) en mercure inorganique (Hg(II)), réduction du mercure inorganique (Hg(II)) en mercure élémentaire (Hg(0)), méthylation du mercure inorganique et conversion du méthylmercure en mercure minéral bivalent (World Health Organization, 1990). Toutefois, dans le cadre de la présente étude, nous n'avons pas tenu compte des transformations du mercure dans les différents milieux, en raison d'un manque de données quantitatives.

4.1.2 Élimination

Le mercure est principalement excrété via les fèces et l'urine, mais il peut aussi être exhalé. La demi-vie du mercure élémentaire est d'environ 58 jours alors que celle des sels inorganiques de mercure s'étend de 30 à 60 jours (World Health Organization, 1990).

4.2 Effets sur la santé

4.2.1 Effets autres que le cancer

Les effets possibles du mercure sur la santé sont grandement liés à la forme chimique du mercure, à la voie d'exposition et à la quantité absorbée. Les atteintes du système nerveux et les troubles rénaux constituent les deux principales réactions suite à une intoxication au mercure (Santé Canada, 1986).

Le mercure possède une forte affinité pour les groupements thiol. Cette propriété contribue à sa toxicité car la plupart des enzymes et des protéines ont des groupements thiols. Les composés mercuriels ont la possibilité d'endommager la quasi totalité des cellules de l'organisme car ils dégradent les protéines, désactivent les enzymes et perturbent gravement tout tissu avec lequel il entre en contact avec une concentration suffisante (Santé Canada, 1986).

- Dans les cas d'exposition aux vapeurs de mercure élémentaire, l'organe critique est le système nerveux central. L'exposition aux vapeurs de mercure à de *très fortes doses* peut entraîner des douleurs thoraciques, de la dyspnée, de la toux, une hémoptysie ou même provoquer une pneumonie interstitielle mortelle. L'exposition à de *plus faibles concentrations* peut entraîner des réactions psychologiques comme le délire, des hallucinations ou des tendances suicidaires. L'exposition à de *très faibles doses* peut être associée à des symptômes d'éréthisme qui se traduisent, entre autres, par de légers tremblements qui, lors de cas bénins, régressent lentement quelques années après la cessation de l'exposition (World Health Organization, 1990).

  Piikivi et Tolonene, 1989 (cités par U.S. EPA, 1995b) ont démontré, chez des travailleurs d'usines de chlore alcali, qu'une exposition à des niveaux de 0,025 mg/m^3 pouvait mener à des ralentissements et à une atténuation significative de l'activité cérébrale. Ngim et coll. (1992) et Liang et coll. (1993) (cités par U.S. EPA, 1995b) ont aussi démontré plus récemment que l'exposition aux vapeurs de mercure élémentaire entraîne une diminution significative de la performance à des tests neurocomportementaux.

- Il existe peu d'information sur les effets du mercure inorganique dans la population générale. La plupart des études ont été effectuées chez l'animal, chez des populations de travailleurs ou lors d'intoxications graves (World Health Organization, 1990). Ainsi, l'ingestion de chlorure de mercure peut provoquer une gastro-entérite ulcérative et une nécrose tubulaire aiguë susceptible d'entraîner la mort par anurie si l'on ne dispose pas de moyens de dialyse.

  Suite à un réexamen des études portant sur l'immunotoxicité des formes inorganiques du mercure, l'Organisation mondiale de la santé a conclu que l'effet immunotoxique le plus important des sels de mercure est l'apparition d'une néphrite glomérulaire auto-immune (World Health Organization, 1990). La première étape de cette atteinte consiste en une production et une accumulation d'anticorps IgG sur la membrane basale glomérulaire. Le rein est donc l'organe critique en ce qui a trait à l'ingestion de mercure inorganique. La glomérulonéphrite auto-immune correspond à l'effet critique retenu par le U.S. EPA, 1995a pour établir la dose de référence du chlorure de mercure.

4.2.2 Effets cancérigènes

Le groupe de travail de l'IARC sur l'évaluation des risques cancérigènes a considéré les composés de mercure élémentaire et inorganique « non classables en ce qui a trait à leur cancérogénicité pour l'humain » en raison des données inadéquates (CCME, 1997a).

Le U.S. EPA a considéré le mercure élémentaire comme « non classable en ce qui à trait à la cancérogénicité » (U.S. EPA, 1995b). En effet, les études ne démontrent pas clairement une augmentation de cas de mortalité par cancer chez les travailleurs exposés aux vapeurs de mercure. L'expérimentation animale s'est aussi révélée inadéquate comme preuve de cancérogénicité (U.S. EPA, 1995b).

Le U.S. EPA a classé le chlorure de mercure comme étant « possiblement cancérigène pour l'humain » (U.S. EPA, 1995a; U.S. EPA, 2001a). Il n'existe aucune donnée sur les effets cancérigènes du mercure inorganique chez l'homme. Les résultats des tests de cancérogénicité effectués chez l'animal n'offrent qu'une preuve limitée du pouvoir cancérogène du mercure inorganique. Chez les souris, quelques adénomes rénaux ou adénocarcinomes ont été observés suite à une exposition au chlorure de mercure (U.S. EPA, 1995a).

5 ESTIMATEURS DE RISQUE

5.1 Mercure élémentaire

5.1.1 Effets autres que le cancer

Aucune valeur de référence n'a été proposée pour *l'ingestion* de mercure élémentaire.

L'ATSDR et le U.S. EPA ont calculé des valeurs de référence par *inhalation* pour le mercure élémentaire. L'étude de Fawer et coll. (1983) est l'étude principale utilisée par les deux organismes bien que le U.S. EPA appuie également ses résultats à l'aide d'autres études de dysfonctionnement nerveux.

Le U.S. EPA a établi sa concentration de référence (RfC) en se basant sur plusieurs études épidémiologiques menées chez des travailleurs exposés à des vapeurs de mercure élémentaire et présentant des atteintes au système nerveux (tremblement des mains, perturbations de la mémoire, dysfonctionnement de l'autonomie) (U.S. EPA, 1995b). Une LOAEL de 0,025 mg/m^3 pour une exposition de 8 heures (ce qui correspond à une concentration de 0,009 mg/m^3 ou 2,57 x 10^{-3} mg/kg-j pour une exposition continue[70]) a été utilisée pour représenter la synthèse des études consultées. Un facteur de sécurité de 30 a été ajouté en raison de l'utilisation d'un LOEL, pour la protection des sous-populations plus sensibles et pour le manque de données relatives à la toxicité du développement et de la reproduction. La RfC est donc de **0,9 × 10^{-4} mg/kg-j**.

L'ATSDR a développé une concentration de référence (« maximum risk level », MRL) à partir d'un LOAEL de 0,026 mg/m^3 correspondant à la plus faible dose causant des tremblements de la main chez des travailleurs exposés aux vapeurs de mercure élémentaire (Fawer et coll., 1983 cités par l'ATSDR, 1999). La dose a été ajustée de façon à correspondre à une exposition continue (0,006 mg/m^3 [71] ou 1,7 x 10^{-3} mg/kg-j). Un facteur de sécurité de 30 a été retenu afin de tenir compte de la variabilité

[70] En considérant que le travailleur inhale 10 m^3 d'air par jour sur son lieu de travail (sur un volume total de 20 m^3 par jour) et qu'il est exposé 5 jours sur 7 jours.
[71] En considérant que le travailleur est exposé 8 heures/jour (sur 24 heures) et 5 jours/semaine (ATSDR, 1999).

interindividuelle et de l'utilisation d'un LOEL. La MRL est donc de **0,6 x 10^{-4} mg/kg-j** (ATSDR, 1999).

5.1.2 Effets cancérigènes

Aucun organisme n'a proposé d'estimateurs de risque pour des effets cancérigènes.

5.2 Mercure inorganique

5.2.1 Effets autres que le cancer

La dose de référence par *ingestion* (RfD) du mercure inorganique établie par le U.S. EPA est dérivée d'un LOAEL pour des effets auto-immuns (glomérulonéphrite) observés chez le rat. Des rats ont été exposés par injection sous-cutanée ou via l'alimentation à une solution de chlorure de mercure. Les trois études principales conduisent à un LOAEL variant de 0,226 à 0,633 mg/kg-j pour l'accumulation d'anticorps IgG dans le glomérule rénal. Un facteur de sécurité de 1 000 a été appliqué pour le passage du LOAEL à un NOAEL, pour l'utilisation d'études sub-chroniques et finalement pour l'extrapolation de l'animal à l'humain et pour protéger les classes les plus sensibles de la population. La RfD obtenue pour le chlorure de mercure est donc de **3,0 × 10^{-4} mg/kg-j**.

Aucune valeur de référence n'a été proposée pour *l'inhalation* de mercure inorganique.

5.2.2 Effets cancérigènes

Aucun organisme n'a proposé d'estimateurs de risque pour des effets cancérigènes.

5.3 Estimateurs de risque retenus

Pour le scénario de contamination des sols par le mercure élémentaire, la valeur de **0,9 x 10^{-4} mg/kg-j** proposée par le U.S. EPA, 1995a pour l'inhalation a été utilisée. Pour le scénario de contamination des sols par le mercure inorganique, la valeur de **3,0 x 10^{-4} mg/kg-j** recommandée par le U.S. EPA, 1995b pour l'ingestion a été retenue.

Tableau 3. Estimateurs de risque pour le mercure développés par les principaux organismes de santé reconnus

Estimateur de risque	Valeur (mg/kg-j)	Effet critique	Étude	NOAEL, LOAEL (mg/kg-j)	Facteur de sécurité	Organisme, date	Référence
MERCURE ÉLÉMENTAIRE							
Effets autres que le cancer – par ingestion : n.a.							
Effets autres que le cancer – par inhalation							
RfC	**$0{,}86\times10^{-4}$**	altération neurologique	Revue de plusieurs études	LOAEL ($2{,}57\times10^{-3}$)	30	EPA, 1995	U.S. EPA, 1995b
MRL	$0{,}57\times10^{-4}$	altération neurologique (tremblement de la main)	Fawer et coll. 1983	LOAEL ($1{,}7\times10^{-3}$)	30	ATSDR, 1999	ATSDR, 1999
Effets cancérigènes – par ingestion : n.a.							
Effets cancérigènes – par inhalation : n.a.							
MERCURE INORGANIQUE							
Effets autres que le cancer – par ingestion							
RfD	**$3{,}0\times10^{-4}$**	effet auto-immun (accumulation d'anticorps IgG dans le glomérule rénal)	Revue de plusieurs études	LOAEL 0,226	1 000	EPA,1995	U.S. EPA, 1995a
Effets autres que le cancer – par inhalation : n.a.							
Effets cancérigènes – par ingestion : n.a.							
Effets cancérigènes – par inhalation : n.a.							

n.a. : non approprié.
Les valeurs retenues sont indiquées **en gras.**

6 RÉSULTATS DE LA VALIDATION DES CRITÈRES B ET C

Puisqu'une contamination des sols par du méthylmercure est peu probable (voir les sources décrites aux sections 3.1 et 3.2.1), deux scénarios ont été considérés pour la validation des critères B et C du mercure : 1) une contamination des sols par du mercure élémentaire et 2) une contamination des sols par du mercure inorganique. En raison d'un manque de données quantitatives, les transformations du mercure dans l'environnement d'une forme à une autre n'ont pas été prises en compte (p. ex., Hg0 → Hg(II)).

6.1 Mercure élémentaire

Le premier scénario de validation des critères B et C du mercure considéré concerne une contamination des sols par du mercure élémentaire. Nous rappelons l'algorithme utilisé pour estimer les *indices de risque combiné* du mercure élémentaire en tenant compte de toutes les voies d'exposition pertinentes. Comme il n'existe qu'une dose de référence par inhalation pour le mercure élémentaire, les doses d'exposition par ingestion et par contact cutané ont été incluses dans le calcul de l'indice de risque *relatif à l'inhalation* en tenant compte du taux d'absorption de chacune de ces voies d'exposition :

$$IRC_{inh} = \frac{DEC_{inh}}{DR_{inh}} = \frac{\left(DE_{ing} \times \frac{Fabs_{ing}}{Fabs_{inh}} + DE_{inh} + \frac{DA_{cut}}{Fabs_{inh}} \right)}{DR_{inh}}$$ Équation 1

où
IRC_{inh} = Indice risque combiné calculé par rapport à l'inhalation (sans unité)
DEC_{inh} = Dose d'exposition totale combinée par rapport à l'inhalation (mg/kg-j)
DR_{inh} = Dose de référence retenue pour le mercure élémentaire (dose externe, exposition par inhalation) (mg/kg-j)
DE_{in} = Dose d'exposition au mercure élémentaire par ingestion (mg/kg-j)
DE_{inh} = Dose d'exposition au mercure élémentaire par inhalation (mg/kg-j)
DA_{cut} = Dose de mercure élémentaire absorbée par contact cutané (mg/kg-j)
$Fabs_{ing}$ = Fraction de la dose de mercure élémentaire ingérée qui est absorbée (0,001)
$Fabs_{inh}$ = Fraction de la dose de mercure élémentaire inhalée qui est absorbée (0,8)

Les tableaux 4 à 9 présentent les résultats des estimations de risque à la santé associées au bruit de fond et aux critères B et C (effets autres que le cancer).

6.1.1 Bruit de fond - mercure élémentaire

6.1.1.1 Dose d'exposition bruit de fond - mercure élémentaire

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'inhalation) de mercure élémentaire dues au bruit de fond estimées varient de **$0{,}2 \times 10^{-4}$ à $0{,}5 \times 10^{-4}$ mg/kg-j** selon l'âge (tableau 4). Chez les 0-4 ans, elles sont attribuables uniquement à l'inhalation du mercure élémentaire (air intérieur et air ambiant). Chez les 5 ans et plus, elles comprennent l'inhalation de mercure élémentaire (air intérieur et air ambiant) ainsi que les amalgames dentaires. Si on ne tient pas compte de l'exposition au mercure élémentaire due aux amalgames dentaires, les doses d'exposition varieraient de **$0{,}09 \times 10^{-4}$ à $0{,}2 \times 10^{-4}$ mg/kg-j** chez les 5 ans et plus. L'exposition associée aux amalgames dentaires contribue à 56-83 % de l'exposition bruit de fond au mercure élémentaire pour ces classes d'âge.

Tableau 4. Doses d'exposition au mercure élémentaire dues au bruit de fond estimées selon notre méthodologie

Dose bruit de fond annuelle moyenne (mg/kg-j)	**Doses d'exposition au mercure élémentaire**				
	0-6 mois	**7 mois-4 ans**	**5-11 ans**	**12-19 ans**	**20 ans et +**
dose par inhalation d'air extérieur	5,12E-07	5,26E-07	4,11E-07	2,47E-07	1,04E-07
dose par inhalation d'air intérieur	2,02E-05	2,07E-05	1,62E-05	9,73E-06	8,75E-06
dose due aux amalgames dentaires	0,00E+00	0,00E+00	2,22E-05	3,18E-05	4,24E-05
DOSE TOTALE par INHALATION	**2,07E-05**	**2,12E-05**	**3,88E-05**	**4,18E-05**	**5,13E-05**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**n.a.**	**n.a.**	**n.a.**	**n.a.**	**n.a.**
dose par ingestion de tous les aliments	**n.a.**	**n.a.**	**n.a.**	**n.a.**	**n.a.**
dose par ingestion de sol et poussières	**n.a.**	**n.a.**	**n.a.**	**n.a.**	**n.a.**
DOSE TOTALE par INGESTION	**n.a.**	**n.a.**	**n.a.**	**n.a.**	**n.a.**
DOSE TOTALE par voie CUTANÉE	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
DOSE TOTALE COMBINÉE (toutes voies d'exposition)	**0,21E-04**	**0,21E-04**	**0,39E-04**	**0,42E-04**	**0,51E-04**

n.a. : non approprié selon l'hypothèse que le mercure élémentaire n'est pas présent dans l'eau, les aliments, le sol ni les poussières.

Les doses d'exposition bruit de fond de mercure élémentaire ici estimées sont 1,2 (adultes) à 10 fois (bébés) plus élevées que celles de Santé Canada (Santé Canada, 1996) (tableau 5). Cette différence est due au fait que Santé Canada a considéré que la concentration de mercure élémentaire dans l'air intérieur était la même que dans l'air extérieur, alors que nous avons utilisé une concentration 5 fois plus importante (voir section 3.2.1). Cette source d'exposition a d'autant plus d'importance que le temps passé à l'intérieur correspond à environ 22 heures/jour (MSSS, 1999). Les doses associées aux amalgames dentaires sont assez semblables à celles estimées par Santé Canada. Aucune dose d'exposition bruit de fond au mercure élémentaire n'a été dérivée par le MEF (1996).

Tableau 5. Doses d'exposition au mercure élémentaire estimée par Santé Canada pour la population canadienne

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	0-6 mois	7 mois-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	20 ans et +
dose par ingestion	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
dose par inhalation[1]	2,14E-06	2,88E-06	2,26E-05[2]	2,94E-05[2]	4,26E-05[2]
dose par voie cutanée	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dose totale combinée vs inhalation	**0,02E-04**	**0,03E-04**	**0,23E-04**	**0,29E-04**	**0,43E-04**

[1] Santé Canada a considéré que la concentration dans l'air intérieur était la même que dans l'air extérieur (soit 7,5 ng/m^3)

[2] Ces doses incluent l'exposition due aux amalgames dentaires, qui est de 0,52, 1,52 et 2,81 µg/j, soit $1{,}92 \times 10^{-5}$, $2{,}66 \times 10^{-5}$ et $4{,}01 \times 10^{-5}$ mg/kg-j, pour les 5-11 ans, >11-19 ans et >19 ans, respectivement (Santé Canada, 1996).

Source : Santé Canada, 1996.

6.1.1.2 Risques à la santé associés au bruit de fond de mercure élémentaire

Les indices de risque associés aux doses bruit de fond pour le mercure élémentaire varient de **0,2 à 0,6**, en considérant la dose de référence de 0,9 x 10^{-4} mg/kg-j.

6.1.2 Critère B - mercure élémentaire

6.1.2.1 Doses d'exposition associées au critère B - mercure élémentaire

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'inhalation) au mercure élémentaire dues au critère B sont comprises entre **$0{,}002 \times 10^{-4}$ et 0,06 x 10^{-4} mg/kg-j** (tableau 6). L'inhalation d'air intérieur représente la principale voie d'exposition.

Notre estimation considère l'infiltration des vapeurs de mercure élémentaire à partir de l'air extérieur mais n'a pas tenu compte de l'intrusion de ces vapeurs à travers les fondations des résidences où vivent les gens. En effet, l'utilisation du modèle de Johnson-Ettinger selon la méthodologie décrite dans le rapport principal prédisait une concentration de mercure très élevée dans l'air intérieur (64 000 ng/m^3) attribuable à l'intrusion de vapeurs à travers les fondations alors que la concentration de ce mercure dans l'air intérieur en bruit de fond est de 52 ng/m^3. Devant ce résultat invraisemblable et l'absence d'autres outils facilement disponibles pour évaluer l'intrusion des vapeurs de mercure élémentaire à l'intérieur, cette voie d'exposition n'est pas incluse dans la présente estimation des risques toxicologiques. Nous ne croyons toutefois pas que cette omission entraîne une sous-estimation significative de l'exposition associée au critère B. Cette affirmation s'appuie sur des mesures effectuées dans une résidence construite sur des remblais fortement contaminés par le mercure élémentaire qui avaient identifié des concentrations variant entre 27 à 40 ng/m³ en mercure élémentaire dans l'air intérieur (madame Danielle Richoz, CEAEQ, communication personnelle). Cette plage de valeurs est d'ailleurs plus faible que la concentration de mercure élémentaire retenue pour le bruit de fond (52 ng/m³).

Aucune estimation n'a été faite pour la contamination des légumes du potager par le mercure élémentaire du sol puisque nous ne disposons pas de données quantitatives quant à l'absorption sous forme de mercure élémentaire par les plantes à partir du mercure élémentaire du sol.

Tableau 6. Doses d'exposition au mercure élémentaire estimées dues à une contamination en mercure élémentaire au critère B

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	Mercure élémentaire				
	0-6 mois	**7 mois-4 ans**	**> 4-11 ans**	**> 11-19 ans**	**> 19 ans**
dose par inhalation d'air extérieur	5,46E-06	2,13E-06	1,18E-06	6,65E-07	1,13E-07
dose par inhalation d'air intérieur	9,36E-08	9,61E-08	7,51E-08	4,51E-08	4,06E-08
DOSE TOTALE par INHALATION	**5,55E-06**	**2,23E-06**	**1,26E-06**	**7,10E-07**	**1,54E-07**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**2,03E-13**	**7,35E-13**	**4,99E-13**	**3,44E-13**	**3,44E-13**
dose par ingestion de lait de formule (= eau)	1,65E-12	8,08E-14	n.a.	n.a.	n.a.
dose par ingestion de légumes racines	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
dose par ingestion d'autres légumes	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
dose par ingestion de fruits et autres légumes	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
dose par ingestion de lait maternel	n.d.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Dose par ingestion de tous les aliments	**1,65E-12**	**8,08E-14**	**4,99E-13**	**3,44E-13**	**3,44E-13**
dose par ingestion de sol	9,25E-07	3,45E-06	4,03E-07	1,27E-07	1,07E-07
dose par ingestion de poussières	2,49E-07	9,28E-07	1,09E-07	3,42E-08	2,89E-08
dose par ingestion de sol et poussières	**1,17E-06**	**4,38E-06**	**5,12E-07**	**1,61E-07**	**1,36E-07**
DOSE TOTALE par INGESTION	**1,17E-06**	**4,38E-06**	**5,12E-07**	**1,61E-07**	**1,36E-07**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	2,87E-08	2,15E-08	5,30E-09	4,25E-09
dose par absorption cutanée de poussières	6,88E-09	2,87E-09	2,15E-09	1,51E-09	1,21E-09
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	1,84E-15	1,55E-15	1,28E-15	1,08E-15	1,04E-15
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**6,88E-09**	**3,16E-08**	**2,36E-08**	**6,82E-09**	**5,46E-09**
DOSE TOTALE COMBINÉE (toutes voies d'exposition)[1]	**0,06E-04**	**0,02E-04**	**0,01E-04**	**0,007E-04**	**0,002E-04**

[1] Estimée selon l'équation 1.

n.a. : non applicable.

n.d. : non déterminé en raison d'un manque de données quantitatives permettant l'estimation.

6.1.2.2 Risques à la santé associés au critère B pour le mercure élémentaire

Le tableau 7 présente les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané) ainsi que les *indices de risque* pour l'exposition **totale (bruit de fond + critère B)** pour le mercure élémentaire associés à une contamination des sols en mercure élémentaire. On constate que les indices de risque combiné totaux varient de **0,3 à 0,6** selon l'âge. La contribution du critère B au risque associé au mercure élémentaire varie de <1 à 23 % du risque total (bruit de fond + critère B).

Tableau 7. Doses et risques associés à l'exposition totale au mercure élémentaire dus à une contamination en mercure élémentaire au critère B (bruit de fond + critère B)

Dose d'exposition (mg/kg-j) et indice de risque	0-6 mois	7 mois-4ans	4-11ans	11-19ans	> 19 ans
Dose totale combinée	0,26E-04	0,24E-04	0,40E-04	0,42E-04	0,52E-04
Indice de risque combiné total pour Hg0 (inhalation)	**0,31**	**0,27**	**0,47**	**0,50**	**0,60**
Contribution du critère à dose totale combinée	23 %	8 %	3 %	2 %	< 1 %

6.1.3 Critère C - mercure élémentaire

6.1.3.1 Doses d'exposition associées au critère C - mercure élémentaire

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'inhalation) associées au critère C en mercure élémentaire sont de **0,002 x 10^{-4}** et **0,1 x 10^{-4} mg/kg-j** pour le travailleur « intérieur » et le travailleur « extérieur », respectivement (tableau 8). L'inhalation de mercure élémentaire constitue une voie d'exposition importante. Pour le scénario « intérieur », l'intrusion des vapeurs à travers les fondations de l'édifice n'a pas été prise en compte car, tout comme pour le scénario résidentiel, le modèle de Johnson-Ettinger simulait des concentrations beaucoup trop élevées pour être réalistes (10 000 ng/m^3 alors que la concentration intérieure mesurée en bruit de fond est de 52 ng/m^3).

Tableau 8. Doses d'exposition au mercure élémentaire dues à une contamination en mercure élémentaire au critère C, selon le scénario commercial/industriel (adulte)

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	**Mercure élémentaire**	
	Travailleur « intérieur »	**Tranvailleur « extérieur »**
dose par inhalation d'air extérieur	0,00E+00	9,72E-06
dose par inhalation d'air intérieur	2,16E-07	0,00E+00
DOSE TOTALE par INHALATION	**2,16E-07**	**9,72E-06**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**1,72E-12**	**1,72E-12**
Dose par ingestion de tous les aliments	0,00E+00	0,00E+00
dose par ingestion de sol	0,00E+00	1,07E-06
dose par ingestion de poussières	2,89E-07	0,00E+00
dose par ingestion de sol et poussières	**2,89E-07**	**1,07E-06**
DOSE TOTALE par INGESTION	**2,89E-07**	**1,07E-06**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	1,56E-08
dose par absorption cutanée de poussières	6,07E-09	0,00E+00
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	0,00E+00	0,00E+00
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**6,07E-09**	**1,56E-08**
DOSE COMBINÉE (toutes voies)[1]	**0,002E-04**	**0,10E-04**

[1] Estimée selon l'équation 1.

6.1.3.2 Risques à la santé associées au critère C pour le mercure élémentaire

L'*indice de risque combiné* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'inhalation) **total (bruit de fond + critère C)** est de **0,7** en mercure élémentaire pour le travailleur « extérieur ». La contribution du critère C au risque total est de 16 %.

Tableau 9. Doses et risques associés à l'exposition au mercure élémentaire dus à une contamination en mercure élémentaire au critère C, pour le travailleur « extérieur »

Dose d'exposition (mg/kg-j) et indices de risque	Travailleur « extérieur »
Dose totale combinée	0,61E-04
Contribution du critère dans dose totale	16 %
Indice de risque combiné	**0,68**

6.2 Mercure inorganique

Le deuxième scénario de validation des critères B et C du mercure considéré concerne une contamination des sols par du mercure inorganique.

L'exposition au mercure inorganique par les différentes voies d'exposition pouvant contribuer aux dommages sur le rein, l'algorithme suivant permet d'estimer les indices de risque associés au mercure inorganique par rapport à la valeur de référence par ingestion :

$$IRC_{ing} = \frac{DEC_{ing}}{DR_{ing}} = \frac{\left(DE_{ing} + DE_{inh} \times \frac{Fabs_{inh}}{Fabs_{ing}} + \frac{DA_{cut}}{Fabs_{ing}} \right)}{DR_{ing}} \qquad \text{Équation 2}$$

où
IRC_{ing} = Indice risque combiné calculé pour le mercure inorganique par rapport à l'ingestion (sans unité)
DEC_{ing} = Dose d'exposition totale combinée par rapport à l'ingestion (mg/kg-j)
DR_{ing} = Dose de référence retenue (dose externe, exposition par voie orale) (mg/kg-j)
DE_{ing} = Dose d'exposition par ingestion de mercure inorganique (mg/kg-j)
DE_{inh} = Dose d'exposition par inhalation de mercure inorganique (mg/kg-j)
DA_{cut} = Dose absorbée par contact cutané avec le mercure inorganique (mg/kg-j)
$Fabs_{ing}$ = Fraction de la dose ingérée qui est absorbée (0,15)
$Fabs_{inh}$ = Fraction de la dose inhalée qui est absorbée (0,4)

Les tableaux 10 à 15 présentent les résultats des estimations de risque à la santé associées au bruit de fond et aux critères B et C (effets autres que le cancer).

6.2.1 Bruit de fond – mercure inorganique

6.2.1.1 Dose d'exposition due bruit de fond en mercure inorganique

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) dues au bruit de fond estimées par rapport à l'ingestion selon l'approche décrite dans le rapport varient de **$0{,}7 \times 10^{-4}$ à $1{,}7 \times 10^{-4}$ mg/kg-j** selon l'âge (tableau 10).

La source majeure d'exposition est l'ingestion d'aliments (environ 80 %). Les aliments qui contribuent le plus à la dose d'exposition au mercure inorganique sont les céréales suivies des produits laitiers, des fruits et légumes et des viandes. L'inhalation, le contact cutané avec le sol et les poussières, l'ingestion de sol et poussières, ainsi que l'ingestion d'eau constituent des sources d'exposition de moindre importance.

Tableau 10. Doses d'exposition au mercure inorganique dues au bruit de fond estimées selon la méthodologie décrite dans cette étude

Dose bruit de fond annuelle moyenne (mg/kg-j)	**0-6 mois**	**7 mois-4 ans**	**> 4-11 ans**	**> 11-19 ans**	**> 19 ans**
dose par inhalation d'air extérieur	1,28E-07	1,32E-07	1,03E-07	6,18E-08	2,61E-08
dose par inhalation d'air intérieur	5,04E-06	5,18E-06	4,05E-06	2,43E-06	2,19E-06
DOSE TOTALE PAR INHALATION	**5,17E-06**	**5,31E-06**	**4,15E-06**	**2,49E-06**	**2,21E-06**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**2,44E-07**	**8,82E-07**	**5,99E-07**	**4,13E-07**	**3,49E-07**
dose par ingestion de lait de formule	8,91E-05	4,36E-06	n.a.	n.a.	n.a.
dose par ingestion de lait et produits laitiers	0,00E+00	3,23E-05	1,83E-05	1,02E-05	5,88E-06
dose par ingestion d'œufs et de viande	2,07E-06	8,86E-06	6,92E-06	5,61E-06	6,47E-06
dose par ingestion de poissons/fruits de mer	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
dose par ingestion de légumes racines	7,32E-07	1,91E-06	1,60E-06	1,33E-06	1,30E-06
dose par ingestion d'autres légumes	3,66E-06	8,12E-06	6,50E-06	4,66E-06	6,28E-06
dose par ingestion de fruits et jus de fruits	2,10E-06	1,22E-05	7,66E-06	4,31E-06	4,82E-06
dose par ingestion de céréales	3,32E-05	6,92E-05	5,97E-05	3,72E-05	3,45E-05
dose par ingestion de sucre	1,10E-06	2,84E-06	2,13E-06	1,37E-06	1,35E-06
dose par ingestion d'huile et noix	1,41E-07	1,26E-06	1,19E-06	8,98E-07	9,05E-07
dose par ingestion de lait maternel	2,71E-05	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
dose par ingestion de tous les aliments	**1,32E-04**[1] **0,70E-04**[2]	**1,37E-04**	**1,04E-04**	**6,56E-05**	**6,15E-05**
dose par ingestion de sol	3,24E-08	1,21E-07	1,41E-08	4,45E-09	3,75E-09
dose par ingestion de poussières	1,54E-06	5,73E-06	6,70E-07	2,11E-07	1,78E-07
dose par ingestion de sol et poussières	**1,57E-06**	**5,85E-06**	**6,84E-07**	**2,16E-07**	**1,82E-07**
DOSE TOTALE par INGESTION	**1,34E-04**[1] **0,72E-04**[2]	**1,48E-04**	**1,05E-04**	**0,66E-04**	**0,62E-04**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	1,01E-07	7,52E-08	1,86E-08	1,49E-08
dose par absorption cutanée de poussières	2,48E-06	1,54E-06	1,12E-06	7,59E-07	6,25E-07
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	2,21E-09	1,86E-09	1,54E-09	1,30E-09	1,25E-09
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**2,48E-06**	**1,64E-06**	**1,20E-06**	**7,79E-07**	**6,41E-07**
DOSE TOTALE COMBINÉE (toutes voies d'exposition) vs INGESTION	**1,64E-04**[1] **1,02E-04**[2]	**1,73E-04**	**1,24E-04**	**0,78E-04**	**0,72E-04**

[1] Lait de formule.
[2] Lait maternel.

n.a. : non approprié.

À des fins de comparaison, le tableau 11 présente les *doses d'exposition combinée* bruit de fond au mercure inorganique estimées pour la population canadienne selon Santé Canada (Santé Canada, 1996) et pour la population québécoise par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996.

Les doses d'exposition bruit de fond estimées au tableau 10 sont 1,5 à 2 fois plus élevées que celles de Santé Canada, et 2 à 3 plus faibles que celles estimées par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996. La contribution de l'ingestion et de l'inhalation selon les résultats du tableau 10 est semblable à celle obtenue par Santé Canada (ingestion 100 à 1 000 fois plus importante que inhalation) puisque les concentrations bruit de fond dans l'environnement retenues sont semblables (tabelau 2).

Tableau 11. Doses d'exposition au mercure inorganique estimée par d'autres auteurs pour la population canadienne ou québécoise

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	0-6 mois	7 mois-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	20 ans et +
Selon Santé Canada, 1996					
dose externe par ingestion	**1,05E-04**	**9,82E-05**	**5,50E-05**	**3,06E-05**	**2,64E-05**
dose externe par inhalation	1,43E-07	1,92E-07	2,22E-07	1,84E-07	1,64E-07
dose par voie cutanée	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
dose totale combinée vs ingestion[1]	**1,06E-04**	**0,99E-04**	**0,56E-04**	**0,32E-04**	**0,27E-04**
Selon le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996[2]					
dose externe par ingestion	2,71E-04	1,83E-04	1,23E-04	6,04E-05	5,71E-05
dose externe par inhalation	3,71E-05	3,69E-05	3,85E-05	2,06E-05	1,36E-05
dose absorbée par voie cutanée	4,50E-08	4,03E-08	3,31E-08	3,10E-08	4,96E-07
dose totale combinée vs ingestion[1]	**4,68E-04**	**3,79E-04**	**3,28E-04**	**1,70E-04**	**1,30E-04**

[1] Estimée selon l'équation 2.

[2] Les doses pour chaque tranche d'âge ont été calculées à partir des doses estimées par le MEF pour des tranches d'âge plus réduites en pondérant la durée de chaque tranche d'âge initiale.

n.d. : non déterminé.

6.2.1.2 Risques à la santé associés au bruit de fond en mercure inorganique

Les *indices de risque combiné* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) par rapport à l'ingestion (dose de référence de $3{,}0 \times 10^{-4}$ mg/kg-j) associés au bruit de fond varient de **0,2 à 0,6**.

6.2.2 Critère B – mercure inorganique

6.2.2.1 Doses d'exposition associées au critère B en mercure inorganique

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) au mercure inorganique associées au critère B par rapport à l'ingestion varient de **$0{,}1 \times 10^{-4}$ à $0{,}5 \times 10^{-4}$ mg/kg-j** selon l'âge (tableau 12).

La source d'exposition principale est l'ingestion de fruits et légumes issus du potager (54 à 83 % de la dose totale). L'ingestion de sol et de poussières intérieures contribue aussi de façon importante à l'exposition due au critère B chez les enfants (8 % pour les 0-4 ans, 31 % pour les 4-11 ans, moins de 1 % pour les adolescents et les adultes). Le contact cutané avec le sol et/ou les poussières a une contribution comprise entre 2,5 % (adultes) et 5-6 % (0-11 ans) de la dose totale. La contribution de l'ingestion d'eau souterraine, de l'inhalation et du contact cutané est négligeable comparée à la dose totale reçue, quelle que soit la tranche d'âge.

Tableau 12. Doses d'exposition au mercure inorganique estimées dues au critère B (2 ppm) selon le scénario résidentiel

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	0-6 mois	7 mois-4 ans	> 4-11 ans	> 11-19 ans	> 19 ans
dose par inhalation d'air extérieur	1,54E-10	1,59E-10	1,24E-10	7,45E-11	3,15E-11
dose par inhalation d'air intérieur	8,19E-10	8,41E-10	6,57E-10	3,95E-10	3,55E-10
DOSE TOTALE par INHALATION	**9,73E-10**	**9,99E-10**	**7,81E-10**	**4,69E-10**	**3,87E-10**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**4,90E-14**	**1,77E-13**	**1,20E-13**	**8,30E-14**	**8,30E-14**
dose par ingestion de lait de formule (= eau)	7,96E-14	3,90E-15	n.a.	n.a.	n.a.
dose par ingestion de légumes racines	4,42E-06	1,15E-05	9,71E-06	8,05E-06	7,85E-06
dose par ingestion d'autres légumes	2,22E-06	5,74E-06	4,35E-06	3,12E-06	5,00E-06
dose par ingestion de fruits et autres légumes	2,03E-06	1,18E-05	7,43E-06	4,18E-06	4,67E-06
dose par ingestion de lait maternel	n.d.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Dose par ingestion de tous les aliments	**8,68E-06**	**2,91E-05**	**2,15E-05**	**1,53E-05**	**1,75E-05**
dose par ingestion de sol	8,92E-07	3,33E-06	3,89E-07	1,23E-07	1,04E-07
dose par ingestion de poussières	2,40E-07	8,96E-07	1,05E-07	3,30E-08	2,79E-08
dose par ingestion de sol et poussières	**1,13E-06**	**4,22E-06**	**4,94E-07**	**1,56E-07**	**1,31E-07**
DOSE TOTALE par INGESTION	**9,81E-06**	**3,33E-05**	**2,20E-05**	**1,55E-05**	**1,76E-05**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	2,77E-06	2,07E-06	5,12E-07	4,10E-07
dose par absorption cutanée de poussières	6,63E-07	2,77E-07	2,07E-07	1,46E-07	1,17E-07
dose par absoprtion cutanée à partir de l'eau	1,78E-15	1,49E-15	1,24E-15	1,04E-15	1,00E-15
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**6,63E-07**	**3,05E-06**	**2,28E-06**	**6,58E-07**	**5,27E-07**
DOSE TOTALE COMBINÉE (toutes voies d'exposition) vs INGESTION	**0,14E-04**	**0,54E-04**	**0,37E-04**	**0,20E-04**	**0,21E-04**

n.d. : non déterminé.
n.a. : non approprié.

6.2.2.2 Risques à la santé associés au critère B en mercure inorganique

Les *indices de risque combiné* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) **totaux (bruit de fond + critère B)** du mercure inorganique varient de **0,3 à 0,7** selon l'âge (tableau 13). L'exposition au mercure inorganique provenant du sol contaminé au niveau du critère B correspond à 8-25 % de l'exposition totale selon le scénario résidentiel retenu.

Tableau 13. Risques autres que le cancer correspondant à l'exposition totale au mercure inorganique pour le critère B (bruit de fond + critère B) vs dose de référence par ingestion

Paramètre	0-6 mois	7 mois-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	20 ans et +
Dose d'exposition totale par rapport à l'ingestion	1,78E-04[1] 1,16E-04[2]	2,27E-04	1,61E-04	0,98E-04	0,93E-04
IRC_{ing}[1] (Dose totale/DRing)	**0,57**[1] **0,36**[2]	**0,72**	**0,51**	**0,31**	**0,29**
Contribution du critère B à l'indice de risque combiné	8 %[1] 13 %[2]	25 %	24 %	22 %	24 %

[1] Indice de risque combiné, voir équation 2.
[2] Lait de formule.
[3] Lait maternel.

6.2.3 Critère C – mercure inorganique

6.2.3.1 Doses d'exposition associées au critère C en mercure inorganique

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) au mercure inorganique associées au critère C par rapport à l'ingestion sont de **$0{,}04 \times 10^{-4}$ et de $0{,}1 \times 10^{-4}$ mg/kg-j** pour le travailleur « intérieur » et le travailleur « extérieur », respectivement (tableau 14). Ces doses d'exposition sont beaucoup plus faibles que celles dues au bruit de fond.

Tableau 14. Doses d'exposition au mercure inorganique estimées dues au critère C (10 ppm), selon le scénario commercial/industriel (adulte)

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	Travailleur	
	« intérieur »	**« extérieur »**
dose par inhalation d'air extérieur	0,00E+00	2,77E-09
dose par inhalation d'air intérieur	1,94E-09	0,00E+00
DOSE TOTALE par INHALATION	**1,94E-09**	**2,77E-09**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**1,28E-12**	**1,28E-12**
Dose par ingestion de tous les aliments	**0,00E+00**	**0,00E+00**
dose par ingestion de sol	0,00E+00	1,07E-06
dose par ingestion de poussières	2,87E-07	0,00E+00
dose par ingestion de sol et poussières	**2,87E-07**	**1,07E-06**
DOSE TOTALE par INGESTION	**2,87E-07**	**1,07E-06**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	1,55E-06
dose par absorption cutanée de poussières	6,02E-07	0,00E+00
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	0,00E+00	0,00E+00
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**6,02E-07**	**1,55E-06**
DOSE COMBINÉE (ingestion + inhalation + cutané) vs INGESTION[1]	**0,04E-04**	**0,11E-04**

[1] Estimée selon l'équation 2.

6.2.3.2 Risques à la santé associés au critère C en mercure inorganique

La *dose d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) **totale (bruit de fond + critère C)** du mercure inorganique chez le travailleur « extérieur » est de **$0{,}8 \times 10^{-4}$ mg/kg-j**, ce qui conduit à un indice de risque combiné de **0,3**. Le critère C contribue à 13 % de l'exposition totale.

Tableau 15. Risques autres que le cancer correspondant à l'exposition totale de mercure inorganique pour le critère C (bruit de fond + critère C) vs dose de référence par ingestion pour le travailleur « extérieur »

Dose et indice de risque	**Travailleur « extérieur »**
Dose totale combinée vs ingestion (mg/kg-j)[1]	0,83E-04
IRC_{ing} (Indice de risque combiné : dose ingestion + inhalation + cutané)/DR_{ing}[1]	**0,28**
Contribution du critère C à l'indice de risque combiné	13 %

[1] Dose d'exposition combinée et indice de risque combiné, voir équation 2.

7 DISCUSSION

Pour valider les critères B et C du mercure, deux scénarios ont été retenus. Le premier considère que la contamination des sols au niveau des critères se fait uniquement en mercure élémentaire, et les doses d'exposition combinée (exposition par ingestion, par inhalation et par contact cutané par rapport à l'inhalation), tant au niveau du bruit de fond qu'au niveau des critères B et C, ont été comparées à la valeur de référence par inhalation de $0{,}9 \times 10^{-4}$ mg/kg-j du U.S. EPA, 1995b. Le deuxième scénario tient compte d'une contamination des sols sous forme de mercure inorganique et les doses d'exposition combinée (exposition par ingestion, par inhalation et par contact cutané par rapport à l'ingestion) ont été comparées à la dose de référence par ingestion de $3{,}0 \times 10^{-4}$ mg/kg-j du U.S. EPA, 1995a. Un scénario de contamination environnementale en mercure organique n'a pas été retenu puisqu'il nous apparaît peu probable. De plus, en raison d'un manque de données quantitatives, les transformations d'une forme de mercure à une autre (p. ex., $Hg0 \rightarrow Hg(II)$) n'ont pas été prises en considération.

Mercure élémentaire

Lorsqu'on considère une contamination des sols par du mercure élémentaire, **les indices de risque totaux (bruit de fond + critère) sont inférieurs à la valeur maximale de 1,0 recommandée par le MSSS, 2002, tant pour le critère B (0,3 à 0,6) que pour le critère C (0,7)**. Il faut souligner que l'intrusion de vapeurs de mercure élémentaire à travers les fondations des édifices n'a pas été prise en compte puisque le modèle utilisé simulait des concentrations dans l'air intérieur qui nous apparaissaient invraisemblablement trop élevées. Toutefois, à partir de mesures effectuées dans l'air intérieur d'une résidence construite sur des remblais fortement contaminés par le mercure élémentaire, nous ne croyons pas que cette exposition pourrait être significativement importante.

Mercure inorganique

Lorsqu'on considère une contamination des sols par du mercure inorganique, **les indices de risque totaux (bruit de fond + critère) sont également inférieurs à la valeur maximale de 1,0 recommandées par le MSSS, 2002, tant pour le critère B (0,3 à 0,7) que pour le critère C (0,3)**.

LISTE DES RÉFÉRENCES

ATSDR 1999. Toxicological profile for mercury (update). U.S. Departement of health & human services, 617 pages.

Baes, I. C. F. et coll., 1984. A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionucleids through agriculture.

Bernier, A. M., 2001. Qualité de l'eau potable produite par la ville de Montréal - rapport annuel 2000, Ville de Montréal. **http://www2.ville.montreal.qc.ca/tp/eaupot/rapann.htm**.

Bernier, A. M., 2002. Qualité de l'eau potable produite par les usines Atwater et Charles-J.-des-Baillets - rapport annuel 2001.

Cappon, C. J., 1981. Mercury and selenium content and chemical form in vegetable crops grown on sludge-amended soil. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 10: 673-689.

Cappon, C. J., 1987. Uptake and speciation of mercury and selenium in vegetable crops grown on compost-treated soil. Water, Air, Soil Pollut., 34: 353-361.

CCME, 1997a. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols. 169 pages.

CCME,1997b. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols relatives au mercure inorganique : Environnement et santé humaine. In: Recommandations canadiennes pour la qualité des sols, (Eds.). pp.75-82

CCME, 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. 7 pages.

Drexler, H. et Schaller, K.-H., 1998. The mercury concentration in breast milk resulting from amalgam fillings and dietary habits. environmental research (section A), 77: 124-129.

Environnement Canada, 1996. Canadian soil quality guidelines for Inorganic mercury: Environmental, supporting document - Final Draft. 31 pages.

Giroux, M., Rompré, M., et Carrier, P. e. al., 1992. Caractérisation de la teneur en métaux lourds totaux et disponibles des sols du Québec. Agrosol, V: 46-55.

Hrudey, S. E., Chen, W., and Rousseaux, C. G. 1995. Bioavailability in environmental risk assessment (Ed.), Lweis Publishers, Boca raton. 294 pages.

Lévy, M., 1995. Amalgame dentaire: évalutation toxicologique et analyse des risque pour la santé.

Ministère de l'Environnement du Québec, 1998. Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. 124 pages.

Ministère de l'Environnement du Québec, 2001. Comparaison des critères B et C avec les critères utilisés internationalement pour les sols. 43 pages.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996. Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. 761 pages.

MSSS, 1999. Évaluation du risque toxicologique au Québec. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et l'examen de réhabilitation de terrains contaminés. 90 pages.

MSSS, 2002. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés. 90 pages.

Oskarsson, A., Schultz, A., Skerfving, S., Hallen, I. P., Ohlin, B., et Lagerkvist, B. J., 1996. Total and inorganic mercury in breast milk in relation to fish consumption and amalgam in lactating women. Arch. Environ. Health, 51: 234-241.

Rasmussen, P. E., Subramanian, K. S., et Jessiman, B. J., 2001. A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. Sci. Total Environ, 267: 125-140.

Richardson, G. M., 1995. Évaluation de l'exposition au mercure et du risques dus aux amalgames dentaires (Rapport final). 139 pages.

Santé Canada, 1986. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Le mercure. 9 pages.

Santé Canada, 1992. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Sixième édition.

Santé Canada, 1996. Canadian soil quality guidelines for contaminated sites, Human health effects: Inorganic mercury (final report). 34 pages.

Schroeder, W. H. et Jackson, R. A., 1987. Environmental measurements with an atmospheric mercury monitor having speciations capabilities. Chemosphere, 16: 183-199.

Szakolcal, A. et Weller, R., 1994. Windsor Air Quality Study - Health Effects Assessment Append. 1-24.

U.S. EPA, 1995a. IRIS summary for mercuric chloride (HgCl2). 16 pages.

U.S. EPA, 1995b. IRIS summary for mercury (elemental). 20 pages.

U.S. EPA, 1996. Soil screening guidance: technical background document. 168 pages.

U.S. EPA, 1997a. Mercury study report to congress. Volume I: Executive Summary.

U.S. EPA, 1997b. Mercury study report to congress. Volume III. fate and transport of mercury in the environment (annexe B).

U.S. EPA, 2001a. IRIS summary for methylmercury. 29 pages.

U.S. EPA, 2001b. Risk assessment guidance for superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment) - Interim (review draft for public comment).

World Health Organization 1976. Environmental health criteria 001: Mercury

World Health Organization 1990. Environmental health criteria 118: Inorganic mercury

ANNEXE 16

VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DU NICKEL

ANNEXE 16 : VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DU NICKEL

1 SITUATION DES CRITÈRES B ET C DU NICKEL

Les critères B et C de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* s'appliquent au nickel total et sont de **100** et **500 ppm,** respectivement (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998). Selon une étude du MENV visant à comparer les critères de sols du Québec avec les critères basés sur la protection de la santé de plusieurs autres pays, **le critère B serait plus sévère que 68,2 % des critères résidentiels de 22 pays** (moyenne = 2 735 ppm; médiane = 305 ppm; étendue = 30 à 40 000 ppm) et **le critère C de 500 ppm serait plus sévère que 75 % des critères commerciaux/industriels de 20 pays** (moyenne = 22 046 ppm; médiane = 1 650 ppm; étendue = 30 à 270 000 ppm) (Ministère de l'Environnement du Québec, 2001).

Le CCME a émis des recommandations de 50 ppm pour la qualité des sols pour les terrains à usage résidentiel, commercial et industriel, mais ces critères sont basés uniquement sur la protection de l'environnement (CCME, 1999).

2 PARAMÈTRES SPÉCIFIQUES DU NICKEL

Le nickel est un métal de couleur blanc-argent. Il se retrouve sous différents états d'oxydation, soit -1, 0, +1, +2, +3 et +4. Toutefois la valence qu'on retrouve le plus communément dans l'environnement est +2 (Environnement Canada et Santé Canada, 1994).

Le nickel forme une série de différents composés sous sa forme bivalente. Le chlorure de nickel hexahydraté est la forme la plus soluble dans l'eau (2 500 g/L), suivie du nitrate de nickel hexahydraté (2 400 g/L), et du sulfate de nickel heptahydraté (760 g/L) ou hexahydraté (660 g/L). Les formes les moins solubles sont le nitrate de nickel hexaamine (45 g/L), l'hydroxyde de nickel (0,13 g/L), le carbonate de nickel ($NiCO_3$, 0,09 g/L), et finalement le subsulfure de nickel (Ni_3S_2) et l'oxyde de nickel (NiO) qui sont considérés comme insolubles (Environnement Canada et Santé Canada, 1994).

Le tableau 1 présente les principaux paramètres qui ont été utilisés dans la présente évaluation de risque pour déterminer le niveau d'exposition de l'humain.

Tableau 1. Paramètres spécifiques du nickel

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Type	-	métal	-
Poids moléculaire	g/mol	154,75	-
Solubilité aqueuse	mg/L	293	Environnement Canada et Santé Canada, 1994
Coefficient de partage octanol/eau (logKow)	-	n.a.	-
Coefficient d'adsorption sur carbone organique (logKoc)	-	n.a.	-
Coefficient d'adsorption au sol (Kd)	-	150	Baes et coll., 1984
Diffusivité dans l'air	m^2/sec	n.a.	-
Diffusivité dans l'eau	m^2/sec	n.a.	-
Pression de vapeur	atm	n.a.	-
Point de fusion	°C	1 450	TOMES, 2002
Constante de Henry à 25 °C	torr.m^3/mol	n.a.	
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau (Kp)	cm/hr	0,0002	U.S. EPA, 2001
Ratio coefficient de perméabilité stratum corneum/epiderme viable (B)	-	n.a.	-
Temps de latence par événement	hre/évén	n.a.	-
Facteur de bioconcentration dans les racines	(mg/kg m.s.)/(mg/kg sol)	0,06	Baes et coll., 1984
Facteur de bioconcentration dans les feuilles	(mg/kg m.s.)/(mg/kg sol)	0,06	Baes et coll., 1984
Facteur de bioconcentration dans les fruits	(mg/kg m.s.)/(mg/kg sol)	0,06	Baes et coll., 1984

n.a. : non applicable.

3 CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS L'ENVIRONNEMENT

Le nickel est omniprésent dans l'environnement. Il est le 22^e élément le plus représenté de la croûte terrestre. Le nickel se retrouve sous forme de composés traces dans une grande variété de minéraux. Dans les minéraux où il est un composé plus important, on le retrouve en combinaison avec le soufre, l'arsenic et l'antimoine (Environnement Canada et Santé Canada, 1994).

Le nickel peut être libéré dans l'environnement à la suite de phénomènes naturels (érosion et vieillissement géologique, éruptions volcaniques, feux de forêt, sels de mer, exsudats de la végétation) et anthropiques (émissions par l'industrie métallurgique, la combustion de combustibles fossiles, l'industrie des alliages et du recyclage, l'incinération de déchets; effluents industriels et miniers) (Environnement Canada et Santé Canada, 1994).

Le nickel est surtout utilisé dans la composition d'alliages (acier inoxydable utilisé dans l'industrie alimentaire, chimique et médicale, alliages nickel-fer utilisés dans l'industrie électrique, alliages nickel-cuivre utilisés dans l'industrie navale, alliages nickel-chrome utilisés dans les composantes mécaniques). Les composés du nickel sont aussi utilisés dans un grand nombre de produits et procédés comme le placage, la catalyse, la coloration de céramique, les composants électriques, les masques à gaz, les électrodes, la bijouterie et la verrerie (Environnement Canada et Santé Canada, 1994).

3.1 Air ambiant et air intérieur

Au niveau canadien, la source la plus importante de rejets atmosphériques de nickel provient des industries de transformation primaire du métal. La combustion de combustibles fossiles constitue la deuxième source en importance d'émission dans l'atmosphère. Dans un environnement non industriel, on peut donc s'attendre à ce que la contamination provienne essentiellement du trafic routier et des systèmes chauffage (surtout à l'huile).

Les données disponibles suggèrent que le nickel relâché dans l'air suite à la combustion de carburants fossiles se retrouve surtout sous une forme soluble (p. ex., plus de 77 % du nickel présent dans les cendres volantes d'une chaudière au mazout sont sous forme de sulfate de nickel, le reste étant sous forme d'oxydes de nickel). Dans un contexte industriel, la proportion de formes insolubles de nickel (oxydes et sulfures) sera plus importante. Le nickel carbonyle est instable dans l'air et il se décompose rapidement pour donner de l'oxyde de nickel. En résumé, il semble que les oxydes, les sulfures et les sels solubles de nickel sont tous trois présents à des proportions variables dans l'environnement quelle que soit leur source d'émission (IPCS, 1991; Ontario Ministry of the Environment, 2002).

En général, le manque d'information sur la spéciation au niveau atmosphérique fait que la majorité des résultats sont présentés sous forme de concentrations totales de nickel particulaire. Selon Environnement Canada et Santé Canada, 1994, le nickel se trouve essentiellement sous forme de particules respirables dans l'air ambiant (0,1-2 µm pour le nickel de sources anthropiques, et 2 à 10 µm pour le nickel de sources naturelles).

Selon une étude effectuée dans 11 villes canadiennes entre 1987 et 1990, les concentrations annuelles moyennes de nickel variaient de 1 à 20 ng/m^3 (valeurs maximales comprises entre 6 et 77 ng/m^3) (Fischer et coll., 2001). Les concentrations moyennes de nickel mesurées à Windsor, Ontario, au début des années 90, étaient de 4 ng/m^3 (90^e centile = 10 ng/m^3) dans l'air ambiant et de 1-1,6 ng/m^3 (90^e centile = 1,7-2,1 ng/m^3) dans l'air intérieur de maisons ou de bureaux (Szakolcal et Weller, 1994). Dans l'air intérieur de résidences de l'État de New York, les concentrations moyennes variaient de 2 à 3 ng/m^3 (Fischer et coll., 2001).

La valeur de 4 ng/m^3 de nickel a été retenue comme concentration dans l'air ambiant et l'air intérieur pour la présente étude.

3.2 Eau potable

La contamination du milieu aquatique par le nickel (sous forme dissoute ou particulaire) est due aux effluents, à la lixiviation et à la déposition atmosphérique.

Des analyses effectuées dans 96 stations de filtration des eaux de l'Ontario (sauf celle de Sudbury) ont permis de déterminer des concentrations de nickel variant de 0,2 à 7,2 µg/L (Jenkins, 1992 cité par Environnement Canada et Santé Canada, 1994). Des concentrations semblables avaient déjà été mesurées dans les années 70 à travers le Canada (Environnement Canada et Santé Canada, 1994). À Montréal, les concentrations de nickel mesurées dans l'eau traitée étaient toutes inférieures à 3 µg/L en 2000 et 2001 (Bernier, 2001; Bernier, 2002).

La valeur de 3 µg/L a été retenue comme concentration de nickel dans l'eau potable.

3.3 Alimentation

Ente 1986 et 1988, la concentration de nickel a été mesurée dans plusieurs aliments prélevés dans cinq villes canadiennes dont Montréal (Dabeka et McKenzie, 1989; Dabeka et McKenzie, 1995). Les moyennes des concentrations de nickel mesurées par catégorie d'aliments ont été retenues comme concentration bruit de fond pour cette étude. Les valeurs sont présentées dans le tableau 2.

La concentration de nickel dans le lait maternel a été mesurée récemment par plusieurs auteurs. En Europe, les concentrations médianes mesurées dans le lait maternel varient de < 0,13-6,35 µg/L (Biego et coll. 1998 et Krachler et coll. 2000, cités par Ontario Ministry of the Environment, 2002) et sont plus faibles que celles mesurées chez 43 mères de la province de Terre-Neuve durant les 12 premières semaines d'allaitement (Friel et coll., 1999). Selon cette dernière étude, les concentrations médianes de nickel dans le lait maternel sont comprises entre 3 et 28 µg/L pour les mères ayant accouché à terme et entre > 0,01 et 18 µg/L pour les mères d'enfants prématurés. La concentration moyenne de toutes les valeurs mesurées dans l'étude de Friel et coll., 1999 est de 10 µg/L. Cette valeur a été retenue pour la présente étude.

3.4 Sols et poussières

À la fin des années 70, la moyenne des concentrations de nickel total mesurées dans 81 secteurs considérés comme non-contaminés au Canada était de 22 mg/kg, et l'étendue de ces concentrations variait de 1 à 67 mg/kg (McKeague et coll. 1979 cités par Environnement Canada et Santé Canada, 1994). Cette valeur moyenne est similaire à celle mesurée par Giroux et coll., 1992 pour des sols agricoles au Québec (21,8 mg/kg).

Dans une étude menée à Ottawa en 1993, les concentrations moyennes de nickel mesurées dans une cinquantaine de sites résidentiels étaient de 16,3 mg/kg pour les sols résidentiels (étendue : 10,5-27,9 mg/kg) et de 62,9 mg/kg pour les poussières intérieures (étendue : 16,0-243,3 mg/kg) (Rasmussen et coll., 2001).

Les valeurs de 22 et 63 mg/kg ont été retenues pour le sol et les poussières intérieures, respectivement.

3.5 Autres milieux

La quantité moyenne de nickel dans la fumée principale de cigarettes est de 0,43 µg par cigarette (Labstat Incorporated, 1991 cité par Environnement Canada et Santé Canada, 1994), ce qui correspond à une dose de 8,6 µg/j chez un fumeur de 20 cigarettes/jour. Des concentrations de nickel comprises entre 0,08 et 19,2 mg/kg ont également été mesurées dans des produits ménagers (Nava et coll., 1987 cités par Environnement Canada et Santé Canada, 1994). Toutefois, ces sources d'exposition au nickel n'ont pas été considérées dans cette évaluation des risques toxicologiques.

Tableau 2. Concentrations bruit de fond de nickel dans l'environnement

Concentration dans	Unités	Valeurs	Références
Air extérieur - particules	mg/m^3	4,00E-06	Szakolcal et Weller, 1994
Air extérieur - phase gazeuse	mg/m^3	n.a.	-
Air intérieur - particules	mg/m^3	4,00E-06	Valeur de l'air extérieur, par défaut
Air intérieur - phase gazeuse	mg/m^3	n.a.	-
Eau potable	mg/L	3,00E-03	Bernier, 2002, Bernier, 2001
Lait de formule	mg/L	6,00E-03	Dabeka et McKenzie, 1989
Lait maternel	mg/L	10,2E-03	Friel et coll., 1999
Lait et produits laitiers	mg/kg m f.	6,30E-02	Dabeka et McKenzie, 1995
Viande et œufs	mg/kg m f.	3,85E-01	Dabeka et McKenzie, 1995
Poissons et fruits de mer	mg/kg m.f.	1,25E-01	Dabeka et McKenzie, 1995
Légumes racines	mg/kg m f.	1,95E-01	Dabeka et McKenzie, 1995
Légumes feuillus	mg/kg m.f.	1,95E-01	Dabeka et McKenzie, 1995
Légumes à fruits	mg/kg m f.	1,95E-01	Dabeka et McKenzie, 1995
Fruits et jus de fruits	mg/kg m.f.	1,23E-01	Dabeka et McKenzie, 1995
Céréales	mg/kg m f.	2,56E-01	Dabeka et McKenzie, 1995
Sucre	mg/kg m.f.	1,43E-01	Dabeka et McKenzie, 1995
Huile et noix	mg/kg m.f.	5,66E-01	Dabeka et McKenzie, 1995
Sol	mg/kg m.s.	2,20E+01	Environnement Canada et Santé Canada, 1994
Poussières intérieures	mg/kg m.s.	6,30E+01	Rasmussen et coll., 2001

n.a. : non applicable.
m.f. : matière fraîche.
m.s. : matière sèche.

4 TOXICOCINÉTIQUE ET EFFETS SUR LA SANTÉ

Le nickel ne semble pas être un élément essentiel chez l'humain, car on n'a observé aucun syndrome de déficience. Toutefois, plusieurs études menées chez différentes espèces animales ont démontré des effets dus à une déficience en nickel.

4.1 Toxicocinétique

Quelle que soit la voie d'exposition, l'absorption du nickel dépend essentiellement de sa solubilité. Suite à une exposition par la **voie pulmonaire**, il est estimé que de 20 à 35 % du nickel sous forme *insoluble* (subsulfure et oxyde de nickel) qui se dépose au niveau des poumons sera absorbé et se retrouvera au niveau sanguin. Le nickel non absorbé au niveau pulmonaire peut être avalé et absorbé au niveau du tractus gastro-intestinal, être expectoré ou rester au niveau du tractus respiratoire (formes insolubles surtout). Des taux d'absorption plus élevés peuvent être observés lors d'exposition à des composés de nickel plus solubles (chlorure de nickel, sulfate de nickel) (IPCS, 1991; ATSDR, 1997). Le taux d'absorption du nickel carbonyle serait au moins de 50 % (Sunderman et Selin, 1968 cités par IPCS, 1991).

En ce qui concerne l'exposition par **voie orale**, environ 27 % (10-44 %) du sulfate de nickel présent dans l'eau potable sera absorbé, alors que seulement 1-10 % sera absorbé lorsqu'il se trouve dans la nourriture (ATSDR, 1997, Environnement Canada et Santé Canada, 1994; TERA, 1999). Les taux d'absorption les plus élevés ont été obtenus lorsque le nickel a été ingéré avant les aliments. C'est

pourquoi des taux d'absorption de moins de 1 % pour l'ingestion sont souvent rapportés dans la littérature.

Le nickel appliqué directement **sur la peau** peut être absorbé, mais il a tendance à rester plus au niveau de la peau plutôt que de passer jusque dans le sang (ATSDR, 1997). Selon le U.S. EPA, 2001, le coefficient de perméabilité du nickel est de 2×10^{-4} cm/hr. Pour l'absorption à partir du sol, le ministère de l'Environnement de l'Ontario a utilisé un taux d'absorption de 0,38 %, dérivé de l'étude de Fullerton et coll., 1986, cités par Ontario Ministry of the Environment, 2002. Un taux semblables (0,4 %) a été obtenu sur la peau humaine par Spruit et coll. (1965, cités par IPCS, 1991). Ce taux s'applique aux formes solubles du nickel, lesquelles peuvent être obtenues *in situ* (sur la peau) à partir de formes insolubles par l'action de la sueur.

Suite à l'inhalation, la teneur de nickel dans les poumons est plus élevée que dans le foie ou les reins. Par contre, après absorption gastro-intestinale, le nickel se trouve surtout au niveau du foie, du cœur, des poumons et des graisses, ainsi que dans les tissus nerveux et le cerveau. Le nickel est transporté dans le sang lié à différentes protéines, notamment l'albumine (IPCS, 1991). Plusieurs études ont mis en évidence le transfert du nickel à travers le placenta, chez l'animal et chez l'humain. La concentration de nickel mesurée dans le sang du cordon est la même que celle mesurée dans le sang de la mère (IPCS, 1991). Le nickel peut aussi s'accumuler dans le lait maternel (ATSDR, 1997). La majorité du nickel absorbé est excrété par voie urinaire (IPCS, 1991).

Les taux d'absorption des composés de nickel les plus solubles ont été retenus, soient 100 %, 27 % et 0,4 % pour l'absorption par voie pulmonaire, orale et cutanée à partir du sol, respectivement.

4.2 Effets sur la santé

Chez l'humain non exposé en milieu de travail, l'effet le plus souvent observé suite à une exposition au nickel (sels solubles, contact cutané) est la dermatite allergique de contact chez les individus sensibles. La sensibilisation survient généralement suite à un contact prolongé de la peau avec des matériaux contenant du nickel, tel que les bijoux ou les montres-bracelets (IPCS, 1991; ATSDR, 1997). Chez les individus sensibilisés, l'absorption de nickel par voie orale peut déclencher une réaction d'hypersensibilité (dermatite de contact systémique), mais cela peut aussi, à faibles doses, aider à désensibiliser (IPCS, 1991, TERA, 1999). Les manifestations cliniques sont une éruption primaire (localisée) et une éruption secondaire qui peut atteindre tout le corps. Autrefois considérée comme un problème de santé au travail, la sensibilisation au nickel est désormais un problème de santé publique pour la population générale. En effet, Santé Canada indique que dans des pays comparables au Canada du point de vue socio-économique, 8 à 22 % des femmes et 0,3 à 2,8 % des hommes de la population seraient sensibilisés au nickel (Environnement Canada et Santé Canada, 1994).

L'exposition par voie orale peut résulter en des atteintes du système gastro-intestinal, des effets hématologiques, des effets hépatiques, des effets rénaux et des effets neurologiques (ATSDR, 1997).

L'exposition aux particules de nickel (oxydes, sulfures et sels solubles) par inhalation a comme principale cible le système respiratoire. Parmi les effets observés, on note les bronchites chroniques, l'emphysème, la réduction de la capacité pulmonaire vitale, et le cancer des poumons et des sinus (ATSDR, 1997, Environnement Canada et Santé Canada, 1994; TERA, 1999).

En 1990, le International Committee on Nickel carcinogenesis in Man (ICNCM) a publié un rapport d'évaluation de dix études épidémiologiques à large échelle (ICNCM, 1990 cité par TERA, 1999 ou Doll et coll. 1990 cités par Environnement Canada et Santé Canada, 1994). L'objectif de ce rapport

était d'identifier les formes de nickel associées à l'augmentation de l'incidence de cancer du poumon et des cavités nasales. Les doses d'exposition cumulées ont été estimées pour chaque groupe de travailleurs, en relation avec le type de travail effectué. L'exposition a ensuite été qualifiée de faible, moyenne ou élevée à chaque forme de nickel (car les travailleurs étaient toujours exposés à différentes formes, mais les proportions de chacune d'elles était variables). Les résultats indiquaient donc d'éventuelles « modification d'effets » par différentes formes.

Les auteurs ont conclu que l'exposition au nickel métallique ne semblait pas être associée à un risque d'excès de cancer du poumon ou des sinus, et leur analyse a donc porté essentiellement sur les oxydes, les sulfures et les sels solubles de nickel. Les résultats obtenus à partir de l'usine de Clydach au Pays de Galles, indiquaient que les sulfures et les oxydes de nickel avaient un effet cancérigène, et que les sels solubles avaient un rôle auxiliaire en augmentant le potentiel cancérogène des deux autres formes (Environnement Canada et Santé Canada, 1994; TERA, 1999).

Il est important de préciser que dans cette étude, des facteurs importants n'ont pas été pris en compte (tabagisme, lequel était probablement plus important que dans la population générale); exposition à d'autres substances (arsenic, cobalt, sulphonamines ou sulphonimides aromatiques, formaldéhyde, etc.) dont certaines sont cancérogènes (arsenic/poumon, gouttelettes d'acides sulfurique/sinus) (Environnement Canada et Santé Canada, 1994; TERA, 1999).

5 ESTIMATEURS DE RISQUE

Le tableau 3 présente un résumé des estimateurs de risque qui existent en fonction des différentes formes de nickel. Pour cette analyse, **les formes solubles de nickel, les oxydes de nickel, les poussières d'affinerie et le subsulfure de nickel ont été retenues**. Le nickel carbonyle, un liquide, et le nickel métallique ne paraissent pas être des formes susceptibles d'être présentes de façon significative dans l'environnement.

Tableau 3. Estimateurs de risque proposés par différents organismes de santé en fonction du type de nickel

Type de nickel	Dose de référence par ingestion (mg/kg-j)	Concentration de référence par inhalation (mg/m^3)	Classification de la cancérogénicité	Estimateur de risque de cancer associé à un risque de 10^{-6} par ingestion (mg/kg-j)	Estimateur de risque de cancer associé à un risque de 10^{-6} par inhalation (mg/m^3)	Organisme
Nickel soluble	20,0E-03	-	-	-	-	U.S. EPA
	1,30E-03[1] 50,0E-03[2]	0,04E-04	Groupe I	-	-	Santé Canada
	-	2,00E-04	-	-	-	ATSDR
	8,00E-03	2,00E-04	-	-	-	TERA
Oxydes de nickel	-	0,20E-04[3]	Groupe I	-	-	Santé Canada
Poussières d'affinerie	-	-	Groupe A	-	4,20E-06	TERA
	-	-	Groupe I (sulfures oxydes et nickel solubles)	-	0,80E-06 à 20,0E-06 [4,5]	Santé Canada
Subsulfure de nickel	-	-	Groupe A	-	2,10E-06	U.S. EPA
	-	0,18E-04	-	-	-	Santé Canada
Nickel carbonyle	-	-	Groupe B2	-	-	U.S. EPA
Nickel métallique	-	0,18E-04	Groupe VI	-	-	Santé Canada
	-	-	Groupe 2B	-	-	IARC
Composés de nickel	-	-	Groupe 1	-	-	IARC

[1] Chlorure de nickel.
[2] Sulfate de nickel.
[3] Oxydes de nickel.
[4] Sulfures, oxydes et sels solubles.
[5] L'estimateur de risque de 1,4E-06 mg/m^3 en sels solubles de nickel, également proposé par Santé Canada, est basé sur l'étude épidémiologique menée à l'affinerie de Krisiansand, Norvège et se situe à l'intérieur de l'intervalle des estimateurs de risque provenant d'affineries canadiennes.

Sources : U.S. EPA, 1991a; U.S. EPA, 1991b; U.S. EPA, 1991c; Santé Canada, 1996; Environnement Canada et Santé Canada, 1994; TERA, 1999; IARC, 1990.

5.1 Effets autres que le cancer

Sels solubles de nickel : ingestion

- Pour l'exposition par ingestion de *sels solubles de nickel,* le U.S. EPA propose une dose de référence (RfD) de **20×10^{-3} mg/kg-j** en s'appuyant sur les résultats d'une étude chronique menée chez les rats exposés via l'alimentation (Ambrose et coll., 1976 cités par U.S. EPA, 1996). Une diminution du poids corporel et de certains organes avait été observée. Un NOAEL de 5 mg/kg-j a été retenu et un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (10 pour la variabilité inter-espèces, 10 pour prendre en considération les groupes sensibles et 3 pour l'absence d'études adéquate sur la reproduction) (U.S. EPA, 1996). Le U.S. EPA attribue un niveau de confiance moyen à la RfD, notamment parce que la mortalité était élevée dans le groupe contrôle et parce que les effets sur le système reproducteur n'ont pas été étudiés.

- Santé Canada a proposé une dose tolérable (TI : « tolerable intake ») de **1,30 x 10^{-3} mg/kg-j** (Santé Canada, 1996, Environnement Canada et Santé Canada, 1994) à partir des effets sur la reproduction observés chez les rats exposés au *chlorure de nickel* via l'eau potable (Smith et coll., 1993 cités par TERA, 2002). Un LOAEL (proportion de morti-naissances par portée plus importante) de 1,3 mg/kg-j a été retenu ainsi qu'un facteur d'incertitude de 1000 (10 pour l'extrapolation inter-espèces, 10 pour la variation intra-espèce et 10 pour l'utilisation d'un LOAEL plutôt qu'un NOAEL).

- Santé Canada a également proposé une dose tolérable de **50,0 x 10^{-3} mg/kg-j** à partir d'une étude menée chez les rats exposés au *sulfate de nickel hexahydraté* via l'alimentation (Santé Canada, 1996, Environnement Canada et Santé Canada, 1994). Le NOAEL de 5 mg/kg-j provenant de l'étude de Ambrose et coll., 1976 cités par TERA, 2002 a été retenu ainsi qu'un facteur d'incertitude de 100 (10 pour l'extrapolation inter-espèces et 10 pour la variation intra-espèce).

- Une dose de référence de **8 × 10^{-3} mg/kg-j** (dose apportée par l'eau) a été dérivée par le consultant TERA à partir de l'étude de Vyskocil et coll. 1994b cités par TERA, 1999. L'effet critique est l'albuminurie observée chez des rats mâles et femelles exposés au *nickel soluble* via l'eau pour une période de 6 mois (l'étude ne comportait qu'une seule dose d'exposition chez les mâles et une seule autre dose d'exposition chez les femelles). Le LOAEL obtenu chez les femelles (7,6 mg/kg-j) a été retenu car la réponse observée chez les mâles n'était pas statistiquement significative. Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué (10 pour la variabilité individuelle, 10 pour l'extrapolation rat-humain et 10 pour l'extrapolation sous-chronique/chronique, l'insuffisance de la base de données et l'extrapolation LOAEL/NOAEL).

  Bien que la dose de référence développée par TERA soit plus faible que celle développée par le U.S. EPA, TERA considère que les deux valeurs sont consistantes, car celle du U.S. EPA prend en considération l'apport total de nickel, alors que celle de TERA prend en considération uniquement le nickel ajouté dans l'eau (TERA, 1999).

- Puisque l'ingestion de nickel par des personnes sensibilisées peut conduire à des effets toxiques, l'ATSDR n'a pas développé de MRL car elle considère qu'une valeur de référence basée sur des effets autres que la sensibilisation ne serait pas protectrice pour des personnes déjà sensibilisées au nickel. Selon la revue de littérature faite par TERA, les études disponibles concernant l'induction d'une dermatite de contact systémique (réaction d'hypersensibilité provoquée par ingestion de nickel chez des personnes sensibilisées) ne permettent pas de dériver une NOAEL, car ces études sont trop restreintes en termes de nombre de personnes testées (TERA, 1999). Toutefois, les résultats indiquent qu'une dose par voie orale d'environ 20 x 10^{-3} mg/kg p.c. de *sels solubles de nickel* (en plus de la diète) ne conduit généralement pas à des réactions d'hypersensibilité chez les personnes sensibilisées.

<u>Sels solubles de nickel : inhalation</u>

- Santé Canada a proposé une concentration tolérable (TC : « tolerable concentration ») de 0,04 x 10^{-4} mg/m^3, soit une dose de **1,0 x 10^{-6} mg/kg-j** à partir de l'étude de Dunnick et coll., 1989 cités par TERA, 2002. Des rats exposés au *sulfate de nickel* ont présenté des lésions nasales et pulmonaires à des doses aussi faibles que 1,0 x 10^{-3} mg/kg-j (LOEL). Un facteur d'incertitude de 1000 a été retenu (10 pour la variation intra-espèce, 10 pour la variation inter-espèces et 10 pour une étude subchronique).

- Une concentration de référence par inhalation de *sels solubles de nickel* de 2,00 x 10^{-4} µg/m^3 (ce qui correspond à une dose de **57,0 × 10^{-6} mg/kg-j**) a été développée par l'ATSDR et par TERA (ATSDR, 1997; TERA, 1999). Les deux organismes ont utilisé la même étude de base (NTP, 1996c cité par TERA, 1999) mais ils ont procédé différemment. Les données expérimentales ont été obtenues chez des rats mâles et femelles exposés à du *sulfate de nickel hexahydraté*, 6 heures par jour, 5 jours par semaine pendant deux ans. Une inflammation chronique active du tractus respiratoire et une fibrose pulmonaire ont été observées chez les groupes exposés à plus de 3,0 x 10^{-2} mg/m^3.

L'ATSDR s'est basée sur le NOAEL (3,0 x 10^{-2} mg/m^3). La concentration équivalente pour l'humain (5,2 x 10^{-3} mg/m^3, exposition continue) a été extrapolée, et la différence de déposition des particules entre le rat et l'humain a aussi été prise en compte. Un facteur d'incertitude de 30 a été appliqué (3 pour l'extrapolation de l'animal à l'humain et 10 pour la variabilité de l'effet chez l'humain) (ATSDR, 1997).

Le groupe TERA a déterminé une concentration « benchmark » correspondant à un effet toxique (fibrose pulmonaire) supérieur au contrôle de 10 % (BMD_{10} = 1,7 x 10^{-3} mg/m^3). En raison de l'insuffisance de données chez des populations humaines, un facteur d'incertitude de 10 a été appliqué.

Oxydes de nickel : inhalation

- Santé Canada a proposé une concentration tolérable de 0,20 x 10^{-4} mg/m^3, soit une dose de **5,7 x 10^{-6} mg/kg-j** (Santé Canada, 1996). Cette valeur est basée sur une étude menée chez les rats exposés de façon continue à 0,02 mg/m^3 d'*oxyde de nickel* durant 4 mois (Spiegelberg et coll., 1984 cités par TERA, 2002). Une augmentation significative du nombre de granulocytes et lymphocytes dans les poumons, ainsi qu'une augmentation de la taille des macrophages et du nombre de macrophages ayant plus d'un noyau ont été observées, et la concentration d'exposition de 0,02 mg/m^3 a été retenue comme un LOEL. Un facteur d'incertitude de 1000 a été appliqué (10 pour la variation intra-espèce, 10 pour la variation inter-espèces et 10 pour l'utilisation d'une étude chronique).

Subsulfure de nickel : inhalation

- Une concentration tolérable de 0,18 x 10^{-4} mg/m^3 (soit une dose de **5,1 x 10^{-6} mg/kg-j**) (Santé Canada, 1996) a été déterminée par Santé Canada à partir de deux études animales où des rats et des souris ont été exposés au *subsulfure de nickel* durant 90 jours (Benson et coll., 1990 et Dunnick et coll., 1989 citées par TERA, 2002). Un LOEL chez le rat et un NOEL chez la souris de 5,1 x 10^{-3} mg/kg-j ont été retenus ainsi qu'un facteur d'incertitude de 1000 (10 pour la variation intra-espèce, 10 pour la variation inter-espèces et 10 pour le fait qu'il s'agit d'une étude subchronique).

5.2 Risques d'excès de cancer

5.2.1 Classification de la cancérogénicité

Santé Canada a classé les sulfures, les oxydes et les composés solubles du nickel comme carcinogènes pour l'homme (groupe I), mais le nickel métallique est placé dans le groupe VI par manque de données (non classable par rapport à la cancérogénicité chez l'humain) (tableau 3) (Environnement Canada et Santé Canada, 1994). Il n'y a pas d'évidence de cancérogénicité du nickel métallique chez l'homme, mais une étude a mis en évidence ses effets cancérogènes chez l'animal après instillation intratrachéale (Pott et coll. 1987 cités par Environnement Canada et Santé Canada, 1994). Cependant,

aucune étude basée sur l'inhalation (plus pertinente pour une évaluation représentative de l'exposition humaine) n'a été réalisée (Environnement Canada et Santé Canada, 1994).

Le U.S. EPA a classé les poussières d'affinerie et les sulfures de nickel comme cancérigènes pour l'humain (groupe A), le nickel carbonyle comme probablement cancérigène pour l'humain (groupe B2), et les composés solubles du nickel n'ont pas été évalués (U.S. EPA, 1991a, U.S. EPA, 1991b, U.S. EPA, 1991c).

L'IARC a classé les composés du nickel comme cancérogènes pour l'homme (groupe 1), et le nickel métallique comme possiblement carcinogène pour l'homme (groupe 2B) (IARC, 1990).

5.2.2 Estimateurs de risque d'excès de cancer

Des estimateurs de risque d'excès de cancer ont été développés par Santé Canada pour l'ensemble des [sulfures, oxydes et sels solubles de nickel], et par le U.S. EPA pour les poussières d'affinerie et le subsulfure de nickel (U.S. EPA, 1991b; U.S. EPA, 1991c; Environnement Canada et Santé Canada, 1994). Bien que le libellé soit différent, l'ensemble [sulfures, oxydes et sels solubles de nickel] et les poussières d'affinerie correspondent à la même chose, au détail près que dans les études épidémiologiques retenues par le U.S. EPA, l'exposition concomitante au nickel métallique n'est pas exclue. Le U.S. EPA indique que selon la caractérisation des poussières de l'affinerie INCO de Port Colborne, Ontario, le subsulfure représente 59 % du nickel, alors qu'on retrouve 20 % de sulfate de nickel et 6,3 % d'oxyde de nickel (U.S. EPA, 1991b).

<u>Sulfures, oxydes et sels solubles de nickel : inhalation</u>

- Les effets cancérogènes du nickel chez l'homme ont été évalués par Santé Canada en se basant sur une étude épidémiologique menée chez des travailleurs de INCO en Ontario (opérations minières, fonte et affinage de trois usines : Port Colborne, Copper Cliff et Coniston) (Doll et coll. 1990 cités par Environnement Canada et Santé Canada, 1994). Les travailleurs étaient principalement exposés à des *sulfures, des oxydes et des sels solubles de nickel*. Les trois formes de nickel sont évaluées comme un ensemble, car l'exposition à celles-ci était concomitante. Une augmentation claire de l'incidence de décès dus à des cancers du poumon a été mise en évidence, et l'augmentation de l'incidence était reliée à l'exposition cumulée.

  La concentration tumorigène 5 % ($CT_{0,05}$) dérivée de ces données est comprise entre 0,4 et 1,0 mg/m^3, ce qui correspond à une concentration de $0{,}8 \times 10^{-6}$ à 20×10^{-6} mg/m^3 pour un risque d'excès de cancer de un cas sur un million, soit une dose de **$0{,}23 \times 10^{-6}$ à $5{,}7 \times 10^{-6}$ mg/kg-j** (Environnement Canada et Santé Canada, 1994). L'estimateur de risque de $1{,}4 \times 10^{-6}$ mg/m^3 en *sels solubles de nickel* basé sur l'étude épidémiologique menée à l'affinerie de Krisiansand, Norvège, se situe à l'intérieur de cet intervalle.

  Santé Canada précise que même si cet estimateur de risque a été dérivé en milieu industriel pour un mélange de trois formes de nickel, il est applicable à la population en général car ces trois formes [*sulfures, oxydes et sels solubles de nickel*] sont rencontrées dans l'air ambiant (IPCS, 1991).

Poussières d'affinerie : inhalation

- Le U.S. EPA a déterminé un estimateur de risque d'excès de cancer du poumon lié à l'exposition au nickel des *poussières d'affinerie* à partir de quatre études (affinerie de nickel à Clydach, Pays de Galles; affinerie de nickel Falconbridge à Kristiansand, Norvège; affinerie de nickel INCO à Copper Cliff, Ontario; affinerie Huntington en Virginie de l'ouest). La concentration d'exposition pour un risque d'excès de cancer de 1×10^{-6} est de $4{,}2 \times 10^{-6}$ mg/m^3, ce qui correspond à une dose d'exposition de **$1{,}2 \times 10^{-6}$ mg/kg-j (**intervalle des valeurs issues des quatre études : $0{,}6 \times 10^{-6}$ à 26×10^{-6} mg/kg-j). Le U.S. EPA précise que le cancer du poumon a été retenu plutôt que le cancer des cavités nasales car ce dernier est beaucoup plus spécifique des expositions en milieu de travail.

Subsulfure de nickel : inhalation

- Le U.S. EPA a déterminé un estimateur de risque d'excès de cancer du poumon lié à l'exposition au *subsulfure de nickel* en considérant que le subsulfure est le principal agent cancérogène dans les poussières d'affinerie (U.S. EPA, 1991b; U.S. EPA, 1991c) et qu'il représente environ la moitié du nickel présent dans ces poussières. Une concentration de subsulfure de nickel deux fois plus faible correspond au même risque d'excès de cancer que celui des poussières d'affinerie, soit une concentration de $2{,}1 \times 10^{-6}$ mg/m^3 pour un cas sur un million ou une dose de **$0{,}6 \times 10^{-6}$ mg/kg-j** (U.S. EPA, 1991c).

Tableau 4. Estimateurs de risque pour le nickel développés par les principaux organismes de santé reconnus

Estimateur de risque	Valeur (mg/kg-j)	Effet critique	Étude	LOAEL	NOAEL	Fct de sécurité	Organisme, date	Référence
				mg/kg-j				
Sels solubles – effets autres que le cancer – par ingestion								
RfD	20,0E-03	Diminution du poids corporel et des organes - rat	Ambrose et coll., 1976	-	5	300	U.S. EPA, 1996	U.S. EPA, 1996
TI	1,30E-03	Effets sur la reproduction - rat	Smith et coll., 1993	1,3	-	1000	Santé Canada, 1993	Santé Canada, 1996
TI	50,0E-03	Diminution du poids corporel et des organes - rat	Ambrose et coll., 1976	-	5	100	Santé Canada, 1993	Santé Canada, 1996
RfD (ingestion d'eau seulement)	8,00E-03	Augmentation de l'albuminurie (atteinte glomérulaire) - rat	Vyskocil et coll., 1994	7,6	-	1 000	TERA, 1999	TERA, 1999
Sels solubles – effets autres que le cancer – par inhalation								
TC	1,0E-06	Lésions nasales et pulmonaires - rat	Dunnick et coll., 1989	0,001	-	1000	Santé Canada, 1993	Santé Canada, 1996
MRL	57,0E-06	Inflammation chronique minimale à légère et fibrose des poumons - rat	NTP, 1996	-	0,0015	30	ATSDR, 1997	ATSDR, 1997
RfC	57,0E-06	Lésion extrathoracique (nez) et pulmonaire (inflammation et fibrose) - rat et souris	NTP, 1996	0,006 BMD_{10} [1]	-	10	TERA, 1999	TERA, 1999
Oxydes – effets autres que le cancer – par inhalation								
TC	5,70E-06	Inflammation pulmonaire - rat	Spiegelberg et coll., 1984	0,0057	-	1000	Santé Canada, 1993	Santé Canada, 1996
Subsulfure – effets autres que le cancer – par inhalation								
TC	5,10E-06	Inflammation pulmonaire - rat et souris	Benson et coll., 1990 Dunnick et coll., 1989	0,005	-	1000	Santé Canada, 1993	Santé Canada, 1996
Sulfures, oxydes et sels solubles – effets cancérigènes – par inhalation								
Risque d'excès de cancer de 10^{-6}	0,23E-06 à 5,70E-06 [2]	Cancer du poumon chez les travailleurs d'affineries canadiennes	(Doll et coll. 1990)	-	-	-	Santé Canada, 1993	Environnement Canada et Santé Canada, 1994
Poussières d'affinerie – effets cancérigènes – par inhalation								
Risque d'excès de cancer de 10^{-6}	1,20E-06	Cancer du poumon chez des travailleurs d'affineries[3]	4 études dans des affinerie	-	-	-	U.S. EPA, 1991b	U.S. EPA, 1991b
Subsulfure de nickel – effets cancérigènes – par inhalation								
Risque d'excès de cancer de 10^{-6}	0,60E-06	Cancer du poumon chez les travailleurs d'affineries[4]	4 études dans des affinerie				U.S. EPA, 1991c	U.S. EPA, 1991c

[1] Concentration équivalente pour l'humain
[2] L'estimateur de risque de 1,4 x 10^{-6} mg/m^3 en sels solubles de nickel basé sur l'étude épidémiologique menée à l'affinerie de Krisiansand, Norvège, se situe à l'intérieur de cet intervalle.
[3] Estimateur de risque correspond au « nickel de poussières d'affinerie » (U.S. EPA, 1991b). Voir texte pour détails.
[4] En considérant que 50 % du nickel présent dans les poussières d'affinerie correspond au subsulfure et que celui-ci est le principal agent cancérogène (U.S. EPA, 1991c).

5.3 Estimateurs de risque retenus

Les estimateurs de risque retenus pour réaliser la validation des critères B et C du nickel sont présentés au tableau 5.

La dose de référence par ingestion de 1,30 x 10^{-3} mg/kg-j proposée pour les *sels solubles de nickel* par Santé Canada n'a pas été retenue car cette valeur est déjà plus faible que l'apport bruit de fond de tous les Québécois via l'alimentation seulement (tableau 6), et rien n'indique que l'exposition actuelle de la population québécoise au nickel soit problématique. La dose de référence pour les *sels solubles de nickel* de 20,0 x 10^{-3} mg/kg-j recommandée par le U.S. EPA (apport total de nickel) a plutôt été retenue pour la présente évaluation de risque (c'est la même que celle de TERA (apport via l'eau potable seulement)).

De même, l'exposition bruit de fond de la population québécoise au nickel dépasse la dose de référence par inhalation de 1,0 x 10^{-6} mg/kg-j de Santé Canada pour les *sels solubles* (tableau 6). Comme actuellement rien n'indique que l'apport de nickel par inhalation attribuable au bruit de fond puisse présenter un risque à la santé des Québécois, cette valeur n'a pas été retenue. Dans l'air ambiant, il semble que les *sulfures, les oxydes et les sels solubles de nickel* sont tous trois présents à des proportions variables, que les rejets proviennent de l'utilisation de combustibles fossiles ou du milieu industriel (voir section 3.1). De façon à être plus conservateurs, l'estimateur de risque établi par l'ATSDR et TERA pour les *sels solubles* n'a pas été retenu, mais plutôt celui de Santé Canada de 5,70 x 10^{-6} mg/kg-j pour les *oxydes de nickel* qui est plus contraignant.

Pour le risque cancérigène par inhalation, la dose de 1,20 x 10^{-6} mg/kg-j (pour un risque de 10^{-6}) du U.S. EPA établi pour les *poussières d'affinerie* a été retenue. Cette valeur est la même que celle du même organisme pour le *subsulfure de nickel* seulement[72], et elle se situe dans l'intervalle des doses proposées par Santé Canada pour les *sulfures, oxydes et sels solubles de nickel*.

Tableau 5. Estimateurs de risque retenus pour la validation des critères B et C

Forme de nickel	Effet sur la santé	Nom et symbole	Valeur mg/kg-j	Estimateur initial	Référence
Sels solubles de nickel	Autre que cancer	Dose de référence par ingestion (DRing)	20,0E-03	RfD	U.S. EPA, 1996
Oxydes de nickel	Autre que cancer	Dose de référence par inhalation (DRinh)	5,70E-06	TC	Santé Canada, 1996
Sulfures, oxydes et sels solubles de nickel = poussières d'affinerie	Dose associée à un risque d'excès de cancer de 10^{-6}	Dose cancer par ingestion (DCing)	n.a.	-	-
		Dose cancer par inhalation (DCinh)	1,20E-06	-	U.S. EPA, 1991b

n.a. : non applicable.

[72] Puisque 50 % du nickel présent dans les poussières d'affinerie correspond au subsulfure et que celui-ci est le principal agent cancérogène (U.S. EPA, 1991c).

6 RÉSULTATS DE LA VALIDATION DES CRITÈRES B ET C

Les critères génériques de la *Politique* concernent le nickel total. Lors de la caractérisation des terrains contaminés, il est rare que la spéciation du nickel soit réalisée. Pour évaluer les critères B et C, nous avons considéré que 100 % du nickel en provenance du bruit de fond et de l'exposition associée aux critères était sous la forme pour laquelle nous avons un estimateur de risque. Ainsi, pour les risques à la santé autres que le cancer, le nickel serait entièrement sous forme de *sels solubles* pour l'ingestion et 100 % sous forme *d'oxydes de nickel* par inhalation, alors que pour les risques d'excès de cancer, il serait tout sous forme de *poussières d'affinerie.*

En ce qui concerne l'évaluation des critères par rapport aux risques autres que le cancer, l'exposition par ingestion et par contact cutané associés aux *sels solubles de nickel* ont été évaluées ensembles (en raison des effets systémiques de l'exposition par ingestion) et l'exposition par inhalation aux *oxydes de nickel* a été évaluée séparément car les effets critiques reliés à l'inhalation sont des effets locaux. De même, les risques d'excès de cancer du poumon ont été estimés à partir de la dose d'exposition par inhalation uniquement.

Nous rappelons ici l'algorithme utilisé pour estimer la *dose d'exposition combinée* (DEC) ainsi que *l'indice de risque combiné* (IRC) correspondant qui permettent de tenir compte de l'exposition par voie orale et par contact cutané.

$$DEC_{ing} = DE_{ing} + \frac{DA_{cut}}{Fabs_{ing}} \qquad \text{Équation 1}$$

où
DEC_{ing} = dose d'exposition combinée calculée par rapport à l'ingestion (mg/kg-j)
DE_{ing} = dose d'exposition aux *sels solubles de nickel* par ingestion (mg/kg-j)
DA_{cut} = dose de *sels solubles de nickel* absorbée par contact cutané (mg/kg-j)
$Fabs_{ing}$ = fraction de la dose de *sels solubles de nickel* ingérée qui est absorbée (0,27)

$$IRC_{ing} = \frac{DEC_{ing}}{DR_{ing}} \qquad \text{Équation 2}$$

où
IRC_{ing} = indice risque combiné calculé par rapport à l'ingestion (sans unité)
DR_{ing} = dose de référence retenue pour les *sels solubles de nickel* (dose externe, exposition par voie orale) (mg/kg-j)

Les résultats détaillés des doses d'exposition estimées pour le bruit de fond et pour les critères B et C sont présentés dans les tableaux 6, 8 et 11 respectivement. Une représentation graphique simplifiée des résultats pour le critère B est présentée à la figure 1. Les tableaux 9 et 10 présentent les risques autres que le cancer et les risques cancérigènes estimés pour le critère B, respectivement. Les tableaux 12 et 13 présentent les risques autres que le cancer et les risques cancérigènes estimés pour le critère C, respectivement.

6.1 Bruit de fond

6.1.1 Doses d'exposition au bruit de fond

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) au nickel associées au bruit de fond varient entre **$3{,}3 \times 10^{-3}$ et $12{,}5 \times 10^{-3}$ m/kg-j**, selon l'âge. Les doses d'exposition par *inhalation* dues au bruit de fond varient entre **$0{,}9 \times 10^{-6}$ et $2{,}2 \times 10^{-6}$ mg/kg-j** (**$1{,}1 \times 10^{-6}$ mg/kg-j** sur toute la durée de vie) (tableau 6).

L'ingestion d'aliments représente plus de 97 % pour les enfants de 0-4 ans et plus de 99 % pour les autres classes d'âge. Chez les jeunes enfants, l'ingestion de sol et poussières, et l'ingestion d'eau contribuent à environ 2 % et 1 % de la dose par ingestion. L'exposition par inhalation et par contact cutané est négligeable.

Tableau 6. Doses d'exposition au nickel dues au bruit de fond estimées selon la méthodologie décrite dans cette étude

Dose bruit de fond annuelle moyenne (mg/kg-j)	**0-6 mois**	**7 mois-4 ans**	**5-11 ans**	**12-19 ans**	**> 19 ans**
dose par inhalation d'air extérieur	2,56E-07	2,63E-07	2,06E-07	1,24E-07	5,21E-08
dose par inhalation d'air intérieur	1,94E-06	1,99E-06	1,56E-06	9,35E-07	8,42E-07
DOSE TOTALE PAR INHALATION	**2,20E-06**	**2,25E-06**	**1,76E-06**	**1,06E-06**	**0,89E-06**
	1,08E-06 sur toute la durée de vie				
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**3,66E-05**	**1,32E-04**	**8,98E-05**	**6,19E-05**	**5,23E-05**
dose par ingestion de lait de formule	5,94E-04	2,55E-05	n.a.	n.a.	n.a.
dose par ingestion de lait et produits laitiers	0,00E+00	2,26E-03	1,28E-03	7,15E-04	4,12E-04
dose par ingestion d'œufs et de viande	4,70E-04	2,01E-03	1,57E-03	1,27E-03	1,46E-03
dose par ingestion de poissons/fruits de mer	0,00E+00	1,14E-04	5,70E-05	3,14E-05	2,65E-05
dose par ingestion de légumes racines	4,76E-04	1,24E-03	1,04E-03	8,66E-04	8,44E-04
dose par ingestion d'autres légumes	3,57E-04	7,92E-04	6,34E-04	4,54E-04	6,12E-04
dose par ingestion de fruits et jus de fruits	3,00E-04	1,74E-03	1,10E-03	6,16E-04	6,89E-04
dose par ingestion de céréales	1,25E-03	2,61E-03	2,25E-03	1,40E-03	1,30E-03
dose par ingestion de sucre	1,74E-04	4,51E-04	3,39E-04	2,18E-04	2,14E-04
dose par ingestion d'huile et noix	9,95E-05	8,92E-04	8,45E-04	6,35E-04	6,40E-04
dose par ingestion de lait maternel	9,05E-05	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
dose par ingestion de tous les aliments	**3,72E-03**[1] **3,21E-03**[2]	**12,1E-03**	**9,11E-03**	**6,21E-03**	**6,20E-03**
dose par ingestion de sol	2,03E-05	7,58E-05	8,87E-06	2,79E-06	2,36E-06
dose par ingestion de poussières	5,38E-05	2,00E-04	2,35E-05	7,39E-06	6,24E-06
dose par ingestion de sol et poussières	**7,41E-05**	**2,76E-04**	**3,23E-05**	**1,02E-05**	**8,60E-06**
DOSE TOTALE par INGESTION	**3,83E-03**[1] **3,33E-03**[2]	**12,5E-03**	**9,23E-03**	**6,28E-03**	**6,26E-03**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	1,26E-06	9,45E-07	2,33E-07	1,87E-07
dose par absorption cutanée de poussières	1,73E-06	1,08E-06	7,85E-07	5,32E-07	4,37E-07
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	6,62E-08	5,57E-08	4,62E-08	3,89E-08	3,74E-08
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**1,80E-06**	**2,40E-06**	**1,78E-06**	**8,04E-07**	**6,61E-07**
dose due à 20 cigarettes/jr	n.a.	n.a.	n.a.	1,44E-04	1,22E-04
DOSE COMBINÉE (ingestion et contact cutané) vs INGESTION	**3,83E-03**[1] **3,33E-03**[2]	**12,5E-03**	**9,23E-03**	**6,28E-03**	**6,26E-03**

[1] Lait de formule.
[2] Lait maternel.

n.a. : non approprié.

À des fins de comparaison, le tableau 7 présente les doses d'exposition bruit de fond estimées pour la population canadienne et québécoise, par Santé Canada (Environnement Canada et Santé Canada, 1994) et le MEF (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996), respectivement.

Les doses d'exposition au nickel pour les Canadiens serait comprise entre $4{,}4 \times 10^{-3}$ et 23×10^{-3} mg/kg-j pour l'ingestion et entre $0{,}3 \times 10^{-6}$ et 9×10^{-6} mg/kg-j pour l'inhalation. Selon les estimations du MEF, les Québécois seraient en moyenne exposés à des doses comprises entre $6{,}2 \times 10^{-3}$ et 30×10^{-3} mg/kg-j pour l'ingestion et entre $3{,}3 \times 10^{-6}$ et $9{,}4 \times 10^{-6}$ mg/kg-j pour l'inhalation. Par conséquent, les doses d'exposition bruit de fond estimées dans la présente étude se situent dans l'intervalle des valeurs estimées par Santé Canada et par le MEF.

Tableau 7. Doses d'exposition au nickel estimées par d'autres auteurs pour la population canadienne ou québécoise

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	0-6 mois	7 mois-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	> 19 ans
Valeurs minimales selon Environnement Canada et Santé Canada, 1994					
dose externe par ingestion	2,21E-02	1,60E-02	1,00E-02	5,71E-03	4,42E-03
dose externe par inhalation	0,30E-06	0,40E-06	0,40E-06	0,40E-06	0,30E-06
dose par voie cutanée	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dose totale combinée vs ingestion[1]	**22,1E-03**	**16,0E-03**	**10,0E-03**	**5,71E-03**	**4,43E-03**
Valeurs maximales selon Environnement Canada et Santé Canada, 1994					
dose externe par ingestion	2,30E-02	1,66E-02	1,03E-02	5,88E-03	4,69E-03
dose externe par inhalation	6,00E-06	8,00E-06	9,00E-06	7,00E-06	7,00E-06
dose par voie cutanée	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dose totale combinée vs ingestion[1]	**23,0E-03**	**16,6E-03**	**10,3E-03**	**5,88E-03**	**4,69E-03**
Selon le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996[2]					
dose externe par ingestion	3,04E-02	2,08E-02	1,38E-02	6,76E-03	6,22E-03
dose externe par inhalation	9,02E-06	9,00E-06	9,36E-06	4,99E-06	3,28E-06
dose absorbée par voie cutanée	1,28E-07	1,22E-07	1,11E-07	6,89E-08	1,17E-07
Dose totale combinée vs ingestion[1]	**30,4E-03**	**20,8E-03**	**13,8E-03**	**6,76E-03**	**6,22E-03**

[1] Estimée selon l'équation 1.

[2] Les doses pour chaque tranche d'âge ont été calculées à partir des doses estimées par le MEF pour des tranches d'âge plus réduites en pondérant la durée de chaque tranche d'âge initiale.

n.d. : non déterminé.

6.1.2 Risques à la santé associés au bruit de fond

Si l'on considère que la totalité du nickel du bruit de fond est présente sous forme de *sels solubles*, les ***doses d'exposition combinée*** (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) dues au bruit de fond conduisent à des indices de risque de **0,2 à 0,6**. Si l'on considère que tout le nickel ***inhalé*** à partir du bruit de fond est sous forme *d'oxydes de nickel*, les indices de risque varient de **0,2 à 0,4**.

Si l'on considère que la totalité du nickel du bruit de fond est présente sous forme de *poussières d'affinerie*, la dose d'exposition par *inhalation* exprimée sur toute la durée de vie ($1,1 \times 10^{-6}$ mg/kg-j) conduirait à un risque d'excès de cancer du poumon de l'ordre de **0,9 cas sur un million de personnes exposées**.

6.2 Critère B

6.2.1 Doses d'exposition dues au critère B

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) au nickel associées au critère B varient entre **$0,6 \times 10^{-3}$ et $2,3 \times 10^{-3}$ mg/kg-j** selon l'âge, et les doses d'exposition par inhalation varient entre **$0,3 \times 10^{-6}$ et $0,8 \times 10^{-6}$ mg/kg-j**, selon l'âge (**$0,4 \times 10^{-6}$ mg/kg-j** sur toute la durée de vie) (tableau 8).

L'ingestion d'aliments contaminés (fruits/légumes du potager) contribue à 84-85 % et 96-99 % de la *dose combinée* pour les enfants de 0-4 ans et les autres tranches d'âge, respectivement. Pour les jeunes enfants, l'ingestion de sol/poussières contribue à 14-15 % de la dose. La dose reçue par ingestion d'eau est négligeable pour toutes les tranches d'âge.

Tableau 8. Doses d'exposition au nickel estimées dues au critère B (100 ppm) selon le scénario résidentiel

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	**0-6 mois**	**7 mois-4 ans**	**5-11 ans**	**12-19 ans**	**> 19 ans**
dose par inhalation d'air extérieur	1,25E-07	1,28E-07	1,00E-07	6,02E-08	2,54E-08
dose par inhalation d'air intérieur	6,62E-07	6,80E-07	5,31E-07	3,19E-07	2,87E-07
DOSE TOTALE par INHALATION	**0,79E-06**	**0,81E-06**	**0,63E-06**	**0,38E-06**	**0,31E-06**
	0,38E-06 sur toute la durée de vie				
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**5,28E-13**	**1,91E-12**	**1,30E-12**	**8,94E-13**	**8,94E-13**
dose par ingestion de lait de formule (= eau)	4,29E-12	1,84E-13	n.a.	n.a.	n.a.
dose par ingestion de légumes racines	2,28E-04	5,96E-04	5,01E-04	4,15E-04	4,05E-04
dose par ingestion d'autres légumes	1,29E-04	2,78E-04	2,25E-04	1,61E-04	2,09E-04
dose par ingestion de fruits et légumes-fruits	1,83E-04	1,06E-03	6,67E-04	3,75E-04	4,19E-04
dose par ingestion de lait maternel	n.d.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Dose par ingestion de tous les aliments	**0,54E-03**	**1,94E-03**	**1,39E-03**	**0,95E-03**	**1,03E-03**
dose par ingestion de sol	7,21E-05	2,69E-04	3,15E-05	9,91E-06	8,37E-06
dose par ingestion de poussières	1,94E-05	7,24E-05	8,47E-06	2,67E-06	2,25E-06
dose par ingestion de sol et poussières	**9,16E-05**	**3,41E-04**	**3,99E-05**	**1,26E-05**	**1,06E-05**
DOSE TOTALE par INGESTION	**0,63E-03**	**2,28E-03**	**1,43E-03**	**0,95E-03**	**1,04E-03**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	4,48E-06	3,35E-06	8,27E-07	6,62E-07
dose par absorption cutanée de poussières	1,07E-06	4,48E-07	3,35E-07	2,36E-07	1,89E-07
dose par absoprtion cutanée à partir de l'eau	9,57E-16	8,05E-16	6,68E-16	5,61E-16	5,41E-16
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**1,07E-06**	**4,93E-06**	**3,69E-06**	**1,06E-06**	**8,52E-07**
DOSE TOTALE COMBINÉE (ingestion + cutané) vs INGESTION[1]	**0,64E-03**	**2,29E-03**	**1,45E-03**	**0,97E-03**	**1,05E-03**

[1] Estimée selon l'équation 1.

n.d. : non déterminé.
n.a. : non approprié.

6.2.2 Risques à la santé associés au critère B

6.2.2.1 Risques à la santé autres que le cancer

Si l'on considère que la totalité du nickel dans le sol est présent sous forme de *sels solubles*, les ***indices de risque combiné*** (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) totaux (bruit de fond + critère B) varient de **0,2 à 0,7** (tableau 9 et figure 1). Si tout le nickel est sous forme *d'oxydes de nickel*, les indices de risque totaux (bruit de fond + critère B) par ***inhalation*** varient de **0,2 à 0,5**. L'exposition due à la contamination critère B conduit à une augmentation de 15 % et de 26 % du risque par rapport au risque total (bruit de fond + critère B) pour l'ingestion et l'inhalation, respectivement.

Tableau 9. Risques autres que le cancer correspondant à l'exposition totale au nickel (*sels solubles* par ingestion + cutané et *oxydes de nickel* par inhalation) pour le critère B (bruit de fond+critère B)

Doses et indices de risque	0-6 mois	7 mois-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	> 19 ans
Dose totale combinée vs ingestion (mg/kg-j)[1]	4,46E-03	14,8E-03	10,7E-03	7,24E-03	7,31E-03
IRC_{ing} (Indice de risque combiné: dose ingestion + contact cutané/DR_{ing})[1]	**0,22**	**0,74**	**0,53**	**0,36**	**0,37**
Contribution du critère B à l'IR_{ing}	14 %	15 %	13 %	13 %	14 %
Dose totale par inhalation (mg/kg-j)	2,98E-06	3,06E-06	2,39E-06	1,44E-06	1,21E-06
IR_{inh} (Dose par inhalation/DR_{inh})	**0,52**	**0,54**	**0,42**	**0,25**	**0,21**
Contribution du critère B à l'IR_{inh}	26 %	26 %	26 %	26 %	26 %

[1] Dose combinée et indice de risque combiné, voir équations 1 et 2.

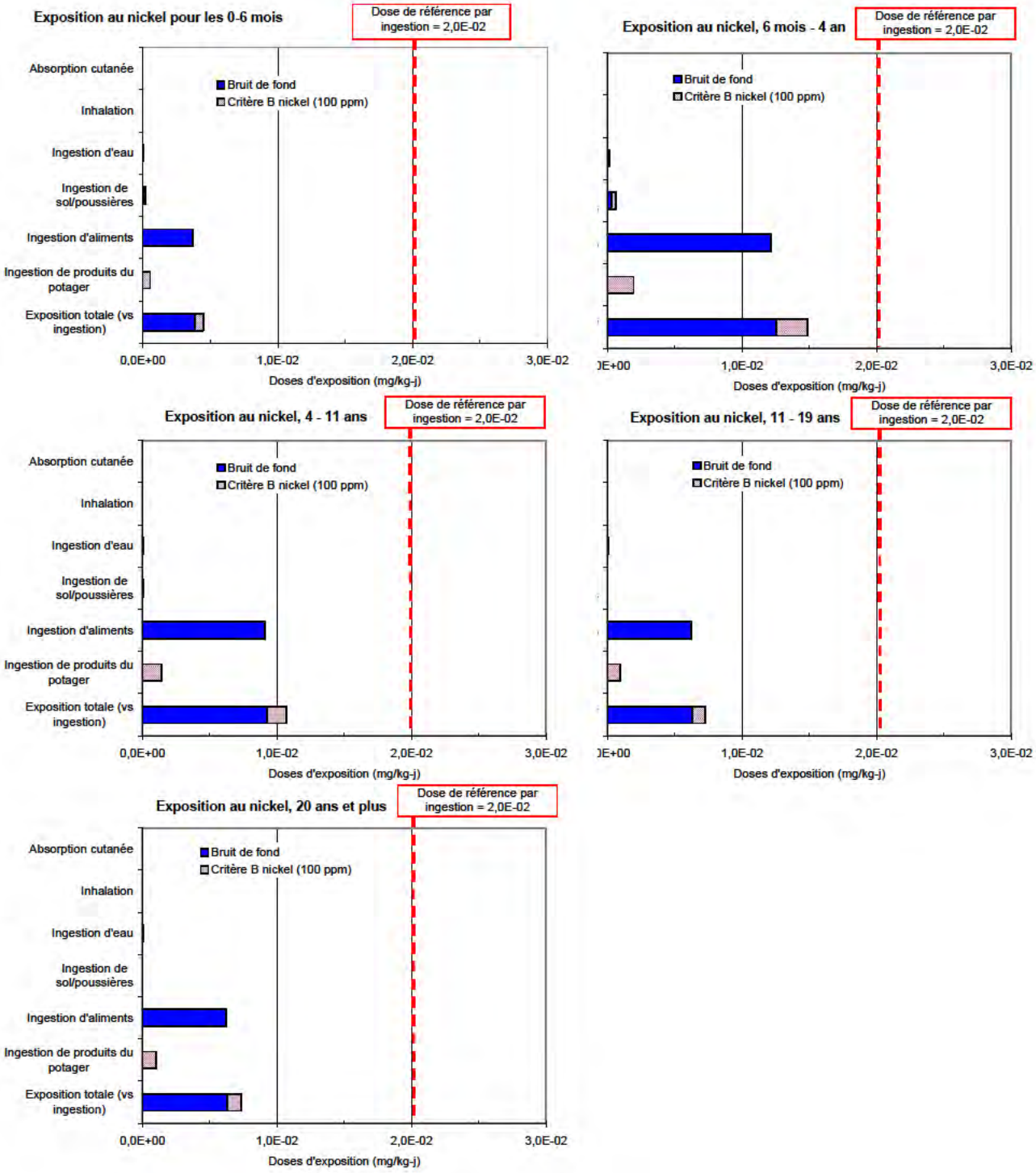


Figure 1. Représentation graphique des doses d'exposition combinée (ingestion + contact cutané) au nickel (*sels solubles*) dues au bruit de fond et au critère B selon le scénario résidentiel, et en comparaison avec la dose de référence par ingestion.

6.2.2.2 Risques d'excès de cancer

Si l'on considère que la totalité du nickel dans le sol est présent sous forme de *poussières d'affinerie*, la dose moyenne d'exposition par *inhalation* qui est due à la contamination du sol au niveau du critère B est de $0{,}4 \times 10^{-6}$ mg/kg-j, lorsque exprimée sur toute la durée de vie. En appliquant l'estimateur de risque d'excès de cancer du poumon dérivé pour les *poussières d'affinerie*, cette dose conduit à un risque d'excès de cancer de **0,3 sur un million** ($0{,}3 \times 10^{-6}$). L'exposition due à la contamination critère conduit donc à une augmentation de 35 % du risque d'excès de cancer par rapport au bruit de fond (qui est de $0{,}9 \times 10^{-6}$).

Tableau 10. Risques cancérigènes correspondant à l'exposition bruit de fond et au critère B pour le nickel (*sulfures, oxydes et sels solubles = poussières d'affinerie*)

Doses et risques cancérigènes	Voie d'exposition	Bruit de fond	Critère B	Contribution du critère B par rapport au bruit de fond
Dose d'exposition sur toute la vie (mg/kg-j)	Dose par inhalation	1,08E-06	0,38E-06	35 %
Risque d'excès de cancer	RC_{inh} (Dose inhalation vs risque par inhalation)	0,90E-06	0,32E-06	35 %

6.3 Critère C

Le critère C du nickel a été évalué selon deux scénarios commercial/industriel. Dans le scénario « extérieur », le travailleur est exposé directement au sol par ingestion et contact cutané et il inhale de l'air extérieur, alors que le travailleur « intérieur » n'a pas de contact direct avec le sol et respire de l'air intérieur. Pour l'estimation du risque, le bruit de fond estimé selon le scénario résidentiel est utilisé.

6.3.1 Doses d'exposition associées au critère C

Les doses d'exposition estimées dues au critère C sont présentées dans le tableau 11. Le scénario « extérieur » conduit à une *dose d'exposition combinée* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) de **$0{,}07 \times 10^{-3}$ mg/kg-j**, soit environ une dose 3 fois plus importante que celle du travailleur « intérieur » (**$0{,}02 \times 10^{-3}$ mg/kg-j**), car l'exposition par ingestion de sol est plus importante que l'exposition par ingestion de poussières. Les doses d'exposition par *inhalation* sont de **$2{,}7 \times 10^{-6}$ mg/kg-j** et de **$1{,}9 \times 10^{-6}$ mg/kg-j** (**$2{,}0 \times 10^{-6}$ mg/kg-j et $1{,}4 \times 10^{-6}$ mg/kg-j** sur toute la durée de la vie) pour le travailleur « extérieur » et le travailleur « intérieur ». Le scénario « extérieur » sera retenu pour la validation du critère C puisqu'il est celui qui entraîne une plus grande exposition.

Tableau 11. Doses d'exposition au nickel estimées dues au critère C (500 ppm), selon le scénario comercial/industriel (adulte)

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	Dose moyenne annuelle[1]		Dose sur toute la durée de vie[2]	
	« intérieur »	« extérieur »	« intérieur »	« extérieur »
dose par inhalation d'air extérieur	0,00E+00	2,67E-06	0,00E+00	1,95E-06
dose par inhalation d'air intérieur	1,87E-06	0,00E+00	1,36E-06	0,00E+00
DOSE TOTALE par INHALATION	**1,87E-06**	**2,67E-06**	**1,36E-06**	**1,95E-06**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**5,48E-12**	**5,48E-12**	**3,99E-12**	**3,99E-12**
Dose par ingestion de tous les aliments	**0,00E+00**	**0,00E+00**	**0,00E+00**	**0,00E+00**
dose par ingestion de sol	0,00E+00	5,13E-05	**0,00E+00**	**3,74E-05**
dose par ingestion de poussières	1,38E-05	0,00E+00	**1,01E-05**	**0,00E+00**
dose par ingestion de sol et poussières	**1,38E-05**	**5,13E-05**	**1,01E-05**	**3,74E-05**
DOSE TOTALE par INGESTION	**1,38E-05**	**5,13E-05**	**1,01E-05**	**3,74E-05**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	4,06E-06	0,00E+00	2,96E-06
dose par absorption cutanée de poussières	1,16E-06	0,00E+00	8,45E-07	0,00E+00
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**1,16E-06**	**4,06E-06**	**8,45E-07**	**2,96E-06**
DOSE TOTALE COMBINÉE (ingestion + cutané) vs INGESTION[3]	**0,02E-03**	**0,07E-03**	**0,02E-03**	**0,06E-03**

[1] Correspond à la dose due au critère C reçue pendant les 45 années de travail.
[2] Correspond à la dose due au critère C reçue pendant les 45 années de travail et rapportée sur la durée de vie (70 ans).
[3] Estimée selon l'équation 1.

6.3.2 Risques à la santé associés au critère C

6.3.2.1 Effets autres que le cancer

Si l'on considère que le nickel est sous forme de *sels solubles*, **l'*indice de risque combiné*** (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) total (bruit de fond + critère C) est de **0,3** pour le travailleur « extérieur ». L'exposition due au critère C contribue à 1 % de l'exposition totale. Lorsqu'on considère l'estimateur de risque par **inhalation** pour les *oxydes de nickel*, l'indice de risque total (bruit de fond + critère C) est de **0,6**. L'exposition par inhalation due au critère C contribue toutefois à 75 % de l'exposition totale. Les résultats sont présentés dans le tableau 12.

Tableau 12. Risques autres que le cancer correspondant à l'exposition totale au nickel (*sels solubles* pour l'ingestion + contact cutané, et *oxydes de nickel* pour l'inhalation) pour le critère C (bruit de fond + critère C) pour le travailleur « extérieur »

Doses (mg/kg-j) et Indices de risque	Travailleur « extérieur »
Dose totale combinée vs ingestion (mg/kg-j)[1]	6,35E-03
IRC_{ing} (Indice de risque combiné : dose ingestion +cutané)/DR_{ing})[1]	**0,32**
Contribution du critère C à l'indice de risque combiné total	1 %
Dose totale par inhalation	3,56E-06
IR_{inh} (Dose totale par inhalation/DRinh)	**0,62**
Contribution du critère C à l'indice de risque total	75 %

[1] Dose d'exposition combinée et indice de risque combiné, voir équations 1 et 2.

6.3.2.2 Risques d'excès de cancer

Si l'on considère que le nickel est sous forme de *oxydes/sulfures/solubles (poussières d'affinerie)*, les risques d'excès de cancer dus à la contamination du sol au niveau du critère C estimés à l'aide de l'estimateur de risque de cancer du U.S. EPA, 1991b, représentent un excès de risque de cancer de **$1{,}6 \times 10^{-6}$**. Ce risque est 1,8 fois plus important que le risque lié au bruit de fond

Tableau 13. Risques cancérigènes correspondant à l'exposition au bruit de fond et au critère C pour le nickel (*poussières d'affinerie*) chez le travailleur « extérieur »

Doses et risques cancérigènes	Voie d'exposition	Bruit de fond	Critère C	Contribution du critère C par rapport au bruit de fond
Dose d'exposition sur toute la vie (mg/kg-j)	Dose par inhalation	1,08E-06	1,95E-06	180 %
Risque d'excès de cancer	RC_{inh} (Dose inhalation vs risque par inhalation)	0,90E-06	1,63E-06	180 %

7 DISCUSSION

Le nickel peut se retrouver sous différentes formes chimiques dans l'environnement. Plusieurs estimateurs de risque ont été proposés par les organismes de santé en fonction de la spéciation de ce métal. Parmi tous les estimateurs disponibles, la dose de référence par ingestion pour les *sels solubles de nickel* de $20{,}0 \times 10^{-3}$ mg/kg-j recommandée par le U.S. EPA, 1996 a été retenue. Dans l'air ambiant, puisque les *sulfures, les oxydes et les sels solubles* de nickel sont tous trois présents à des proportions variables (Ontario Ministry of the Environment, 2002), la dose de référence par inhalation établie par Santé Canada, 1996 pour les *oxydes de nickel* ($5{,}7 \times 10^{-6}$ mg/kg-j) a été retenue. Enfin, le risque cancérigène que le nickel peut présenter par *inhalation* a également été considéré, et la dose de $1{,}20 \times 10^{-6}$ mg/kg-j (pour un risque de 1×10^{-6}) du U.S. EPA, 1991b établie pour les *poussières d'affinerie* a été retenue.

Les critères génériques de la *Politique* concernent le nickel total. Il est rare que le type de nickel soit déterminé lors de la caractérisation des sols ou des différents milieux environnementaux. De façon conservatrice, il a été assumé que 100 % du nickel en provenance du bruit de fond et de l'exposition associée aux critères était sous la forme pour laquelle l'estimateur de risque retenu a été élaboré. Ainsi, pour les risques à la santé autres que le cancer, toute l'exposition au nickel par ingestion et par contact cutané (évaluée ensemble en raison des effets systémiques de l'exposition par ingestion) serait sous forme de *sels solubles* et toute l'exposition par inhalation (évaluée seule puisque les effets critiques sont locaux) serait sous forme *d'oxydes de nickel*. Pour estimer les risques d'excès de cancer, toute l'exposition par inhalation (le cancer associé au nickel est celui du poumon) serait sous forme de *poussières d'affinerie*.

Critère B

Les *indices de risque combiné* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) et les indices de risque par *inhalation* totaux (bruit de fond + critère) sont **inférieurs à 1,0** pour toutes les classes d'âge (*indice de risque combiné* total variant de 0,2 à 0,7 pour l'ingestion et le contact cutané, et de 0,2 à 0,5 pour l'inhalation). L'exposition associée au critère B contribue à environ 15 % de *l'exposition combinée* totale et à 26 % de l'exposition totale par *inhalation*.

Les risques d'excès de cancer associés au bruit de fond ($0{,}9 \times 10^{-6}$) et au critère B ($0{,}3 \times 10^{-6}$) sont **inférieurs à 1 cas sur 1 million**. Le risque cancérigène associé à des sols contaminés au niveau du critère B représente 35 % du niveau de risque lié au bruit de fond.

Critère C

L'*indice de risque combiné* (exposition par ingestion et contact cutané par rapport à l'ingestion) et l'indice de risque par *inhalation* totaux (bruit de fond + critère) sont de **0,3 et de 0,6**, respectivement, chez le travailleur le plus exposé. Les risques associés au critère C représentent 1 % et 75 % du risque lié au bruit de fond pour l'ingestion et le contact cutané et pour l'inhalation, respectivement. Quant aux effets cancérigènes, le risque associé au critère C est de $1{,}6 \times 10^{-6}$ (**1,6 cas sur 1 million),** ce qui représente un risque 1,8 fois plus important que celui associé au bruit de fond.

Tous les risques associés au critère B sont inférieurs aux niveaux maximums recommandés par les lignes directrices du MSSS, 2002. Ceux associés au critère C également, sauf le risque de cancer qui est légèrement supérieur à la valeur de 1 excès sur 1 million.

Plusieurs étapes de l'évaluation du risque associé au nickel ont introduit une certaine surestimation du risque cancérigène. Ainsi, au niveau des études épidémiologiques qui ont été utilisées pour l'établissement de l'estimateur de risque cancérigène, l'exposition due au tabagisme n'a pas été prise en compte chez les travailleurs, de même que leur exposition à d'autres composés chimiques reconnues cancérigènes. Lors de l'estimation de l'exposition du travailleur, l'approche retenue pour estimer l'exposition par inhalation associée au critère C consiste à considérer une concentration additionnelle de particules dans l'air due au sol de 50 $\mu g/m^3$, dont 50 % provient de la remise en suspension de particules du sol. Or, les concentrations moyennes annuelles de particules mesurées dans l'air ambiant sur le territoire de la Ville de Montréal (qui comprend des zones industrielles) sont moins de 30 $\mu g/m^3$ de particules respirables (CUM, 2000). Enfin, le fait d'avoir considéré que tout le nickel associé au critère C était sous forme de poussières d'affinerie constitue probablement la plus importante source de surestimation du risque cancérigène chez le travailleur.

LISTE DES RÉFÉRENCES

Ambrose, A. M., Larson, P. S., Borzelleca, J. R., et Hennigar, G. R., 1976. Long-term toxicologic assessment of nickel in rats and dogs. J. Food Sci. Technol., 13: 181-187.

ATSDR, 1997. Toxicological profile for nickel (update).

Baes, I. C. F. et coll., 1984. A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionucleids through agriculture.

Bernier, A. M., 2001. Qualité de l'eau potable produite par la ville de Montréal - rapport annuel 2000, Ville de Montréal. **http://www2.ville.montreal.qc.ca/tp/eaupot/rapann.htm**.

Bernier, A. M., 2002. Qualité de l'eau potable produite par les usines Atwater et Charles-J.-des-Baillets - rapport annuel 2001.

CCME, 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. 7 pages.

CUM, 2000. Rapport annuel 2000 de la qualité de l'air. 73 pages.

Dabeka, R. W. et McKenzie, A. D., 1989. Survey of lead, cadmium, cobalt, and nickel in infant formulas and evaporated milks and estimation of dietary intakes of the elements by infants 0-12 months old. Sci. Total Environ., 89: 279-289.

Dabeka, R. W. et McKenzie, A. D., 1995. Survey of Lead, Cadmium, Fluoride, Nickel and Cobalt in Food Composites and Estimation of Dietary Intakes of These Elements by Canadians in 1986-1988. Journal of AOAC International, 78: 897-909.

Environnement Canada et Santé Canada, 1994. Canadian Environmental Protection Act - Priority Substances List Assessment Report - Nickel and its compunds.

Fischer, L. J., Abriola, L. M., Kummler, R. H., Long, D. T., et Harrison, K. G., 2001. Evaluation of the Michigan department of environmental quality's generic groundwater and soil volatilization to indoor air inhalation criteria - May 2001. 54 pages.

Friel, J. K., Andrews, W. L., Jackson, S. E., Longerich, H. P., mercer, C., McDonald, A., Dawson, B., et Sutradhar, B., 1999. Elemental composition of human milk from mothers of premature and full-term infants during the first three months of lactation. Biol. Trace Element Res., 67: 225-247.

Giroux, M., Rompré, M., et Carrier, P. e. al., 1992. Caractérisation de la teneur en métaux lourds totaux et disponibles des sols du Québec. Agrosol, V: 46-55.

IARC, 1990. Nickel and nickel compounds. 257 pages.

IPCS, 1991. Environmental Health Criteria 108 - nickel. 272 pages.

Ministère de l'Environnement du Québec, 1998. Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. 124 pages.

Ministère de l'Environnement du Québec, 2001. Comparaison des critères B et C avec les critères utilisés internationalement pour les sols. 43 pages.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996. Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. 761 pages.

MSSS, 2002. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés. 90 pages.

Ontario Ministry of the Environment, 2002. Soil investigation and human health risk assessment for the Rodney Street Community, Port Colborne.

Rasmussen, P. E., Subramanian, K. S., et Jessiman, B. J., 2001. A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. Sci. Total Environ., 267: 125-140.

Santé Canada, 1996. Concentrations/doses journalières admissibles et concentrations/doses tumorigènes des substances d'intérêt prioritaire calculées en fonction de critères sanitaires. 16 pages.

Szakolcal, A. et Weller, R., 1994. Windsor Air Quality Study - Health Effects Assessment Appendices 1-24.

TERA, 1999. Toxicological review of soluble nickel salts. 158 pages.

TERA, 2002. International Toxicity Estimates for Risk (ITER) Database.

U.S. EPA, 1991a. IRIS Summary for nickel carbonyl.

U.S. EPA, 1991b. IRIS Summary for nickel refinery dust.

U.S. EPA, 1991c. IRIS Summary for nickel subsulfide.

U.S. EPA, 1996. IRIS Summary for nickel, soluble salts.

U.S. EPA, 2001. Risk assessment guidance for superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment) - Interim (review draft for public comment).

ANNEXE 17

VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DU PLOMB

ANNEXE 17 : VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DU PLOMB

1 SITUATION DES CRITÈRES B ET C DU PLOMB

Les critères B et C du plomb de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* de 1998 sont actuellement de **500 et 1 000 ppm**, respectivement (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998) alors qu'ils étaient de **200 et 600 ppm**, respectivement, dans l'ancienne *Politique de réhabilitation des terrains contaminés* de 1988 (Ministère de l'Environnement du Québec, 1988).

Selon une étude du MENV visant à comparer les critères de sols du Québec avec les critères basés sur la protection de la santé de plusieurs autres pays, **le critère B de 500 ppm serait moins sévère que 96,3 % des critères résidentiels de 27 pay**s (moyenne = 349,4 ppm; médiane = 400 ppm; étendue = 50 à 700 ppm) et **le critère C de 1 000 ppm serait moins sévère que 80 % des critères commerciaux/industriels de 25 pays** (moyenne = 972,4 ppm; médiane = 900 ppm; étendue = 50 à 2 500 ppm) (Ministère de l'Environnement du Québec, 2001).

Le CCME, 1997 a émis certaines recommandations pour la qualité des sols concernant le plomb en se basant sur la protection de la santé humaine. La recommandation de **140 ppm** a été établie pour les sols à vocation résidentielle en considérant l'exposition par ingestion de sol contaminé par le plomb d'un enfant âgé de 0,5 à 4 ans (Santé Canada, 1996a) et en comparant cette exposition à la valeur de la PTDI (« provisional tolerable daily intake ») de 3,57 µg/kg-j proposée par l'OMS (Organisation mondiale de la santé, 1993). La recommandation visant un usage commercial de **260 ppm** est basée sur les mêmes prémisses que pour un usage résidentiel. Quant à la vocation industrielle, deux recommandations basées sur la protection de la santé ont été proposées : la valeur de **8 200 ppm** est basée sur la comparaison de l'exposition au plomb d'un adulte via l'ingestion non intentionnelle de sols à la PTDI de 3,57 µg/kg-j de l'OMS (Santé Canada, 1996b), alors que la valeur de **740 ppm** a considéré la migration hors site du plomb (CCME, 1999).

2 PARAMÈTRES SPÉCIFIQUES DU PLOMB

Le plomb est un métal malléable présentant un aspect argenté brillant. Cependant au contact de l'air, il devient d'un gris bleuâtre terne. La valence habituelle du plomb dans l'environnement est de +2 mais il est aussi retrouvé sous valence de +4 (ATSDR, 1999). On le rencontre aussi sous des formes organiques, généralement le tétraéthyle ou le tétraméthyle de plomb. Les formes organiques étant plutôt inusitées dans les sols, le présent document traitera seulement des formes inorganiques du plomb.

Le tableau 1 présente les principaux paramètres qui ont été utilisés dans la présente évaluation de risque pour déterminer le niveau d'exposition de l'humain.

Tableau 1. Principaux paramètres spécifiques du plomb

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Type	-	métal	ATSDR, 1999
Numéro de CAS	-	7439-92-1	ATSDR, 1999
Poids moléculaire	g/mol	207	ATSDR, 1999
Solubilité aqueuse	mg/L	100	ATSDR, 1999
Coefficient de partage octanol/eau (logKow)	-	n.a.	-
Coefficient d'adsorption sur carbone organique (logKoc)	-	n.a.	-
Coefficient d'adsorption au sol (Kd)	-	900	Baes et coll., 1984
Diffusivité dans l'air	-	n.a.	-
Diffusivité dans l'eau	-	n.a.	-
Pression de vapeur	-	n.a.	-
Point de fusion	°C	327	ATSDR, 1999
Constante de Henry à 25 °C	torr m³/mol	n.a.	ATSDR, 1999
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau (Kp)	cm/hr	0,001	U.S. EPA, 2001
Ratio coefficient de perméabilité stratum corneum/epiderme viable (B)	-	n.a.	-
Temps de latence par événement	-	n.a.	-
Facteur de bioconcentration dans les racines (métaux)	Note 1	0,045	Cette étude
Facteur de bioconcentration dans les feuilles (métaux)	Note 1	0,045	Cette étude
Facteur de bioconcentration dans les fruits (métaux)	Note 1	0,045	Cette étude

n.a. : non applicable.
Note 1 : (mg/kg m.s.)/(mg/kg sol).

3 CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS L'ENVIRONNEMENT

3.1 Air ambiant et air intérieur

Les concentrations de plomb dans l'air ambiant ont diminué significativement depuis l'introduction des essences sans plomb en 1975. De 1981 à 1990 (date d'interdiction des essences avec plomb au Canada), les concentrations moyennes de plomb des particules totales en suspension ont chuté de plus de 94 % (Santé Canada, 1996a).

Dann, 1994 a mesuré une concentration annuelle moyenne de plomb de 0,0117 µg/m^3 dans les particules ayant un diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm (PM_{10}) dans plusieurs grandes villes du Canada en 1993. Sur l'île de Montréal, les concentrations annuelles moyennes de plomb mesurées à tous les postes d'échantillonnage de la Communauté urbaine de Montréal (CUM) sont inférieures à 0,02 µg/m^3 (CUM, 2001).

Il existe peu d'information sur les niveaux de plomb dans l'air intérieur au Québec. Cependant un rapport sur la qualité de l'air à Windsor en Ontario indique que les concentrations de plomb dans l'air intérieur sont similaires à celle mesurées dans l'air extérieur (Szakolcal et Weller, 1994).

La concentration maximale de plomb de 0,02 µg/m^3 mesurée en milieu urbain à Montréal a été retenue, tant pour l'air extérieur que pour l'air intérieur.

3.2 Eau potable

La chimie du plomb dans les solutions aqueuses est complexe parce que cet élément peut se retrouver sous de multiples formes. Le plomb a tendance à former des composés de faible solubilité avec les anions retrouvés dans les eaux naturelles. La quantité de plomb dans l'eau de surface est dépendante du pH, de la température de l'eau et de la pression partielle en gaz carbonique (ATSDR, 1999). La forme la plus fréquente est l'ion Pb^{+2}. La concentration du plomb dans l'eau potable est particulièrement sensible à la présence de tuyaux et/ou de soudures au plomb dans le système de canalisation de l'eau lorsque l'eau est agressive (dureté et pH).

Dabeka et McKenzie, 1995 ont mesuré des concentrations en plomb dans l'eau potable de cinq grandes villes canadiennes variant de 2,7 à 4,4 µg/L, avec une moyenne de 3,6 µg/L. Au Québec, Meranger et coll., 1981 (cités par Santé Canada, 1996a) ont mesuré des concentrations en plomb dans l'eau potable de 18 maisons de Montréal variant de 0,25 µg/L à 2,76 µg/L (Santé Canada, 1996a).

La moyenne des concentrations de plomb (3,6 µg/L) mesurée par Dabeka et McKenzie, 1995 a été retenue en raison du grand nombre de données et du fait que ces mesures sont récentes.

3.3 Alimentation

Le plomb est présent dans tous les aliments. Au cours de la période de 1986-1988, les concentrations de plomb ont été mesurées dans des aliments achetés dans cinq villes canadiennes (dont Montréal) et préparés pour la consommation (Dabeka et McKenzie, 1995). Les moyennes de ces concentrations (de 7,7 à 44,4 µg/kg selon le type d'aliments) ont été retenues pour la présente évaluation.

Dabeka et coll., 1986 ont mesuré en 1981 les concentrations de plomb dans le lait maternel de 210 femmes canadiennes. La moyenne des concentrations de plomb était de 1,04 µg/L, et il est fort probable qu'elle a diminué depuis 1981. Friel et coll., 1999 ont mesuré des concentrations médianes de plomb dans le lait d'une quarantaine de femmes de Terre-Neuve comprises entre < 0,01 et 4 µg/L, entre la première et la douzième semaine d'allaitement. Récemment, Gulson et coll., 1998 ont mesuré une concentration moyenne de 0,73 µg/L chez des femmes australiennes et Hallen et coll., 1995 une concentration moyenne de 0,5 µg/kg chez des femmes suédoises.

Dabeka et McKenzie, 1989 (cités par Santé Canada, 1996a) ont mesuré les concentrations de plomb dans le lait de formule prêt à utiliser. La moyenne de ces concentrations était de 1,66 µg/L.

Les données de Dabeka et coll., 1986 (1,04 µg/L) et de Dabeka et McKenzie, 1989 (1,66 µg/L) ont été retenues pour le lait maternel et le lait de formule, respectivement.

3.4 Sol et poussières intérieures

Le plomb est relativement abondant dans la croûte terrestre (20 mg/kg). Il est présent dans divers minéraux, les plus importants étant la galène (PbS), la cerrusite ($PbCO_3$) et l'anglesite ($PbSO_4$). Les sources majeures d'émissions naturelles sont les éruptions volcaniques et l'altération des roches (Organisation mondiale de la santé, 1995).

L'apport anthropique de plomb se fait principalement via les mines et les usines de traitement de minerai (fonderies et raffineries) (Santé Canada, 1996a). Dans l'atmosphère, le plomb est émis principalement sous forme de $PbSO_4$ et $PbCO_3$ Il se redépose au sol sous ces même formes. Cependant, dans le sol, le plomb se trouve souvent en solution sous forme de Pb^{+2} (ATSDR, 1999).

La mobilité, la solubilité et la biodisponibilité sont principalement affectées par le pH et la teneur du sol en argile et en matière organique, mais elles dépendent également du type de plomb (oxydes, acétates, chlorures ou nitrates de plomb) qui aura été ajouté au sol. Puisque le plomb dissous dans l'eau est principalement sous la forme Pb^{+2}, l'adsorption sur les sites d'échange cationique de l'argile ou de la matière organique peut diminuer la motilité et la biodisponibilité du plomb à court terme (CCME, 1999).

La concentration moyenne de bruit de fond pour le plomb dans les sols agricoles québécois est de 29,8 mg/kg (Giroux et coll., 1992). Bien que cette donnée corresponde à des sols éloignés des centres urbains, une étude du ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario indique des concentrations similaires de plomb en milieux urbain et rural non affectés par des sources d'émission de plomb (« parkland »), soit des concentrations moyennes de 33 et de 22 mg/kg, respectivement (Santé Canada, 1996a).

Il existe peu de données sur les teneurs en plomb dans les poussières intérieures. Dans une étude récente portant sur 50 résidences de la ville d'Ottawa, Rasmussen et coll., 2001 ont observé des concentrations moyennes de plomb de 42,3, 33,5 et 233 mg/kg dans les sols extérieurs, les poussières de rues et les poussières intérieures, respectivement. Des mesures effectuées dans les poussières intérieures de résidences de la région montréalaise avaient également démontré des concentrations du même ordre de grandeur (DSC Maisonneuve-Rosemont, 1992).

Les concentrations bruit de fond retenues dans le sol et les poussières intérieures sont de 29,8 et 233 mg/kg, respectivement (Giroux et coll., 1992; Rasmussen et coll., 2001).

3.5 Autres milieux

Chez les enfants, la présence de peinture à base de plomb peut être une source importante d'exposition à ce métal. Des concentrations de plomb de l'ordre de 100 000 mg/kg, en poids sec, ont déjà été rapportées dans d'anciennes peintures appliquées sur les surfaces intérieures/extérieures de résidences où des enfants ont été victimes d'intoxication au plomb. Toutefois, en vertu de la réglementation au Canada, les peintures contiennent maintenant des concentrations beaucoup plus faibles en plomb, et ce depuis plusieurs années (Santé Canada, 1996a).

Le tabagisme constitue une source non négligeable d'exposition au plomb dans la population adulte. On estime que la consommation de 20 cigarettes par jour augmente l'exposition de 0,32 et 0,26 µg Pb/kg-j chez les 12-19 ans et les adultes, respectivement. Pour les adolescents et les adultes, Santé Canada, 1996a estime que c'est une augmentation de près de 70 % de l'exposition comparativement aux individus non-fumeurs.

Toutefois, ces types d'exposition n'ont pas été considérés dans cette évaluation des risques à la santé.

3.6 Concentrations bruit de fond retenues

Le tableau 2 présente les concentrations de plomb qui ont été retenues pour l'évaluation des risques à la santé.

Tableau 2. Concentrations de plomb dans l'environnement

Concentration dans l'environnement	Unités	Valeurs	Références
Air extérieur - particules	mg/m^3	2,00E-05	CUM, 2001
Air extérieur - phase gazeuse	mg/m^3	n.a.	-
Air intérieur - particules	mg/m^3	2,00E-05	CUM, 2001
Air intérieur - phase gazeuse	mg/m^3	n.a.	-
Eau potable	mg/L	3,60E-03	Ministère de l'Environnement du Québec, 1998
Lait de formule	mg/L	1,66E-03	Dabeka et McKenzie, 1989
Lait maternel	mg/L	1,04E-03	Dabeka et coll., 1986
Lait et produits laitiers	mg/kg m f.	7,70E-03	Dabeka et McKenzie, 1992
Viande et œufs	mg/kg m f.	2,02E-02	Dabeka et McKenzie, 1995
Poissons et fruits de mer	mg/kg m f.	1,93E-02	Dabeka et McKenzie, 1995
Légumes racines	mg/kg m f.	9,48E-03	Estimation à partir des données de Dabeka et McKenzie, 1995
Légumes feuillus	mg/kg m f.	2,00E-02	Estimation à partir des données de Dabeka et McKenzie, 1995
Légumes à fruits	mg/kg m f.	3,54E-02	Estimation à partir des données de Dabeka et McKenzie, 1995
Fruits et jus de fruits	mg/kg m f.	4,44E-02	Dabeka et McKenzie, 1995
Céréales	mg/kg m f.	1,37E-02	Dabeka et McKenzie, 1995
Sucre	mg/kg m f.	1,83E-02	Dabeka et McKenzie, 1995
Huile et noix	mg/kg m f.	9,60E-03	Dabeka et McKenzie, 1995
Sol	mg/kg m.s.	2,98E+01	Giroux et coll., 1992
Poussières intérieures	mg/kg m.s.	2,33E+02	Rasmussen et coll., 2001

n.a. : non approprié.
m.f. : matière fraîche.
m.s. : matière sèche.

4 TOXICOCINÉTIQUE ET EFFETS SUR LA SANTÉ

4.1 Toxicocinétique

Le plomb peut être absorbé via l'inhalation, l'ingestion, le contact cutané et, pour le fœtus, via le transfert placentaire. Chez les adultes, environ 10 % du plomb ingéré est absorbé par l'organisme (U.S. EPA, 1986 cité par Santé Canada, 1996a). L'absorption gastro-intestinale chez les enfants en bas âge peut atteindre jusqu'à 53 % de la quantité ingérée via les aliments (Alexander, 1974 et Ziegler et coll., 1978 cités par Santé Canada, 1996a). Chez l'enfant, l'absorption gastro-intestinale du plomb contenu dans le sol et les poussières a été évaluée à 30 % (Drill et coll., 1979 cités par Santé Canada, 1992; Santé Canada, 1996a). Quant à l'inhalation de plomb, le niveau de déposition et d'absorption pulmonaire varie entre 30 et 50 % (U.S.EPA, 1986 cité par ATSDR, 1999).

L'absorption du plomb inorganique à travers la peau humaine sans lésion est très faible. En effet, seules de minimes quantités (0-0,03 % de la dose appliquée) ont été détectées dans le sang. Par contre, on note une augmentation de l'absorption lorsque la peau est endommagée (Organisation mondiale de la santé, 1995).

Une fois absorbé, le plomb entre soit dans un réservoir biologique à roulement rapide où il se répartit dans les tissus mous, soit dans un réservoir à roulement lent où il se répartit principalement dans les tissus osseux. Environ 90 % et 73 % du plomb contenu dans l'organisme s'accumule dans le squelette

chez les adultes et les enfants, respectivement. Une fois dans les os, le plomb devient une source endogène pour le compartiment sanguin. La demi-vie du plomb dans les tissus mous est d'environ 28-40 jours alors que sa demi-vie dans les tissus osseux se situe entre 17 et 27 ans (Santé Canada, 1996a).

Le plomb inorganique n'est pas métabolisé ni biotransformé dans le corps humain. Il forme des complexes avec une variété de protéines et des « non-protein ligands ». Il sera excrété principalement dans l'urine et les fèces (ATSDR, 1999).

La concentration du plomb dans le sang (plombémie) est un bon indicateur de l'exposition au plomb de toute origine (Santé Canada, 1992). Différentes équations simples et modèles pharmacocinétiques à base physiologiques (PBPK) (*O'Flaherty Model*; *Integrated Exposure Uptake BioKinetic* (IEUBK) développé par le U.S.EPA; *Leggett Model*) visent à estimer la plombémie à partir des différentes voies d'exposition au plomb (ATSDR, 1999).

Dans la présente étude, la valeur de 50 % a été retenue pour l'absorption par ingestion et inhalation de plomb, et 0,1 % pour l'absorption cutanée de ce métal.

4.2 Effets sur la santé

4.2.1 Effets chroniques autres que le cancer

Les effets du plomb sur la santé sont souvent exprimés en fonction des niveaux de plombémie. Chez les travailleurs, les signes de toxicité chronique associés au plomb comprennent la fatigue, l'irritabilité, des maux de tête, des douleurs au niveau des jointures, de l'anémie et des symptômes gastrointestinaux (50-80 µg/dL), de la faiblesse musculaire, des résultats plus faibles aux tests psychométriques, des changements de l'humeur et des symptômes de neuropathie périphérique (40-60 µg/dL), et une réduction de la vitesse de conduction nerveuse (30-50 µg/dL) (Santé Canada, 1996a). Des problèmes rénaux sont également associés à des expositions élevées au plomb chez les adultes et les enfants (> 40 µg/dL) (Campbell et coll., 1977 et Lilis et coll., 1977 cités par Santé Canada, 1996a).

Le plomb est un poison cumulatif général et les individus les plus susceptibles d'en subir les effets nocifs sont les fœtus, les bébés et les enfants âgés de moins de six ans. En effet, ils ingèrent le plomb en plus grande quantité compte tenu de leurs comportements et possèdent un taux d'absorption plus élevé que les adultes, ils se développent à un rythme rapide et sont plus sensibles aux effets néfastes du plomb (Organisation mondiale de la santé, 1995).

Chez les enfants, l'anémie est le principal symptôme clinique bien défini; il est observé chez les enfants dont la plombémie dépasse 40 µg/dL (Santé Canada, 1996a). Cependant, plusieurs études épidémiologiques ont mis en évidence des effets nocifs du plomb sur les facultés intellectuelles et le comportement des enfants. Ainsi, Bellinger et coll. (1987, cités par United States Food and Drugs Administration, 1993; Santé Canada, 1996a) ont observé une diminution significative du développement cognitif et de la performance intellectuelle chez les enfants ayant une plombémie aussi basse que 10 µg/dL. La même association a été mise en évidence chez les fœtus pour lesquels une plombémie supérieure à 10 µg/dL a été mesurée dans le cordon ombilical. La FDA considère ce déficit cognitif comme étant l'effet critique.

L'existence d'un seuil pour ces effets n'est pas démontrée à partir des données épidémiologiques actuellement disponibles. On observe cependant que pour des valeurs de plombémie inférieures à 10 µg/dL, les effets des variables confondantes et les limites de précision des mesures analytiques et

psychométriques augmentent l'incertitude rattachée à toute estimation d'un effet (faible pouvoir statistique, biais de sélection de population témoins et exposées, exposition au plomb difficile à évaluer, temps entre l'exposition et l'évaluation psychologique, faible reproductibilité et exactitude des évaluations neurologiques et comportementales ainsi que l'effet des divers facteurs nutritionnels et diététiques tel que le fer, le calcium et le zinc).

Parmi les effets affectant la reproduction chez les personnes exposées, on a observé un mauvais fonctionnement des gonades chez les hommes et un mauvais fonctionnement de l'appareil reproducteur féminin. Chez les travailleuses exposées au plomb, un nombre accru de morts-nés, d'avortements spontanés et d'accouchements prématurés ont été observés. Des effets tératogéniques ont été révélés par un certain nombre d'études. La génotoxicité du plomb n'a pas encore démontrée clairement mais plusieurs études suggèrent que certains sels de plomb sont génotoxiques (Santé Canada, 1996a).

4.2.2 Effets cancérigènes

Des études menées sur des souris et des rats exposés par voie orale ou injection sous-cutanée de différents sels solubles de plomb ont permis de mettre en évidence une augmentation significative de l'incidence de tumeurs rénales. Des études à court terme ont montré que le plomb affectait l'expression génique. Quelques études épidémiologiques ont également été menées, principalement chez des travailleurs mais elles ne permettent pas de conclure quant à la cancérogénicité du plomb pour l'humain.

Le plomb est donc classé dans le groupe « probablement cancérogène pour l'humain » (groupe 2B) par le U.S. EPA, 1993, et « possiblement carcinogène pour l'humain » (groupe 2B) par l'IARC (1987 cité par Organisation mondiale de la santé, 1995) et par Santé Canada (groupe IIIB) (Santé Canada, 1996a).

5 ESTIMATEURS DE RISQUE

5.1 Effets autres que le cancer

- Le U.S. EPA a déterminé que les conséquences de l'exposition au plomb, particulièrement les changements de concentration sanguine de certaines enzymes et les atteintes au développement neurologique des enfants, peuvent survenir à des niveaux tellement bas qu'il est impossible de déterminer un seuil d'effet. Conséquemment, le U.S. EPA considère qu'il est inapproprié de dériver une dose de référence pour le plomb (U.S. EPA, 1993).

- L'Organisation mondiale de la santé (OMS) propose une PTWI (« provisional tolerable weekly intake ») de 25 µg/kg-semaine pour les effets autres que le cancer (Organisation mondiale de la santé, 1993; World Health Organization, 2000) (tableau 3). En considérant que le plomb est un poison cumulatif, la PTWI a été établie de façon à ce qu'il n'y ait aucune augmentation de la charge corporelle afin d'éviter la possibilité d'effets biochimiques ou neurobiologiques indésirables chez les nourrissons et les jeunes enfants. Elle est basée sur les études de métabolisme du plomb chez les nourrissons de Zeigler et coll., 2002 et de Ryu et coll., 1983 qui avaient démontré que l'ingestion de 3-4 µg de plomb/kg-jour (environ 25 µg/kg-semaine) chez les jeunes enfants n'était pas associée à une augmentation de la plombémie ou de la charge corporelle de plomb, alors qu'une ingestion de 5 µg/kg-jour correspondait à une rétention de plomb dans l'organisme. L'OMS a considéré que l'effet du plomb sur la santé le plus significatif était l'association de l'exposition à ce métal avec une baisse du développement cognitif et de la

performance intellectuelle chez l'enfant. Les études épidémiologiques ne permettent pas de démontrer l'existence d'un seuil pour ce type d'effets. Une association est démontrée entre l'exposition au plomb et le déficit cognitif, même dans les niveaux de 7-8 µg/dL. Cependant, pour des valeurs de plombémie inférieures à 10-15 µg/dL, l'incertitude associée à l'estimation de ces effets augmente et il est peu probable qu'on puisse détecter un seuil s'il existe. L'OMS a donc retenu la valeur de PTWI de 25 µg/kg-semaine, soit une PTDI (« provisional tolerable daily intake ») de 3,57 µg/kg-j. Cet apport de 3,57 µg/kg-j correspond à une plombémie de 5,7 µg/dL chez un enfant de 2 ans pesant 10 kg[73], soit une valeur qui se situe en-dessous de la concentration associée à un effet sur la performance intellectuelle. Cet estimateur de risque pour enfants est également retenu pour les adultes puisque l'OMS a considéré certains groupes d'adultes sensibles telles les femmes en âge de procréer.

- La United States Food and Drugs Administration (FDA) suggère un estimateur de risque basé sur les *déficits cognitifs* attribuables au plomb. La FDA propose des PTTIL (« Provisional total tolerable intake levels ») différents pour chaque classe d'âge. Ces valeurs sont obtenues en divisant le plus faible niveau d'ingestion de plomb causant un effet néfaste observable (estimé à partir des concentrations sanguines) par le facteur 10. Le PTTIL est provisoire parce qu'aucun niveau sécuritaire d'exposition au plomb n'a été identifié. Pour les enfants de 6 ans et moins, le groupe le plus sensible, la PTTIL est de 6 µg/jour (United States Food and Drugs Administration, 1993), soit une valeur de 0,375 µg/kg-j en considérant un poids moyen de 16 kg (tableau 3).

- À notre connaissance, aucun organisme ne propose de valeur de référence pour le plomb pour la voie d'inhalation.

5.2 Risques d'excès de cancer

Aucun estimateur de risque n'a été développé par les instances gouvernementales consultées pour les risques de cancer liés à l'exposition au plomb.

[73] Pour estimer la plombémie à partir d'une exposition au plomb, l'OMS a utilisé le facteur de conversion de 0,16 µg Pb/dL sang par µg Pb/kg p.c.-j. Ce facteur de conversion a été proposé par la United States Food and Drugs Administration, 1993.

Tableau 3. Estimateurs de risque pour le plomb développés par les principaux organismes de santé reconnus

Estimateur de risque	Valeur (mg/kg-j)	Effet critique	Étude	NOAEL ou LOAEL (mg/kg-j)	Facteur de sécurité	Organisme, date	Référence
Effets autres que le cancer – par ingestion							
PTDI	$3{,}57 \times 10^{-3}$	baisse du développement cognitif et de la performance intellectuelle chez les enfants	Revue de plusieurs études			WHO, 1993; WHO, 2000	Organisation mondiale de la santé, 1993; World Health Organization, 2000
PTTIL 0-6 ans 7-20ans femme enceinte adultes	$3{,}75 \times 10^{-4}$ 3×10^{-4} $3{,}57 \times 10^{-4}$ $4{,}29 \times 10^{-4}$	altération neuro-comportementale chez les enfants	Bellinger et coll., 1987	$3{,}75 \times 10^{-3}$ 3×10^{-3} $3{,}57 \times 10^{-3}$ $4{,}29 \times 10^{-3}$	10 10 10 10	FDA, 1993	United States Food and Drugs Administration, 1993
Effets autres que le cancer – par inhalation							
n.d.							
Effets cancérigènes – par ingestion							
n.d.							
Effets cancérigènes – par inhalation							
n.d.							

n.d. : non disponible.

5.3 Estimateurs de risque retenus

Les estimateurs retenus pour la présente évaluation de risque sont présentés dans le tableau 4. La valeur proposée par le FDA n'a pas été retenue car une dose de 0,375 ug/kg-j correspondrait à une plombémie de 0,57 µg/dL, ce qui est nettement inférieure à la plombémie moyenne mesurée actuellement chez les enfants québécois (moyenne de 3,2 µg/dL selon Boivin et Valiquette, 1992 et moyenne de 5,6 µg/dL selon Levallois et coll., 1990).

Tableau 4. Estimateurs de risque retenus pour la validation des critères B et C du plomb

Effet sur la santé	Nom et symbole	Valeur (mg/kg-j)	Estimateur initial	Organisme, date
Autre que le cancer	Dose de référence par ingestion (DRing)	$3{,}57 \times 10^{-3}$	PTDI	(World Health Organization, 2000)
	Dose de référence par inhalation (DRinh)	n.a.	-	-
Dose associée à un risque d'excès de cancer de 10^{-6}	-	n.a.	-	-

n.a. : non approprié.

6 RÉSULTATS DE LA VALIDATION DES CRITÈRES B ET C

Les résultats détaillés des doses d'exposition estimées pour le bruit de fond et les critères B et C sont présentés dans les tableaux 5, 7 et 9 respectivement. Une représentation graphique simplifiée de ces résultats est présentée à la figure 2 (critère B) et à la figure 4 (critère C). Les tableaux 8 et 10 présentent les résultats des estimations de risque à la santé associées au bruit de fond et au critère B ou C, respectivement.

Nous rappelons ici l'algorithme utilisé pour estimer la *dose d'exposition combinée* (DEC) ainsi que *l'indice de risque combiné* (IRC) correspondant qui permettent de tenir compte de toutes les voies d'exposition au plomb. Pour le plomb, la dose de référence par ingestion a été établie pour des effets systémiques, et en ce sens, l'exposition par ingestion, par inhalation et par contact cutané contribuent au risque. C'est pourquoi l'exposition au plomb par toutes les voies d'exposition ont été inclues dans le calcul de la dose d'exposition combinée par rapport à l'ingestion (équation 1) et dans celui de l'indice de risque relatif à l'ingestion (équation 2).

$$\mathrm{DEC}_{\mathrm{ing}} = DE_{ing} + \left(DE_{inh} \, x \, \frac{Fabs_{inh}}{Fabs_{ing}} \right) + \frac{DA_{cut}}{Fabs_{ing}} \qquad \text{Équation 1}$$

où
DEC_{ing} = dose d'exposition combinée calculée par rapport à l'ingestion (mg/kg-j)
DE_{ing} = dose d'exposition au plomb par ingestion (mg/kg-j)
DE_{inh} = dose d'exposition au plomb par inhalation (mg/kg-j)
DA_{cut} = dose de plomb absorbée par contact cutané (mg/kg-j)
$Fabs_{ing}$ = fraction de la dose plomb ingérée qui est absorbée (0,5)
$Fabs_{inh}$ = fraction de la dose plomb inhalée qui est absorbée (0,5)

$$\mathrm{IRC}_{\mathrm{ing}} = \frac{DEC_{ing}}{DR_{ing}} \qquad \text{Équation 2}$$

où
IRC_{ing} = indice de risque combiné calculé par rapport à l'ingestion (sans unité)
DR_{ing} = dose de référence par ingestion pour le plomb (mg/kg-j)

6.1 Bruit de fond

6.1.1 Doses d'exposition dues au bruit de fond

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) dues au bruit de fond varient de **0,6 x 10^{-3} à 2,4 x 10^{-3} mg/kg-j** selon l'âge (tableau 5). La source majeure d'exposition (figure 1) est l'ingestion d'aliments (51 à 61 % chez les enfants de 0 à 4 ans, 82-87 % pour les autres tranches d'âge). Les aliments qui contribuent le plus à la dose d'exposition au plomb sont les fruits et légumes, les céréales ainsi que le lait et les produits laitiers. Pour les enfants, la seconde voie d'exposition est l'ingestion de sol et poussières (31 à 38 %) suivie de l'ingestion d'eau (environ 6 %). Pour les enfants de 4-11 ans, l'ingestion d'eau et l'ingestion de sol/poussières ont une contribution semblable (9 et 8 %, respectivement). Pour les deux autres classes d'âge, la deuxième voie la plus importante est l'ingestion d'eau (environ 8 %) suivie de l'ingestion de sol/poussières (environ 3 %).

Tableau 5. Doses d'exposition au plomb dues au bruit de fond estimées selon la méthodologie décrite dans cette étude

Dose bruit de fond annuelle moyenne (mg/kg-j)	**0-6 mois**	**7 mois-4 ans**	**5-11 ans**	**12-19 ans**	**20 ans et +**
dose par inhalation d'air extérieur	1,28E-06	1,32E-06	1,03E-06	6,18E-07	2,61E-07
dose par inhalation d'air intérieur	9,70E-06	9,96E-06	7,79E-06	4,68E-06	4,21E-06
DOSE TOTALE PAR INHALATION	**1,10E-05**	**1,13E-05**	**8,81E-06**	**5,29E-06**	**4,47E-06**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**4,39E-05**	**1,59E-04**	**1,08E-04**	**7,43E-05**	**6,27E-05**
dose par ingestion de lait de formule	1,64E-04	8,05E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
dose par ingestion de lait et produits laitiers	0,00E+00	2,76E-04	1,57E-04	8,74E-05	5,03E-05
dose par ingestion d'œufs et de viande	2,46E-05	1,05E-04	8,23E-05	6,67E-05	7,69E-05
dose par ingestion de poissons/fruits de mer	0,00E+00	1,75E-05	8,80E-06	4,85E-06	4,09E-06
dose par ingestion de légumes racines	2,31E-05	6,03E-05	5,07E-05	4,21E-05	4,10E-05
dose par ingestion d'autres légumes	6,06E-06	1,29E-04	1,05E-04	7,53E-05	9,67E-05
dose par ingestion de fruits et jus de fruits	1,08E-04	6,30E-04	3,95E-04	2,22E-04	2,49E-04
dose par ingestion de céréales	6,68E-05	1,39E-04	1,20E-04	7,50E-05	6,96E-05
dose par ingestion de sucre	2,23E-05	5,77E-05	4,34E-05	2,79E-05	2,74E-05
dose par ingestion d'huile et noix	1,69E-06	1,51E-05	1,43E-05	1,08E-05	1,09E-05
dose par ingestion de lait maternel	9,41E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
dose par ingestion de tous les aliments	**4,17E-04**[1] **3,47E-04**[2]	**1,44E-03**	**9,77E-04**	**6,12E-04**	**6,26E-04**
dose par ingestion de sol	2,76E-05	1,03E-04	1,20E-05	3,79E-06	3,20E-06
dose par ingestion de poussières	1,99E-04	7,41E-04	8,68E-05	2,73E-05	2,31E-05
dose par ingestion de sol et poussières	**2,26E-04**	**8,44E-04**	**9,88E-05**	**3,11E-05**	**2,63E-05**
DOSE TOTALE par INGESTION	**6,88E-04**[1] **6,17E-04**[2]	**2,44E-03**	**1,18E-03**	**7,18E-04**	**7,15E-04**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	4,28E-08	3,20E-08	7,90E-09	6,33E-09
dose par absorption cutanée de poussières	1,60E-07	9,96E-08	7,26E-08	4,91E-08	4,04E-08
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	3,97E-07	3,34E-07	2,77E-07	2,33E-07	2,25E-07
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**5,58E-07**	**4,77E-07**	**3,82E-07**	**2,90E-07**	**2,71E-07**
dose due à 20 cigarettes/jr	n.a.	n.a.	n.a.	3,02E-04	2,55E-04
DOSE TOTALE COMBINÉE (toutes voies d'exposition) vs INGESTION	***0,70E-03***[1] ***0,62E-03***[2]	***2,45E-03***	***1,19E-03***	***0,72E-03***	***0,72E-03***

[1] Lait de formule.
[2] Lait maternel.

n.a. : non approprié.

À des fins de comparaison, le tableau 6 présente les doses d'exposition dues au bruit de fond estimées pour la population canadienne selon Environnement Canada (Environnement Canada, 1996) et estimées pour la population québécoise par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996.

Les doses d'exposition bruit de fond que nous avons estimées sont semblables à celles estimées par Environnement Canada, 1996. Les doses d'exposition estimées par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 sont 2,5 à 7 fois plus élevées que celles que nous avons estimées, et 3 à 12 fois plus élevées que celles publiées par Environnement Canada (Environnement Canada, 1996).

Toutes les sources indiquent que l'ingestion est la voie prépondérante d'exposition au plomb.

Tableau 6. Doses d'exposition au plomb estimée par d'autres auteurs pour la population canadienne ou québécoise

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	0-6 mois	7 mois-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	20 ans et +
Selon Environnement Canada (Environnement Canada, 1996)					
dose par ingestion	7,98E-04	2,19E-03	8,39E-04	4,57E-04	3,89E-04
dose par inhalation	3,34E-06	4,50E-06	5,20E-06	4,31E-06	3,84E-06
dose par voie cutanée	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
dose totale combinée vs ingestion[1]	***0,80E-03***	***2,20E-03***	***0,84E-03***	***0,46E-03***	***0,39E-03***
Selon le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996[2]					
dose par ingestion	8,88E-03	6,54E-03	4,08E-03	1,98E-03	1,86E-03
dose par inhalation	3,98E-04	3,97E-04	4,13E-04	2,20E-04	1,45E-04
dose par voie cutanée	6,53E-08	6,10E-08	5,51E-08	3,36E-08	5,12E-08
dose totale combinée vs ingestion[1]	***9,27E-03***	***6,93E-03***	***4,49E-03***	***2,20E-03***	***2,01E-03***

[1] Estimée selon l'équation 1.
[2] Les doses pour chaque tranche d'âge ont été calculées à partir des doses estimées par le MEF pour des tranches d'âge plus réduites en pondérant la durée de chaque tranche d'âge initiale.

6.1.2 Risques à la santé associés au bruit de fond

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) dues au bruit de fond ont été comparées à la dose de référence par ingestion ($3{,}6 \times 10^{-3}$ mg/kg-j). Les *indices de risque combiné* associé au bruit de fond varient de **0,2** (nourrissons/lait maternel) à **0,7** selon l'âge (enfant de 6 mois-4 ans) (données non présentées). L'exposition bruit de fond ne dépasse donc pas la dose de référence.

6.2 Critère B

6.2.1 Doses d'exposition associées au critère B

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) associées au critère B du plomb varient de **$2{,}5 \times 10^{-3}$ à $10{,}8 \times 10^{-3}$ mg/kg-j** selon l'âge (tableau 7). Ces doses d'exposition sont 3 à 4 fois plus élevées que celles dues au bruit de fond. La source d'exposition principale est l'ingestion de fruits et légumes issus du potager (environ 80 % de la dose totale due au critère B chez les 0-4 ans et > 96 % pour les autres tranches d'âge) (figure 1). L'ingestion de sol et de poussières intérieures contribue aussi de façon significative à l'exposition due au critère B chez les enfants (environ 20 % pour les 0-4ans, 3,5 % pour les 4-11 ans et environ 1,5 % pour les adolescents et les adultes). La contribution de l'ingestion d'eau souterraine, de l'inhalation et du contact cutané est négligeable comparée à la dose reçue par ingestion, quelle que soit la tranche d'âge.

Tableau 7. Doses d'exposition au plomb estimées dues au critère B (500 ppm) selon le scénario résidentiel

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	**0-6 mois**	**7 mois-4 ans**	**5-11 ans**	**12-19 ans**	**20 ans et +**
dose par inhalation d'air extérieur	7,53E-07	7,73E-07	6,04E-07	3,63E-07	1,53E-07
dose par inhalation d'air intérieur	3,99E-06	4,10E-06	3,20E-06	1,92E-06	1,73E-06
DOSE TOTALE par INHALATION	**4,74E-06**	**4,87E-06**	**3,81E-06**	**2,29E-06**	**1,88E-06**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**5,31E-13**	**1,92E-12**	**1,30E-12**	**8,98E-13**	**8,98E-13**
dose par ingestion de lait de formule (= eau)	4,31E-12	2,11E-13	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
dose par ingestion de légumes racines	1,03E-03	2,69E-03	2,26E-03	1,88E-03	1,83E-03
dose par ingestion d'autres légumes	5,84E-05	1,26E-03	1,02E-03	7,29E-04	9,43E-04
dose par ingestion de fruits et autres légumes	8,26E-04	4,80E-03	3,01E-03	1,70E-03	1,90E-03
dose par ingestion de lait maternel	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Dose par ingestion de tous les aliments	**1,92E-03**	**8,75E-03**	**6,30E-03**	**4,30E-03**	**4,67E-03**
dose par ingestion de sol	4,35E-04	1,62E-03	1,90E-04	5,97E-05	5,04E-05
dose par ingestion de poussières	1,17E-04	4,36E-04	5,11E-05	1,61E-05	1,36E-05
dose par ingestion de sol et poussières	**5,52E-04**	**2,06E-03**	**2,41E-04**	**7,58E-05**	**6,40E-05**
DOSE TOTALE par INGESTION	**2,47E-03**	**1,08E-02**	**6,54E-03**	**4,38E-03**	**4,74E-03**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	6,76E-07	5,05E-07	1,25E-07	9,98E-08
dose par absorption cutanée de poussières	1,62E-07	6,76E-08	5,05E-08	3,56E-08	2,85E-08
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	4,81E-15	4,04E-15	3,35E-15	2,82E-15	2,72E-15
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**1,62E-07**	**7,43E-07**	**5,55E-07**	**1,60E-07**	**1,28E-07**
DOSE TOTALE COMBINÉE (toutes voies d'exposition) vs INGESTION	***2,47E-03***	***10,8E-03***	***6,54E-03***	***4,38E-03***	***4,74E-03***

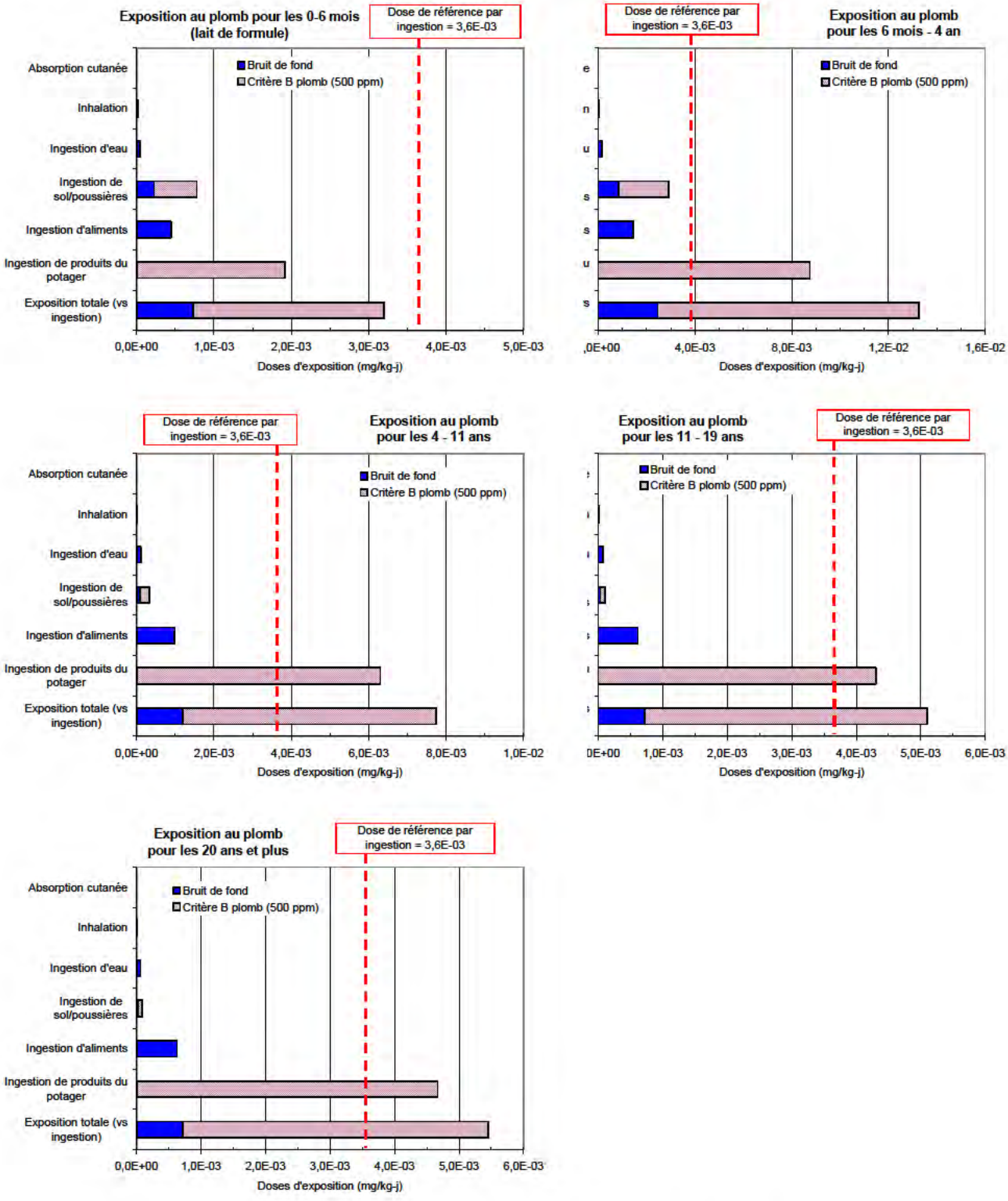


Figure 1. Représentation graphique des doses d'exposition au plomb estimées dues au bruit de fond et au critère B selon le scénario résidentiel, et comparaison avec la dose de référence par ingestion

6.2.2 Risques à la santé associés au critère B

Les *indices de risque combiné* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) totaux (bruit de fond + critère B) varient de **0,9 à 3,7** selon l'âge (tableau 8). La seule classe où l'indice de risque est inférieur à 1,0 est celle des bébés (0-6 mois).

Tableau 8. Risques autres que le cancer correspondant à l'exposition totale au plomb pour le critère B (bruit de fond + critère B) vs dose de référence par ingestion

Indices de risque	0-6 mois	7 mois-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	20 ans et +
Dose totale combinée vs ingestion (mg/kg-j)[1]	3,17E-03 3,10E-03	1,33E-02	7,74E-03	5,11E-03	5,46E-03
IRC_{ing} (Indice de risque combiné : dose ingestion + inhalation + cutané/DRing)[1]	**0,89**[2] **0,87**[3]	**3,72**	**2,17**	**1,43**	**1,53**
Contribution du critère B à l'indice de risque combiné	78 %[2] 80 %[3]	82 %	85 %	86 %	87 %

[1] Dose d'exposition combinée et indice de risque combiné, voir équations 1 et 2.
[2] Lait de formule.
[3] Lait maternel.

6.3 Critère C

Le critère C du plomb a été évalué selon deux scénarios commercial/industriel. Dans le scénario « extérieur », le travailleur est exposé directement au sol par ingestion et contact cutané et il inhale de l'air extérieur, alors que le travailleur « intérieur » n'a pas de contact direct avec le sol et respire de l'air intérieur. Il est en contact avec les poussières intérieures. Pour l'estimation du risque, le bruit de fond estimé pour les adultes du scénario résidentiel est utilisé (voir section 6.1.1).

6.3.1 Doses d'exposition associées au critère C

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) sont de **$3{,}2 \times 10^{-5}$ et 11×10^{-5} mg/kg-j** chez le travailleur « intérieur » et le travailleur « extérieur », respectivement (tableau 9 et figure 2). Le scénario « extérieur » conduit à une dose d'exposition 4 fois plus importante que le scénario « intérieur » et a donc été retenu pour la suite de la discussion.

La voie majeure d'exposition au plomb provenant du sol est l'ingestion de sol (75 %) et de poussières[74] (20 %). L'inhalation d'air extérieur conduit à 4 % de la dose totale, et l'ingestion d'eau souterraine et le contact cutané sont négligeables.

[74] Comme pour le milieu résidentiel, on considère que les poussières comportent 50 % de sol en période estivale et 0 % de sol en période hivernale.

Tableau 9. Doses d'exposition au plomb estimées dues au critère C (1 000 ppm), selon le scénario commercial/industriel (adulte)

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	Dose moyenne annuelle	
	Travailleur « intérieur »	Travailleur « extérieur »
dose par inhalation d'air extérieur	0,00E+00	5,42E-06
dose par inhalation d'air intérieur	3,79E-06	0,00E+00
DOSE TOTALE par INHALATION	**3,79E-06**	**5,42E-06**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**1,85E-12**	**1,85E-12**
Dose par ingestion de tous les aliments	**0,00E+00**	**0,00E+00**
dose par ingestion de sol	0,00E+00	1,04E-04
dose par ingestion de poussières	2,80E-05	0,00E+00
dose par ingestion de sol et poussières	**2,80E-05**	**1,04E-04**
DOSE TOTALE par INGESTION	**2,80E-05**	**1,04E-04**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	2,06E-07
dose par absorption cutanée de poussières	5,88E-08	0,00E+00
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	0,00E+00	0,00E+00
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**5,88E-08**	**2,06E-07**
***DOSE TOTALE COMBINÉE (toutes voies d'exposition) vs INGESTION*[1]**	***3,19E-05***	***11,0E-05***

[1] Estimée selon l'équation 1.

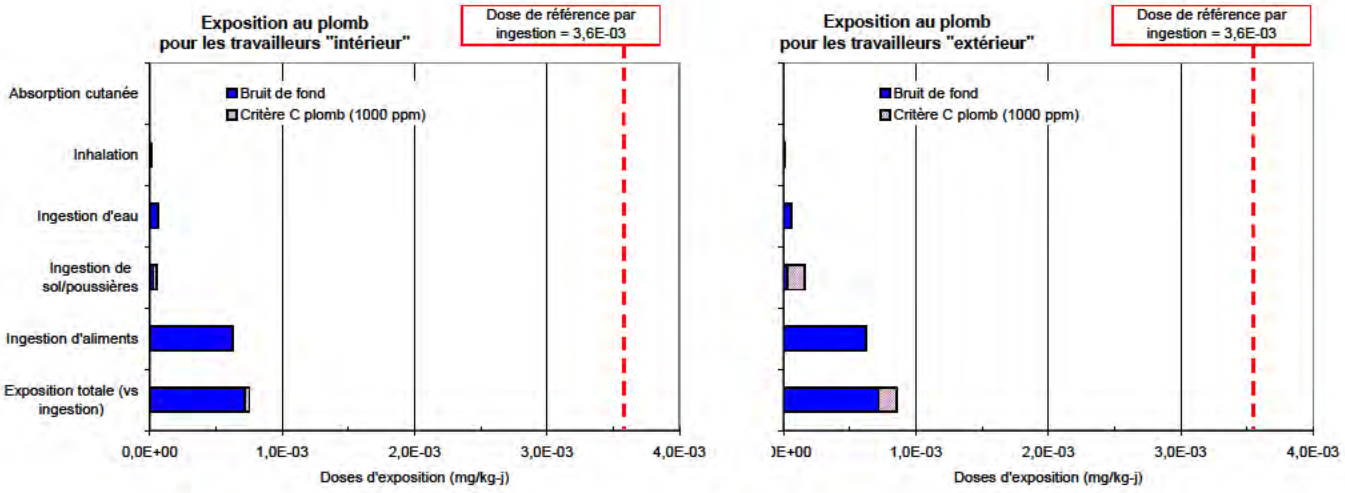


Figure 2. Représentation graphique des doses d'exposition au plomb estimées dues au bruit de fond et au critère C selon les scénarios commercial/industriel « extérieur » et « intérieur », et comparaison avec la dose de référence par ingestion

6.3.2 Risques à la santé associés au critère C

L'indice de risque combiné (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) total (bruit de fond + critère C) chez le travailleur « extérieur » est de **0,2**, ce qui est inférieur à la valeur de 1,0 (tableau 10).

Tableau 10. Risques autres que le cancer correspondant à l'exposition totale pour le critère C (bruit de fond + critère C) vs dose de référence par ingestion pour le travailleur « extérieur »

Dose et indice de risque	Travailleur « extérieur »
Dose combinée par ingestion (mg/kg-j)[1]	8,29E-04
IRC_{ing} (Indice de risque combiné : dose ingestion + inhalation + cutané)/DR_{ing}[1]	**0,20**
Contribution du critère B à l'indice de risque combiné	16 %

[1] Dose d'exposition combinée et indice de risque combiné, voir équations 1 et 2.

7 DISCUSSION

L'exposition au plomb estimée à partir des scénarios résidentiel et commercial/industriel a été comparée à la valeur de référence par ingestion de $3,6 \times 10^{-3}$ mg/kg-j proposée par l'Organisation mondiale de la santé (Organisation mondiale de la santé, 1993; World Health Organization, 2000). Aucune valeur n'est proposée par le U.S. EPA, 1993b car cet organisme considère que les conséquences de l'exposition au plomb, particulièrement les changements de la concentration sanguine de certaines enzymes et les atteintes au développement neurologique des enfants, peuvent survenir à des niveaux tellement bas qu'il est impossible de déterminer un seuil d'effet. Bien que certaines études animales aient mis en évidence une augmentation significative de l'incidence de tumeurs rénales, aucun des organismes consultés n'a proposé d'estimateurs de risque de cancer pour le plomb.

Critère B

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) associées au bruit de fond seulement ne dépassent pas la valeur de référence retenue (indices de risque variant de 0,2 à 0,7). Les *indices de risque combiné* totaux (bruit de fond + critère) du scénario résidentiel varient **de 0,9 à 3,7**, toutes les classes d'âges dépassant la valeur de 1,0, sauf celle des 0-6 mois. À titre d'information, en considérant un critère B de 200 mg/kg de plomb, les *indices de risques combinés* totaux (bruit de fond + critère B) seraient compris entre 0,4 et 1,0 pour toutes les classes d'âge sauf pour les enfants de 6 mois-4 ans (IRC = 1,8). En considérant le critère de 140 mg/kg du CCME, les indices de risques seraient compris entre 0,4 et 0,8 pour toutes les classes d'âge sauf pour les enfants de 6 mois-4 ans (IRC = 1,4).

L'ingestion de fruits et légumes issus du potager constitue la principale source d'exposition au plomb. L'exposition due au critère B seulement est environ 4 à 6 fois plus élevée que celle due au bruit de fond. Si cette source d'exposition n'est pas prise en compte, les *indices de risque combiné* totaux seraient compris entre 0,02 et 0,6 pour toutes les classes d'âge.

Critère C

Les *indices de risque combiné* totaux (bruit de fond + critère) du scénario commercial/industriel sont **inférieurs à la valeur de 1,0** (indice de risque de 0,2).

Depuis 2 ou 3 décennies, des efforts considérables ont été consacrés afin de réduire les sources d'exposition au plomb de la population québécoise. En effet, compte tenu de la toxicité du plomb, en particulier chez les jeunes enfants, les différents gouvernements ont règlementé la présence de plomb dans tous les milieux (eau, air, aliments, produits de consommation tels l'essence, la peinture, etc.). Ces efforts ont permis de réduire graduellement l'exposition moyenne au plomb des Québécois et par conséquent, leurs niveaux de plombémie. La valeur de la dose de référence retenue reflète cette préoccupation car la recommandation de $3{,}6 \times 10^{-3}$ mg/kg-j proposée par l'Organisation mondiale de la santé correspond sensiblement au niveau moyen de plombémie de la population québécoise en général.

Dans le scénario résidentiel réalisé ici, la dose d'exposition associée au critère B seulement est 4 à 6 fois plus importante que celle associée au bruit de fond, et principalement en raison de l'ingestion de légumes cultivés dans un potager contaminé au niveau du critère B. La concentration de plomb dans ces végétaux a été estimée à l'aide de facteurs de bioconcentration sol-plante (BCFsp) « moyens » retenus parmi les différents BCFsp recensés dans la littérature. Or le choix de BCFsp comporte une grande part d'incertitude en raison de la variabilité expérimentale (type de contamination ajoutée au sol, niveau de contamination du sol, type de végétaux considérés, etc.). Les BCFsp retenus sont des valeurs moyennes qui, au vu des données disponibles dans la littérature, nous apparaissaient les plus adéquates. Mais même en retenant les BCFsp les plus faibles parmi la compilation réalisée, les doses d'exposition totales (bruit de fond + critère B) dépasseraient encore la dose de référence du plomb par ingestion pour quelques groupes d'âge.

LISTE DES RÉFÉRENCES

ATSDR. Toxicological profile for lead (update). U.S. Departement of health & human services, -587 + annexes. 1999. U.S. Departement of health & human services: -587 + annexes

Baes, I. C. F. et coll., 1984. A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionucleids through agriculture.

Boivin, M. C. et Valiquette, L., 1992. L'imprégnation au plomb dans le sang des enfants résidant sur le territoire du DSC Maisonneuve-Rosemont. 17 pages.

CCME, 1997. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols. 169 pages.

CCME, 1999. Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health: Lead (1999).

CUM, 2001. Rapport annuel de la qualité de l'air 2000.

Dabeka, R. W., Karpinski, K. F., et McKenzie, A. D., 1986. Survey of lead, cadmium and fluoride in human milk and corelation of levels with environmental and food factors. Food Chem. Toxicol., 24: 913-921.

Dabeka, R. W. et McKenzie, A. D., 1989. Survey of lead, cadmium, cobalt, and nickel in infant formulas and evaporated milks and estimation of dietary intakes of the elements by infants 0-12 months old. Sci. Total Environ., 89: 279-289 .

Dabeka, R. W. et McKenzie, A. D., 1992. Total Diet Study of Lead and Cadmium in Food Composites: Preliminary Investigations. Journal of AOAC International, 75: 386-394.

Dabeka, R. W. et McKenzie, A. D., 1995. Survey of Lead, Cadmium, Fluoride, Nickel and Cobalt in Food Composites and Estimation of Dietary Intakes of These Elements by Canadians in 1986-1988. Journal of AOAC International, 78: 897-909 .

Dann, T., 1994. PM10 and PM2,5 concentrations at canadian sites: 1984-1993. 93 pages.

DSC Maisonneuve-Rosemont, 1992. Contamination environnementale par le plomb dans la quartier guybourg de Montréal. 39 pages.

Environnement Canada, 1996. Canadian soil quality guidelines for lead: Environmental, supporting document - Final Draft. 35 pages.

Friel, J. K., Andrews, W. L., Jackson, S. E., Longerich, H. P., mercer, C., McDonald, A., Dawson, B., et Sutradhar, B., 1999. Elemental composition of human milk from mothers of premature and full-term infants during the first three months of lactation. Biol. Trace Element Res., 67: 225-247.

Giroux, M., Rompré, M., et Carrier, P. e. al., 1992. Caractérisation de la teneur en métaux lourds totaux et disponibles des sols du Québec. Agrosol, V: 46-55.

Gulson, B. L., Jameson, C. W., Mahaffey, K. R., Mizon, K. J., Patison, N., Law, A. J., Korsch, M. J., et Salter, M. A., 1998. Relationships of lead in breast milk to lead in blood, urine, and diet of the infant and mother. Environ. Health Perspect., 106: 667-674.

Hallen, I. P., Jorhem, L., Lagerkvist, B. J., et Oskarsson, A., 4-21-1995. Lead and cadmium levels in human milk and blood . Sci. Total Environ., 166: 149-155.

Levallois, P., Weber, J. P., Gingras, S., and et coll., 1990. Lead exposure of children living in the Quebec city area.

Meranger, J. C., Subramanian, K. S., et Chalifoux, C., 1981. Metals and other elements. J. Assoc. Anal. Chem., 64: 44-.

Ministère de l'Environnement du Québec, 1988. Politique de réhabilitation des terrains contaminés. 54 pages.

Ministère de l'Environnement du Québec, 1998. Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. 124 pages.

Ministère de l'Environnement du Québec, 2001. Comparaison des critères B et C avec les critères utilisés internationalement pour les sols. 43 pages.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996. Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. 761 pages.

Organisation mondiale de la santé, 1993. Evaluation de certains additifs alimentaires et contaminants/ 41th rapport du comité mixte FAO/WHO d'experts des additifs alimentaires. 39 pages.

Organisation mondiale de la santé, 1995. Environmental health criteria 165: inorganic lead. 228 pages.

Rasmussen, P. E., Subramanian, K. S., et Jessiman, B. J., 2001. A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. Sci. Total Environ., 267: 125-140.

Ryu, J. E., Zeigler, E. E., Nelson, S. E., et Fomon, S. J., 1983. dietary intake of lead and blood lead concentration in early infancy. Am. J. dis. child., 137: 886-.

Santé Canada, 1992. Recommandation pour la qualité de l'eau potable - Le plomb. 9 pages.

Santé Canada, 1996a. Canadian soil quality guidelines for contaminated sites, Human health effects: Inorganic lead (final report). 53 pages.

Santé Canada, 1996b. Canadian soil quality guidelines for contaminated sites, Human health effects: Inorganic mercury (final report). 34 pages.

Szakolcal, A. et Weller, R., 1994. Windsor Air Quality Study - Health Effects Assessment Appendices 1-24.

U.S. EPA, 1993. IRIS summary for lead. 15 pages.

U.S. EPA, 2001. Risk assessment guidance for superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment) - Interim (review draft for public comment).

United States Food and Drugs Administration, 1993. Guidance document for lead in shellfish. 32 pages.

World Health Organization, 2000. Evaluation of certain food additives and contaminants/ 43th report of the joint FAO/WHO expert commitee on food additives. 87 pages.

Zeigler, E. E., Edwards, B. B., Jensen, R. L., Mahaffey, K. R., et Fomon, S. J., 2002. Absortion and retention of lead by infant. Pediat. Res., 12: 29-34.

ANNEXE 18

VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DU ZINC

ANNEXE 18 : VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DU ZINC

1 SITUATION DES CRITÈRES B ET C DU ZINC

Les critères B et C de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* pour le zinc sont de **500 et 1 500 ppm**, respectivement (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998). Selon une étude du MENV visant à comparer les critères de sols du Québec avec les critères basés sur la protection de la santé de plusieurs autres pays**, le critère B de 100 ppm serait plus sévère que 77,8 % des critères résidentiels de 18 pays** (moyenne = 21 370 ppm; médiane= 9 500 ppm; étendue = 150 à 170 000 ppm) et **le critère C de 500 ppm serait plus sévère que 87,5 % des critères commerciaux/industriels de 15 pays** (moyenne = 219 947 ppm; médiane = 43 250 ppm; étendue = 150 à 1 050 000[75] ppm) (Ministère de l'Environnement du Québec, 2001).

Les recommandations pour la qualité des sols émises par le CCME sont de 200 et 360 ppm en zinc, pour les sols à vocation résidentielle/parc et commerciale/industrielle, respectivement (CCME, 1997, CCME, 1999). Ces recommandations sont cependant basées sur la protection de l'environnement (contact avec le sol pour le scénario résidentiel et sur le cycle des nutriments et de l'énergie pour le scénario commercial/industriel) (Environnement Canada, 1996). Aucune recommandation n'a été émise quant à la protection de la santé humaine.

2 PARAMÈTRES SPÉCIFIQUES DU ZINC

Le zinc est un métal bivalent sous toutes ses formes et qui a tendance à réagir fortement avec les composés organiques et inorganiques. Le zinc sous forme métallique est insoluble alors que la solubilité de différents composés de zinc varie d'insoluble pour les oxydes, les carbonates, les phosphates et les silicates à très soluble pour les sulfates et les chlorures (Santé Canada, 1987).

Les valeurs des principaux paramètres spécifiques au zinc utilisés dans l'estimation de l'exposition humaine sont présentées au tableau 1.

[75] Cette valeur théorique est citée car elle est retenue comme critère par un pays bien qu'elle ne puisse être rencontrée dans la réalité (concentration > 1 kg de zinc par kg de sol !) (Renée Gauthier, MENV, communication personnelle)

Tableau 1. Paramètres spécifiques du zinc

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Type	-	Métal	-
CAS	-	7440-66-6	-
Poids moléculaire	g/mol	65,4	-
Solubilité aqueuse	mg/L	Insoluble	Environnement Canada, 1996
Coefficient de partage octanol/eau (logKow)	-	n.a.	-
Coefficient d'adsorption sur carbone organique (logKoc)	-	n.a.	-
Coefficient d'adsorption au sol (Kd)	-	40	Baes et coll., 1984
Diffusivité dans l'air	m^2/sec	n.a.	-
Diffusivité dans l'eau	m^2/sec	n.a.	-
Pression de vapeur	atm	n.a.	-
Point de fusion	°C	420	TOMES, 2002
Constante de Henry	torr.m^3/mol	n.a.	-
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau (Kp)	cm/hr	0,0006	U.S. EPA, 2001
Ratio coefficient de perméabilité stratum corneum/epiderme viable (B)	-	n.a.	-
Temps de latence par événement	hre/even	n.a.	-
Facteur de bioconcentration dans les racines	Note 1	0,19	U.S. EPA, 1999
Facteur de bioconcentration dans les feuilles	Note 1	0,71	U.S. EPA, 1999
Facteur de bioconcentration dans les fruits	Note 1	0,19	U.S. EPA, 1999

n.a.: non applicable.
Note 1 : (mg/kg m.s.) /(mg/kg sol).

3 CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT

Le zinc constitue 0,004 % de la croûte terrestre et il est le 25^{e} élément le plus abondant à ce niveau. Les principales sources d'émission de zinc dans l'environnement sont le vieillissement naturel des matériaux, la production de zinc, la combustion du bois, l'incinération de déchets, la production de fer et d'acier, ainsi que les eaux d'égouts municipales (Environnement Canada, 1996).

3.1 Air ambiant et air intérieur

Les sources d'émissions atmosphériques de zinc sont essentiellement anthropiques. Le zinc est présent dans l'air sous forme de particules.

Environnement Canada, 1993 cité par Mitchell, 1994 a mesuré la concentration de zinc dans 3 280 échantillons d'air prélevés dans 11 villes canadiennes, dont Montréal, entre 1986 et 1992. La moyenne de ces concentrations est de 0,052 µg/m^3. L'ATSDR, 1994 estime que le bruit de fond atmosphérique des particules de zinc dans l'air ambiant serait de < 1 µg/m^3.

Aucune donnée relative à la concentration de zinc dans l'air intérieur n'a été retrouvée, mais Mitchell, 1994 avait considéré une concentration similaire à l'intérieur et à l'extérieur.

Dans la présente étude, la concentration de 0,05 µg/m^3 a été retenue pour l'air ambiant et l'air intérieur.

3.2 Eau potable

L'eau du robinet peut renfermer des concentrations de zinc plus élevées que l'eau de surface ou l'eau traitée en raison de la lixiviation du zinc à partir des tuyaux galvanisés, des réservoirs à eau chaude et de la robinetterie en laiton. La concentration de zinc dans l'eau du robinet peut alors être jusqu'à 10 fois plus importante que celle de l'eau brute pour une résidence avec des tuyaux de cuivre (Santé Canada, 1992).

La concentration de zinc dans les eaux de surface canadiennes variait de 0,001 mg/L à 1,17 mg/L entre 1980 et 1985 (Environnement Canada, 1996). Au Québec, les concentrations de zinc mesurées dans l'eau traitée entre 1970 et 1993 variaient entre 0,01 et 1,9 mg/L, et plusieurs des 204 mesures se situaient sous les limites de détection de 0,01-0,1 mg/L (Ministère de l'environnement du Québec 1993 cité par Mitchell, 1994). Les concentrations de zinc mesurées dans l'eau traitée de la Ville de Montréal en 2000 et 2001 étaient inférieures à 0,02 mg/L (Bernier, 2001; Bernier, 2002). À partir de l'ensemble des données canadiennes, Mitchell, 1994 a déterminé une concentration moyenne de zinc représentative pour l'eau potable au Canada de 0,17 mg/L.

Cette concentration de 0,17 mg/L a été retenue comme valeur de bruit de fond du zinc dans l'eau potable.

3.3 Alimentation

Les concentrations de zinc retenues pour les aliments sont tirées de la compilation de données canadiennes et américaines faite par Mitchell, 1994.

Les données compilées par le Panel of micronutrients et coll., 2002 démontrent que la concentration moyenne de zinc dans le lait maternel est de 1,7 mg/L pour une période de 6 mois d'allaitement. Selon les données recueillies auprès d'une quarantaine de femmes de Terre-Neuve, les concentrations de zinc dans le lait au cours des 12 premières semaines d'allaitement sont comprises entre 1,1 et 5,3 mg/L, avec une diminution des concentrations au cours du temps, ce qui correspond bien à la donnée citée précédemment (Friel et coll., 1999).

La concentration de 1,7 mg/L en zinc du Panel of micronutrients et coll., 2002 a été retenue pour le lait maternel et la valeur de 7,6 mg/L proposée par Mitchell, 1994 a été considérée pour le lait de formule.

3.4 Sol et poussières intérieures

Au Canada, la concentration moyenne de zinc dans les sols est de 54 mg/kg au niveau du Bouclier canadien, de 81 mg/kg dans la région des Appalaches et de 80 mg/kg dans la région des basses terres du St-Laurent (McKeague et Wolonetz, 1980). Pour sa part, Warren, 1973 mentionne que la concentration moyenne de zinc dans les sols est de 90 mg/kg au Canada. Dans les échantillons de sol de surface, la valeur du 98^{e} centile des concentrations de zinc mesurées dans les parcs ruraux et les vieux parcs urbains ontariens est de 120 et 140 mg/kg, respectivement (OMEE, 1993 cité par CCME, 1997). Dans la ville d'Ottawa, les concentrations moyennes de zinc mesurées en 1993 dans le sol des cours de maisons et dans les poussières de rues étaient de 114 mg/kg (étendue 50-380 mg/kg) et 112 mg/kg (étendue 29-305 mg/kg), respectivement (Rasmussen et coll., 2001). La concentration moyenne de zinc mesurée il y a une dizaine d'années dans les sols agricoles québécois était de 63 mg/kg (Giroux et coll., 1992). À partir de la compilation des données provenant d'une dizaine de

références[76], Mitchell, 1994 a déterminé que la valeur moyenne la plus représentative pour les sols canadiens serait de 71 mg/kg.

Mitchell, 1994 avait retenu la concentration de 2 017 mg/kg de zinc pour les poussières extérieures et intérieures. Cependant, les concentrations de zinc mesurées en 1993 dans les poussières intérieures de 48 maisons d'Ottawa étaient comprises entre 239 et 1 840 mg/kg, avec une moyenne de 714 mg/kg (Rasmussen et coll., 2001).

La concentration de 71 mg/kg a été retenue pour les sols et celle de 714 mg/kg pour les poussières.

3.5 Autres milieux

Selon Mitchell, 1994, la concentration de zinc dans le tabac serait de l'ordre de 30-40 µg/g, et 70 % serait transférée dans la fumée principale, soit environ 25 µg/g de tabac. Cette source d'exposition n'a cependant pas été considérée dans la présente évaluation.

3.6 Concentrations bruit de fond retenues

Les concentrations bruit de fond dans l'environnement retenues pour la présente étude sont présentées dans le tableau 2.

Tableau 2. Concentrations bruit de fond de zinc dans l'environnement

Concentration dans	***Unités***	***Valeurs***	***Références***
Air extérieur - particules	mg/m^3	5,00E-05	Environnement Canada, 1993 cité par Mitchell, 1994
Air intérieur - particules	mg/m^3	5,00E-05	Environnement Canada, 1993 cité par Mitchell, 1994
Eau potable	mg/L	1,7E-01	Mitchell, 1994
Lait de formule	mg/L	7,6E+00	Mitchell, 1994
Lait maternel	mg/L	1,7E+00	Panel of micronutrients et coll., 2002
Lait et produits laitiers	mg/kg m.f.	6,4E+00	Mitchell, 1994
Viande et œufs	mg/kg m.f.	2,84E+01	Mitchell, 1994
Poissons et fruits de mer	mg/kg m.f.	5,49E+01	Mitchell, 1994
Légumes racines	mg/kg m.f.	3,9E+00	Mitchell, 1994
Légumes feuillus	mg/kg m.f.	2,5E+00	Mitchell, 1994
Légumes à fruits	mg/kg m.f.	2,4E+00	Mitchell, 1994
Fruits et jus de fruits	mg/kg m.f.	1,5E+00	Mitchell, 1994
Céréales	mg/kg m.f.	1,32E+01	Mitchell, 1994
Sucre	mg/kg m.f.	3,4E+00	Mitchell, 1994
Huile et noix	mg/kg m.f.	1,02E+01	Mitchell, 1994
Sol	mg/kg m.s.	7,1E+01	Mitchell, 1994
Poussières intérieures	mg/kg m.s.	7,14E+02	Rasmussen et coll., 2001

m.f. : matière fraîche.
m.s. : matière sèche.

[76] Valeurs comprises entre 5 et 395 mg/kg, incluant sols agricoles, urbains et industriels (et jusque 2 095 mg/kg pour des sols industriels).

4 TOXICOCINÉTIQUE ET EFFETS SUR LA SANTÉ

4.1 Pharmacocinétique

- Le zinc est un élément essentiel pour tous les organismes vivants. L'absorption du zinc par le système gastro-intestinal est contrôlée par un mécanisme d'homéostasie. Sous des conditions normales, 20 à 30 % du zinc ingéré sera absorbé (33 % selon Santé Canada, 1987). Toutefois, selon les régimes alimentaires, l'absorption peut varier de 8 à 81 % (environ 50 % à partir du lait maternel, 32 % à partir du lait de vache, et une très faible absorption à partir du lait de formule à base de soya) (Panel of micronutrients et coll., 2002).

  À faible dose, l'absorption dépend de protéines porteuses. Si la teneur en zinc est trop élevée dans l'intestin, la formation de métallothionéines est induite, lesquelles vont se lier au zinc dans la lumière intestinale. Le zinc est ensuite excrété dans les fèces. L'absorption du zinc peut être très réduite par la présence de phytates (notamment présents dans les céréales et les légumineuses), de calcium, de phosphore ou de fer (ATSDR, 1994; Santé Canada, 1987). Une alimentation riche en protéines faciliterait l'absorption du zinc. L'absorption du zinc serait plus importante via l'ingestion d'eau que via l'ingestion d'aliments (Santé Canada, 1987).

  Les études quantitatives permettant de définir chez l'humain le taux d'absorption au niveau pulmonaire sont relativement limitées. À ce niveau, l'absorption dépendra de la dimension des particules et de leur solubilité. La perméabilité cutanée du zinc a été établie à 6×10^{-4} cm/hr par le U.S. EPA, 2001.

  Les taux d'absorption de 33 %, 100 % et 0,1 % ont été retenus pour l'ingestion, l'inhalation et le contact cutané à partir du sol, respectivement.

- Le zinc qui pénètre dans l'organisme par inhalation se répartit dans l'organisme et suit les mêmes processus que le zinc absorbé par voie orale (ATSDR, 1994). Une fois absorbé, le zinc est largement distribué dans l'organisme. C'est l'un des métaux trace le plus abondant chez l'humain. On estime que la charge totale de zinc pour une personne de 70 kg est de 2,3 g (World Health Organization, 1982). Des protéines et des enzymes renfermant du zinc participent à tous les aspects du métabolisme. Plus de 200 enzymes renfermant du zinc ont été identifiées. Le contenu en zinc est élevé au niveau des muscles, des os, du système gastro-intestinal, des reins, du cerveau, de la peau, des poumons, du cœur et du pancréas. Les muscles (60 %) et les os (30 %) comptent approximativement pour 90 % de la charge totale de zinc dans l'organisme. Le zinc traverse la barrière placentaire. Il atteint donc le fœtus et il se fixe dans le placenta.

  Au niveau du sang, le zinc est présent dans les érythrocytes et dans le plasma. Les deux tiers du zinc plasmatique sont faiblement liés à l'albumine qui a la capacité de le libérer pour approvisionner les tissus (ATSDR, 1994). Le zinc lié aux acides aminés est aussi disponible.

- La principale voie d'excrétion du zinc chez l'humain serait via les fèces. L'excrétion du zinc se fait également via l'urine (ATSDR, 1994).

4.2 Effets sur la santé

4.2.1 Élément essentiel

Le zinc est un élément essentiel chez l'humain, les animaux et les plantes. Il s'agit d'une substance qui agit de façon intégrale au niveau de plusieurs enzymes. Ainsi, le zinc est nécessaire pour les acides nucléiques, les protéines, le métabolisme membranaire, le développement et la division cellulaire. Il joue également un rôle essentiel dans le maintien de la structure des acides nucléiques au niveau de l'ADN.

Une déficience en zinc est associée avec des dermatites, de l'anorexie, un retard de croissance, une déficience immunitaire et une dépression des fonctions mentales. On observe également une augmentation de l'incidence des malformations congénitales chez les enfants dont la mère présente une déficience en zinc.

4.2.2 Toxicité du zinc

Des effets gastro-intestinaux ont été observés suite à des expositions aiguës au zinc par voie orale. Toutefois, ces cas sont surtout anecdotiques. Les effets toxiques associés à une exposition chronique à des suppléments de zinc sont une dépression du système immunitaire, une diminution de cholestérol à lipoprotéines de haute densité (HDL) et une perturbation de l'homéostasie du cuivre (« reduced copper status ») (Panel of micronutrients et coll., 2002).

Lors d'expositions à long terme (1-8 ans) à des suppléments de zinc, de l'anémie (due à un déficit en cuivre) a été observée. De l'anémie a aussi été observée après exposition à 2 mg de sulfate de zinc/kg p.c.-jour pour une période de 10 mois (Hoffman et coll., 1988) et chez un bébé de 13 mois exposé à 16 mg de zinc par jour pendant 6 mois (Botash et coll. 1992 cités par le Panel of micronutrients et coll., 2002). Une étude effectuée chez des femmes a permis de démontrer une réduction significative de l'activité de la superoxyde dismutase érythrocytaire (ESOD) (47 %), de l'hématocrite et de la ferritine sérique suite à l'exposition à des suppléments de 50 mg de gluconate de zinc/jour pour une période de 10 semaines (Yadrick et coll., 1989). Une diminution de 15 % de l'activité de la ESOD a été rapportée chez des hommes exposés volontairement à 50 mg de gluconate de zinc/jour pour une durée de 6 semaines (Fischer et coll., 1984). La diminution de cette activité enzymatique est un biomarqueur reconnu de l'effet du zinc sur l'homéostasie du cuivre (Panel of micronutrients et coll., 2002).

Plusieurs études ont été réalisées pour décrire les effets d'une exposition au sulfate ou au gluconate de zinc durant une période de 3 à 12 mois sur le profil des lipides sanguins. Toutefois, les résultats de ces études sont contradictoires.

Une revue de la littérature nous permet de constater que la majorité des effets observés suite à une exposition via la voie pulmonaire provient d'exposition en milieu de travail ou lors d'accidents impliquant des militaires ou des pompiers. De plus, pour les cas rapportés d'exposition pulmonaire, on fait généralement référence au « metal fume fever », et cette exposition ne porte pas exclusivement sur le zinc élémentaire. Dans ces cas, on parle plutôt de chlorure de zinc, d'oxyde de zinc, de stéarate de zinc, etc.

En l'absence de données adéquates, le zinc a été placé dans le groupe D (non-classifié comme cancérigène pour l'humain) par le U.S. EPA, 1994. Le zinc n'est pas classé par l'IARC au niveau de la cancérogénicité.

5 ESTIMATEURS DE RISQUE

Le zinc étant un élément essentiel, nous présenterons à la fois les apports nutritionnels de référence (doses journalières recommandées, tableau 3) et les doses de référence toxicologiques (tableau 4).

5.1 Apports nutritionnels de référence

Différents organismes ont recommandé des apports nutritionnels de zinc en fonction de l'âge (tableau 3). Les doses journalières recommandées par le Panel of micronutrients et coll., 2002 correspondent à environ 0,3 mg/kg-j pour les bébés et à environ 0,2 mg/kg-j pour les enfants plus âgés et les adultes. Elles ont été dérivées en prenant des taux d'absorption gastro-intestinale variant entre 30 et 50 % selon la composition du bolus alimentaire (Panel of micronutrients et coll., 2002). L'OMS recommande un apport alimentaire journalier (« provisional daily dietary requirement ») de 0,3 mg/kg-j (World Health Organization, 1982).

Tableau 3. Apports nutritionnels de zinc recommandés par divers organismes de santé

Classe d'âge	Dose recommandée		Organisme
	mg/kg-j	mg/jour	
0-6 mois	~ 0,3	2	Panel of micronutrients et coll., 2002
7 mois-3 ans	~ 0,2	3	
4-8 ans	~ 0,2	5	
9-13 ans	~ 0,2	8	
14-18 ans		11 et 9 (garçons et filles)	
Adultes		11 et 8 (hommes et femmes)	
Adultes	0,3	-	World Health Organization, 1982

5.2 Doses de référence existantes

- Le U.S. EPA, 1994 et l'ATSDR, 1994 ont proposé une dose de référence de **0,3 mg/kg**-j (ingestion) pour des effets autres que le cancer (tableau 4). Cette valeur a été définie de façon identique par les deux organismes qui se sont basés sur les résultats de l'étude de Yadrick et coll., 1989. Une diminution de l'activité de la superoxyde dismutase érythrocytaire (ESOD) a été observée chez des femmes de 20 à 30 ans exposées à 60 mg de zinc/jour (suppléments de zinc de 50 mg/jour + apport alimentaire de 9,72 mg/jour). Un LOAEL de 1,0 mg/kg-j (poids corporel de 60 kg) a été déterminé et un facteur de sécurité de 3 a été appliqué, d'où la RfD et la MRL (« minimal risk level ») de 0,3 mg/kg-jour. Le U.S. EPA accorde un niveau de confiance moyen à la RfD, du fait que le nombre d'individus testés était faible et que les études étaient de courte durée, mais en tenant compte que les études cliniques étaient de qualité (U.S. EPA, 1994).

- L'OMS a défini une PMTDI (« provisional maximal tolerable daily intake ») de **1,0 mg/kg**-j (World Health Organization, 1982). Cette valeur a été dérivée de plusieurs études cliniques dans lesquelles des patients ont été exposés par voie orale à des doses allant jusque 600 mg/j de sulfate de zinc (équivalent de 200 mg de zinc élémentaire) pendant quelques mois. Aucun effet toxique n'a été observé chez ces personnes, sauf une légère diarrhée chez quelques patients dans une étude.

- Récemment, des *apports maximaux tolérables*[77] (AMT) ont été déterminés pour différentes classes d'âge par le Panel of micronutrients et coll., 2002. Pour les adultes, l'AMT basé sur l'étude de Yadrick et coll., 1989 est de 40 mg/j (**0,57 mg/kg-j** avec un poids corporel de 70 kg). Cette valeur a été obtenue à partir du LOAEL de 60 mg/j et d'un facteur d'incertitude de 1,5 pour tenir compte de la variabilité interindividuelle et du fait que l'on utilise une LOAEL au lieu d'une NOAEL. Les auteurs précisent que la diminution de la charge de cuivre (« reduced copper status ») est suffisamment rare chez l'humain pour justifier le choix d'un facteur d'incertitude si faible. L'AMT s'applique aussi aux femmes enceintes et aux femmes qui allaitent.

  Les AMT pour les enfants ont été dérivés à partir des données de l'étude de Walvarens et Hambidge, 1976 cités par le Panel of micronutrients et coll., 2002. Dans cette étude, 68 bébés ont été nourris avec du lait de formule contenant 1,8 mg/L de zinc (contrôles) ou 5,8 mg/L de zinc (exposés), pendant 6 mois. Aucun effet n'a été observé sur la teneur sérique de cuivre, la cholestérolémie ou d'autres marqueurs. La NOAEL était de 4 mg/j et un facteur d'incertitude de 1 a été retenu en raison de la durée suffisante de l'étude et du nombre élevé d'enfants. Comme aucun effet sur la santé n'a été documenté pour les enfants plus âgés, l'AMT pour les enfants plus âgés a été dérivé de cette même valeur. Les AMT pour les enfants correspondent à environ **0,57 mg/kg-j**.

5.3 Dose de référence retenue

Parmi les différents estimateurs de risque présentés au tableau 4, la dose de référence par ingestion de 0,3 mg/kg-j dérivée par le U.S. EPA, 1994 et l'ATSDR, 1994 n'a pas été retenue car cette valeur correspond aux apports nutritionnels recommandés pour le maintien d'une bonne santé par le Panel of micronutrients et coll., 2002 chez les 0-6 mois et par World Health Organization, 1982 chez les adultes. Nous aurions utilisé l'AMT de 0,57 mg/kg-j proposé par le Panel of micronutrients et coll., 2002 car il a été élaboré récemment tant pour les enfants que pour les adultes. Toutefois, nous avons constaté que les concentrations de zinc actuellement ajoutées dans le lait de formule (7,6 mg/L selon Mitchell, 1994 et 6,8 mg/L selon les indications présentées derrière les boîtes de lait de formule actuellement disponibles en magasin) sont plus importantes que celle retenue chez le groupe de bébés exposés dans l'étude de base de Walvarens et Hambidge, 1976 ayant servi à élaborer l'AMT du Panel of micronutrients et coll., 2002. Par conséquent, on sait déjà que l'exposition bruit de fond actuelle des bébés 0-6 mois est supérieure à l'AMT (voir section 6.1.1). C'est pourquoi, **nous avons retenu la PMTDI de 1,0 mg/kg-j du World Health Organization, 1982**.

À notre connaissance, il n'y a aucune valeur de référence pour des effets autres que le cancer suite à l'inhalation de zinc et aucun estimateur de risque cancérigène.

[77] Traduction de « Tolerable Upper Intake Levels » (UL) (site internet de Santé Canada, http://www hc-sc.gc.ca/hppb/la-nutrition/factsheets/fs_que html).

Tableau 4. Estimateurs de risque pour le zinc

Estimateur de risque	Valeur (mg/kg-j)	Effet critique observé	Étude	LOAEL (mg/kg-j)	NOAEL (mg/kg-j)	Facteur de sécurité	Organisme, date	Référence
Effets autres que le cancer – par ingestion								
RfD	0,3	Diminution de l'activité de ESOD	Yadrick et coll., 1989	1,0	-	3	U.S.EPA, 1992	U.S. EPA, 1994
MRL	0,3	Diminution de l'activité de ESOD	Yadrick et coll., 1989	1,0	-	3	ATSDR, 1994	ATSDR, 1994
PMTDI	1,0	Aucun	Brewer et coll., 1967	-	2,85	3	OMS, 1982	World Health Organization, 1982
AMT adultes	0,57[1]	Diminution de l'activité de ESOD	Yadrick et coll., 1989	0,85	-	1,5	Panel of micronutrients et coll., 2002	Panel of micronutrients et coll., 2002
AMT enfants (0-19 ans)	~ 0,57[2]	Aucun	Walvarens et Hambidge (1976)	-	4 mg/j	1,0	Panel of micronutrients et coll., 2002	Panel of micronutrients et coll., 2002
Effets autres que le cancer – par inhalation								
	n.d.							
Risques de cancer - par ingestion								
	n.d.	Classé D						IRIS, 2002
Risques de cancer - par inhalation								
	n.d.	Classé D						IRIS, 2002

[1] Valeur initiale : 60 mg/j

[2] Valeurs initiales : 0-6 mois : 4 mg/j
7-12 mois : 5 mg/j
1-3 ans : 7 mg/j
4-8 ans : 12 mg/j
9-13 ans : 23 mg/j
14-18 ans : 34 mg/j

n.d. : non déterminé

6 RÉSULTATS DE LA VALIDATION DES CRITÈRES B ET C

Nous rappelons ici l'algorithme utilisé pour estimer la *dose d'exposition combinée* qui permet de tenir compte de toutes les voies d'exposition (équation 1). Les doses d'exposition par inhalation et par contact cutané ont été inclues dans le calcul de l'indice de risque relatif à l'ingestion en tenant compte du taux d'absorption de chacune de ces voies d'exposition :

$$DEC_{ing} = DE_{ing} + \left(DE_{inh} \times \frac{Fabs_{inh}}{Fabs_{ing}} \right) + \frac{DA_{cut}}{Fabs_{ing}} \qquad \text{Équation 1}$$

où
DEC_{ing} = Dose d'exposition combinée au zinc calculée par rapport à l'ingestion (mg/kg-j)
DE_{ing} = Dose d'exposition au zinc par ingestion (mg/kg-j)
DE_{inh} = Dose d'exposition au zinc par inhalation (mg/kg-j)
DA_{cut} = Dose de zinc absorbée par contact cutané (mg/kg-j)
$Fabs_{ing}$ = Fraction de la dose de zinc ingérée qui est absorbée (0,8)
$Fabs_{inh}$ = Fraction de la dose de zinc inhalée qui est absorbée (1,0)

Par la suite, un *indice de risque combiné* est présenté en comparant l'exposition combinée avec la dose de référence par ingestion :

$$IRC_{ing} = \frac{DEC_{ing}}{DR_{ing}} \qquad \text{Équation 2}$$

où
IRC_{ing} = Indice de risque combiné par ingestion pour le zinc
DR_{ing} = Dose de référence par ingestion pour le zinc (mg/kg-j)

Les résultats détaillés des doses d'exposition estimées pour le bruit de fond et les critères B et C sont présentés dans les tableaux 5, 7 et 9 respectivement. Les tableaux 8 et 10 présentent les résultats des estimations de risque à la santé associées au bruit de fond et au critère B ou C, respectivement.

6.1 Bruit de fond

6.1.1 Doses d'exposition dues au bruit de fond

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) dues au bruit de fond varient **entre 0,3 et 0,9 mg/kg-j** selon l'âge. L'ingestion d'aliments représente plus de 99 % de cette dose.

Tableau 5. Doses d'exposition au zinc dues au bruit de fond estimées selon la méthodologie décrite dans cette étude

Dose bruit de fond annuelle moyenne (mg/kg-j)	**0-6 mois**	**> 6mois-4 ans**	**> 4-11 ans**	**> 11-19 ans**	**> 19 ans**
dose par inhalation d'air extérieur	3,20E-06	3,29E-06	2,57E-06	1,54E-06	6,52E-07
dose par inhalation d'air intérieur	2,42E-05	2,49E-05	1,95E-05	1,17E-05	1,05E-05
DOSE TOTALE PAR INHALATION	**0,03E-03**	**0,03E-03**	**0,02E-03**	**0,01E-03**	**0,01E-03**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**2,07E-03**	**7,50E-03**	**5,09E-03**	**3,51E-03**	**2,96E-03**
dose par ingestion de lait de formule	7,53E-01	3,22E-02	n.a.	n.a.	n.a.
dose par ingestion de lait et produits laitiers	0,00E+00	2,30E-01	1,30E-01	7,27E-02	4,18E-02
dose par ingestion d'œufs et de viande	3,90E-02	1,67E-01	1,30E-01	1,06E-01	1,22E-01
dose par ingestion de poissons/fruits de mer	0,00E+00	2,58E-02	1,29E-02	7,14E-03	6,03E-03
dose par ingestion de légumes racines	9,51E-03	2,48E-02	2,09E-02	1,73E-02	1,69E-02
dose par ingestion d'autres légumes	4,42E-03	9,84E-03	7,87E-03	5,63E-03	7,63E-03
dose par ingestion de fruits et jus de fruits	3,66E-03	2,13E-02	1,34E-02	7,51E-03	8,40E-03
dose par ingestion de céréales	6,44E-02	1,34E-01	1,16E-01	7,23E-02	6,70E-02
dose par ingestion de sucre	4,15E-03	1,07E-02	8,06E-03	5,18E-03	5,10E-03
dose par ingestion d'huile et noix	1,79E-03	1,61E-02	1,52E-02	1,14E-02	1,15E-02
dose par ingestion de lait maternel	3,44E-01	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
dose par ingestion de tous les aliments	**8,80E-01** **4,71E-01**	**6,72E-01**	**4,55E-01**	**3,05E-01**	**2,86E-01**
dose par ingestion de sol	6,57E-05	2,45E-04	2,86E-05	9,02E-06	7,62E-06
dose par ingestion de poussières	6,10E-04	2,27E-03	2,66E-04	8,37E-05	7,07E-05
dose par ingestion de sol et poussières	**0,68E-03**	**2,52E-03**	**0,29E-03**	**0,09E-03**	**0,08E-03**
DOSE TOTALE par INGESTION	**8,82E-01** **4,74E-01**	**6,82E-01**	**4,60E-01**	**3,08E-01**	**2,89E-01**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	1,02E-06	7,62E-07	1,88E-07	1,51E-07
dose par absorption cutanée de poussières	4,91E-06	3,05E-06	2,22E-06	1,51E-06	1,24E-06
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	1,13E-05	9,47E-06	7,86E-06	6,61E-06	6,36E-06
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**0,02E-03**	**0,01E-03**	**0,01E-03**	**0,008E-03**	**0,008E-03**
dose due à 20 cigarettes/jr	n.a.	n.a.	n.a.		
DOSE TOTALE COMBINÉE (toutes voies d'exposition) vs INGESTION	**0,88**[1] **0,47**[2]	**0,68**	**0,46**	**0,30**	**0,29**

[1] Lait de formule.
[2] Lait maternel.

n.a. : non approprié.

À des fins de comparaison, le tableau 6 présente les doses d'exposition dues au bruit de fond estimées par d'autres auteurs pour la population générale canadienne (Mitchell, 1994) et québécoise (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996). Il apparaît que les présentes doses estimées sont très semblables à celles estimées pour les Canadiens par Mitchell, 1994 et à celles estimées par le MEF pour les enfants de moins de 4 ans.

On constate que les doses d'exposition bruit de fond estimées pour les 0-4 ans dans la présente étude sont plus importantes que les apports nutritionnels recommandés à cet âge (0,2-0,3 mg/kg-j), ce que d'autres auteurs ont également observé. Par exemple, à partir de mesures de la teneur en zinc dans les aliments effectuées en 1980-82, si le Food and Drug Administration (FDA) américain a estimé que l'exposition au zinc à partir de l'alimentation (incluant l'eau potable) était de 0,23 mg/kg-j chez les

adultes (ce qui est du même ordre de grandeur que notre estimation), les doses[78] estimées chez les enfants de 6 mois-1 an et de 2 ans étaient de 0,58 et 0,55 mg/kg-j, respectivement (soit des valeurs plus importantes que les apports nutritionnels recommandés de 0,3 et 0,2 mg/kg-j) (Pennington et coll. 1986 cités par l'ATSDR, 1994).

Tableau 6. Doses d'exposition au zinc estimées par d'autres auteurs pour la population canadienne ou québécoise

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	**0-6 mois**[1]	**7 mois-4 ans**	**5-11 ans**	**12-19 ans**	**> 19 ans**
Selon Mitchell, 1994					
dose externe par ingestion	8,69E-01	8,41E-01	5,26E-01	2,84E-01	2,14E-01
dose externe par inhalation	1,40E-05	1,90E-05	2,20E-05	1,80E-05	1,60E-05
dose par voie cutanée	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dose totale combinée vs ingestion[2]	**0,87**	**0,84**	**0,53**	**0,28**	**0,21**
Selon le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996[3]					
dose externe par ingestion	1,07E+00	1,20E+00	n.d.	n.d.	n.d.
dose externe par inhalation	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
dose absorbée par voie cutanée	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Dose totale combinée vs ingestion[2]	**1,07**	**1,20**	n.d.	n.d.	n.d.

[1] Bébé non allaité.
[2] Estimée selon l'équation 1.
[3] Les doses pour chaque tranche d'âge ont été calculées à partir des doses estimées par le MEF pour des tranches d'âge plus réduites en pondérant la durée de chaque tranche d'âge initiale.

n.d. : non déterminé.

6.1.2 Risques à la santé dus au bruit de fond

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) dues au bruit de fond estimées pour les 0-6 mois allaités (0,47 mg/kg-j) et pour les 5 ans et plus (0,29 à 0,46 mg/kg-j) sont **toutes inférieures à la dose de référence retenue** (1,0 mg/kg-j). Les *indices de risque combiné* varient de 0,3 à 0,9.

6.2 Critère B

6.2.1 Doses d'exposition associées au critère B

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) dues à la contamination du sol par le zinc au niveau du critère B (500 ppm) seulement sont comprises entre **0,01 et 0,04 mg/kg-j**. L'ingestion d'aliments est la voie majeure d'exposition (de 95 % à > 99 %), suivie de l'ingestion de sol et poussières (5 % pour les 0-4ans, < 1 % pour les 4 ans et plus).

[78] Doses ré-exprimées en mg/kg-j en utilisant les données de poids corporel du U.S. EPA, 1997.

Tableau 7. Doses d'exposition au zinc estimées dues au critère B (500 ppm) selon le scénario résidentiel

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	**0-6 mois**	**7 mois-4 ans**	**5-11 ans**	**12-19 ans**	**> 19 ans**
dose par inhalation d'air extérieur	6,87E-07	7,05E-07	5,51E-07	3,31E-07	1,40E-07
dose par inhalation d'air intérieur	3,64E-06	3,74E-06	2,92E-06	1,76E-06	1,58E-06
DOSE TOTALE par INHALATION	**0,004E-03**	**0,004E-03**	**0,003E-03**	**0,002E-03**	**0,002E-03**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**1,09E-11**	**3,94E-11**	**2,68E-11**	**1,84E-11**	**1,84E-11**
dose par ingestion de lait de formule (= eau)	8,85E-11	3,79E-12	n.a.	n.a.	n.a.
dose par ingestion de légumes racines	3,98E-03	1,04E-02	8,72E-03	7,24E-03	7,06E-03
dose par ingestion d'autres légumes	2,86E-03	6,92E-03	5,37E-03	3,85E-03	5,74E-03
dose par ingestion de fruits et légumes-fruits	3,18E-03	1,85E-02	1,16E-02	6,53E-03	7,30E-03
dose par ingestion de lait maternel	n.d.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Dose par ingestion de tous les aliments	**1,00E-02**	**3,58E-02**	**2,57E-02**	**1,76E-02**	**2,01E-02**
dose par ingestion de sol	3,97E-04	1,48E-03	1,73E-04	5,45E-05	4,60E-05
dose par ingestion de poussières	1,07E-04	3,98E-04	4,66E-05	1,47E-05	1,24E-05
dose par ingestion de sol et poussières	**0,50E-03**	**1,88E-03**	**0,22E-03**	**0,07E-03**	**0,06E-03**
DOSE TOTALE par INGESTION	**1,05E-02**	**3,77E-02**	**2,59E-02**	**1,77E-02**	**2,02E-02**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	6,16E-06	4,61E-06	1,14E-06	9,11E-07
dose par absorption cutanée de poussières	1,47E-06	6,16E-07	4,61E-07	3,25E-07	2,60E-07
dose par absoprtion cutanée à partir de l'eau	5,92E-14	4,98E-14	4,13E-14	3,47E-14	3,34E-14
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**0,001E-03**	**0,007E-03**	**0,005E-03**	**0,001E-03**	**0,001E-03**
DOSE TOTALE COMBINÉE (toutes voies d'exposition) vs INGESTION	**0,01**	**0,04**	**0,03**	**0,02**	**0,02**

n.d. : non déterminé.
n.a. : non approprié.

6.2.2 Risques à la santé associés au critère B

Les *indices de risque combiné* totaux (bruit de fond + critère B) sont compris entre **0,3 et 0,9** (tableau 8).

Tableau 8. Risques autres que le cancer correspondants à l'exposition totale au zinc pour le critère B (bruit de fond + critère B) vs dose de référence par ingestion

Doses et Indices de risque	**0-6 mois**	**7 mois-4 ans**	**5-11 ans**	**12-19 ans**	**> 19 ans**
Dose totale combinée vs ingestion[1]	0,89	0,71	0,48	0,32	0,31
IRC_{ing}[1] (Dose totale/DRing)	**0,89**	**0,71**	**0,48**	**0,32**	**0,31**
Contribution du critère B à l'IRC_{ing}	1 %	5 %	5 %	5 %	7 %

[1] Dose d'exposition combinée et indice de risque combiné, voir équations 1 et 2.

6.3 Critère C

6.3.1 Doses d'exposition associées au critère C

Les doses d'exposition associées au critère C ont été estimées pour un scénario de travailleurs qui passent 10 heures/jour à l'intérieur (travailleur « intérieur ») et un scénario de travailleurs qui passent tout ce temps à l'extérieur (travailleur « extérieur ») (tableau 9). Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) sont de **$6{,}1 \times 10^{-5}$ et 19×10^{-5} mg/kg-j** chez le travailleur « intérieur » et le travailleur « extérieur », respectivement (tableau 9). Le scénario « extérieur » conduisant à une dose d'exposition 3 fois plus importante que le scénario « intérieur », le scénario « extérieur » est considéré pour la suite de la discussion.

La principale voie d'exposition au zinc chez le travailleur « extérieur » est l'ingestion de sol (81 %). L'inhalation d'air extérieur et la voie cutanée conduisent respectivement à 4 % et 2 % de la dose totale. L'ingestion de zinc via l'eau souterraine est négligeable.

Tableau 9. Doses d'exposition au zinc estimées dues au critère C (1 500 ppm), selon le scénario commercial/industriel (adulte)

Dose d'exposition (mg/kg-j)	Dose moyenne annuelle	
	Travailleur « intérieur »	**Travailleur « extérieur »**
dose par inhalation d'air extérieur	0,00E+00	**7,98E-06**
dose par inhalation d'air intérieur	5,59E-06	**0,00E+00**
DOSE TOTALE par INHALATION	**5,59E-06**	**7,98E-06**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**6,14E-11**	**6,14E-11**
Dose par ingestion de tous les aliments	**0,00E+00**	**0,00E+00**
dose par ingestion de sol	0,00E+00	**1,53E-04**
dose par ingestion de poussières	4,13E-05	**0,00E+00**
dose par ingestion de sol et poussières	**4,13E-05**	**1,53E-04**
DOSE TOTALE par INGESTION	**4,13E-05**	**1,53E-04**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	**3,03E-06**
dose par absorption cutanée de poussières	8,67E-07	**0,00E+00**
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	0,00E+00	**0,00E+00**
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**8,67E-07**	**3,03E-06**
DOSE COMBINÉE (ingestion + inhalation + cutané) vs INGESTION[1]	**6,08E-05**	**18,7E-05**

[1] Estimée selon l'équation 1.

6.3.2 Risques à la santé associés au critère C

L'indice de risque combiné total (bruit de fond + critère C) chez le travailleur « extérieur » est de **0,3** (tableau 10). La dose d'exposition due au critère C ($0{,}2 \times 10^{-3}$ mg/kg-j) est négligeable comparée à la dose bruit de fond (0,29 mg/kg-j) et n'a donc pas une contribution significative dans cet indice de risque.

Tableau 10. Risques autres que le cancer correspondants à l'exposition totale pour le critère C (bruit de fond + critère C) vs dose de référence par ingestion pour le travailleur « extérieur »

Dose et indice de risque	Travailleur « extérieur »
Dose combinée par ingestion (mg/kg-j)[1]	0,29
IRC_{ing} (Indice de risque combiné : dose ingestion + inhalation + cutané)/DR_{ing}[1]	**0,29**
Contribution du critère C à l'indice de risque combiné	< 0,1 %

[1] Dose d'exposition combinée et indice de risque combiné, voir équations 1 et 2.

7 DISCUSSION

Le zinc est un élément essentiel, et les apports nutritionnels recommandés sont de 0,3 mg/kg-j pour les bébés et environ de 0,2 mg/kg-j pour les autres tranches d'âge selon le Panel of micronutrients et coll., 2002, et de 0,3 mg/kg-j pour les adultes selon World Health Organization, 1982. Parmi les différentes valeurs de référence disponibles, nous avons retenu la PMTDI de 1,0 mg/kg-j du World Health Organization, 1982.

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'ingestion) bruit de fond que nous avons estimées sont semblables à celles de Mitchell, 1994 pour les Canadiens et sont inférieures à la PMTDI (1,0 mg/kg-j) pour toutes les classes d'âge. Les *indices de risque combiné* totaux (bruit de fond + **critère B**) chez la population varient de 0,3 et 0,9 selon l'âge. *L'indice de risque combiné* total (bruit de fond + **critère C**) chez les travailleurs est de 0,3. **Les risques associés aux critères génériques du zinc respectent donc les recommandations du MSSS, 2002.**

LISTE DES RÉFÉRENCES

ATSDR, 1994. Toxicological profile for zinc (update).

Baes, I. C. F. et coll., 1984. A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionucleids through agriculture.

Bernier, A. M., 2001. Qualité de l'eau potable produite par la ville de Montréal - rapport annuel 2000, Ville de Montréal. **http://www2.ville.montreal.qc.ca/tp/eaupot/rapann.htm**.

Bernier, A. M., 2002. Qualité de l'eau potable produite par les usines Atwater et Charles-J.-des-Baillets - rapport annuel 2001.

CCME, 1997. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols. 169 pages.

CCME, 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. 7 pages.

Environnement Canada, 1996. Canadian soil quality guidelines for zinc: Environmental, supporting document - Final Draft. 56 pages.

Fischer, P. W. F., Giroux, A., et L'Abbe, A. R., 1984. Effect of zinc supplementation on copper status in adult man. Am. J. Clin. Nutr., 40: 743-746.

Friel, J. K., Andrews, W. L., Jackson, S. E., Longerich, H. P., mercer, C., McDonald, A., Dawson, B., et Sutradhar, B., 1999. Elemental composition of human milk from mothers of premature and full-term infants during the first three months of lactation. Biol. Trace Element Res., 67: 225-247.

Giroux, M., Rompré, M., et Carrier, P. e. al., 1992. Caractérisation de la teneur en métaux lourds totaux et disponibles des sols du Québec. Agrosol, V: 46-55.

Hoffman, H. N. I., Phyliky, R. L., et Fleming, C. R., 1988. Zinc-induced copper deficiency. Gastroenterology, 94: 508-512.

McKeague, J. A. et Wolonetz, M. S., 1980. Background levels of minor elements in some Canadian soils. Geoderma, 24: 299-307.

Ministère de l'Environnement du Québec, 1998. Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. 124 pages.

Ministère de l'Environnement du Québec, 2001. Comparaison des critères B et C avec les critères utilisés internationalement pour les sols. 43 pages.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996. Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. 761 pages.

Mitchell, M. F., 1994. Multimedia exposure assessment for zinc. 161 pages.

MSSS, 2002. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés. 90 pages.

Panel of micronutrients, Subcommitte on upper reference levels of nutrients and of interpretation and uses of dietary reference intakes, and Standing committee on the scientific evaluation of Dietary Reference Intakes 2002. Dietary Reference Intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc, Food and Nutrition Board, Institute of Medicine (Ed.), National Academy press, Washington, D.C. 0-309-07279-4.

Rasmussen, P. E., Subramanian, K. S., et Jessiman, B. J., 2001. A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. Sci. Total Environ., 267: 125-140.

Santé Canada, 1987. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Le zinc. 6 pages.

Santé Canada, 1992. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Sixième édition.

U.S. EPA, 1994. IRIS Summary for zinc.

U.S. EPA, 1997. Exposure Factors Handbook, Volume 1. General factors.

U.S. EPA, 8-1-1999. Estimating risk from contaminants contained in agricultural fertilizers - draft report.

U.S. EPA, 2001. Risk assessment guidance for superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment) - Interim (review draft for public comment).

Warren, H. V.,1973. Some trace element concentrations in various environments. In: Environmental medecine, Howe,G.M. & Loraine,J.A. (Eds.). William Heinemann medical books Ltd., Londres, pp.9-

World Health Organization, 1982. Zinc, WHO Food Additive series 17., www.inchem.org/ documents/jecfa/jecmono/v17je33.htm.

Yadrick, M. K., Kenney, M. A., et Winterfelt, E. A., 1989. Iron, copper and zinc status: Response to supplementation with zinc or zinc and iron in adults females. Am. J. Clin. Nutr., 49: 145-150.

ANNEXE 19

VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DU BENZÈNE

ANNEXE 19 : VALIDATION DES CRITÈRES B ET C DU BENZÈNE

1 SITUATION DES CRITÈRES B ET C DU BENZÈNE

Les critères B et C de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* pour le benzène sont de **0,5 et 5 ppm**, respectivement (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998). Selon une étude du MENV visant à comparer les critères de sols du Québec avec les critères basés sur la protection de l'environnement de plusieurs autres pays, **le critère B de 0,5 ppm serait plus sévère que 68 % des critères résidentiels de 25 pays** (moyenne = 95 ppm; médiane = 1,5 ppm; étendue = 0,05 à 1 000 ppm) et **le critère C de 5 ppm serait moins sévère que 56,5 % des critères commerciaux/industriels des 23 pays** (moyenne = 582 ppm; médiane = 5 ppm; étendue = 0,05 à 4 530 ppm) (Ministère de l'Environnement du Québec, 2001).

Environnement Canada, 1996 a émis des recommandations pour la qualité des sols contaminés par le benzène de 0,5, 5 et 5 ppm pour une vocation résidentielle, commerciale et industrielle, respectivement. Toutefois, ces recommandations ne sont basées que sur la protection de l'environnement et ne considèrent pas la protection de la santé humaine.

2 PARAMÈTRES SPÉCIFIQUES DU BENZÈNE

Le benzène est le plus simple représentant des composés organiques volatils et des hydrocarbures aromatiques cycliques. Il s'agit d'un liquide incolore et stable à température et pression normales, et qui dégage une odeur aromatique caractéristique. Le benzène s'évapore très facilement et est très inflammable. Il est légèrement soluble dans l'eau et miscible dans de nombreux solvants organiques. Les principales propriétés physico-chimiques du benzène retenues pour l'évaluation des risques associés aux critères B et C du benzène sont rapportées dans le tableau 1.

Tableau 1. Principaux paramètres spécifiques du benzène

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Type	-	organique	-
Numéro de CAS	-	71432	-
Poids moléculaire	g/mol	78	Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996
Solubilité aqueuse	mg/L	1 750	Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996
Coefficient de partage octanol/eau (logKow)	-	2,13	U.S. EPA, 1996a
Coefficient d'adsorption sur carbone organique (logKoc)	-	1,79	U.S. EPA, 1996a
Coefficient d'adsorption au sol (Kd)	-	0,37	Rapport
Diffusivité dans l'air	m^2/sec	8,80E-06	U.S. EPA, 1996b
Diffusivité dans l'eau	m^2/sec	9,80E-10	U.S. EPA, 1996b
Pression de vapeur	atm	0,125	Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996
Point de fusion	°C	5,50	Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996
Constante de Henry à 25 °C	torr.m^3/mol	4,24	ATSDR, 1997
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau (Kp)	cm/hr	0,015	U.S. EPA, 2001
Ratio coefficient de perméabilité stratum corneum/epiderme viable (B)	-	0,1	U.S. EPA, 2001
Temps de latence par événement	hre/even	0,29	U.S. EPA, 2001
Facteur de bioconcentration dans les racines, à partir de l'absorption racinaire	(mg/kg m.s.) /(mg/kg sol)	0,0103	Voir annexe 6 du présent rapport
Facteur de bioconcentration dans les feuilles, à partir de l'air	(mg/kg m.s.) /(mg/kg sol)	0,0054	Voir annexe 6 du présent rapport
Facteur de bioconcentration dans les feuilles, à partir de l'absorption racinaire	(mg/kg m.s.) /(mg/kg sol)	3,15	Voir annexe 6 du présent rapport
Facteur de bioconcentration dans le lait maternel	-	0,711	Voir annexe 8 du présent rapport
Constante d'élimination dans le lait maternel	$Jour^{-1}$	n.c.	Voir annexe 8 du présent rapport

n.c. : non considéré.

3 CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS L'ENVIRONNEMENT

3.1 Air ambiant et air intérieur

La majorité du benzène émis dans l'environnement se retrouve dans l'air, où il ne séjourne que quelques jours, car il y subit une dégradation chimique (principalement par les radicaux hydroxyles) ou il est éliminé par la pluie (ATSDR, 1997). Les concentrations de benzène dans l'air ambiant ont diminué de façon importante au cours des dernières années suite aux efforts considérables réalisés au niveau du contrôle des différentes sources d'émission (sources associées à l'utilisation de l'essence, sources industrielles). C'est pourquoi on a observé une diminution de plus de 50 % des concentrations de benzène dans l'air ambiant de l'Est de Montréal depuis 1997 (CUM, 2001).

Selon Tremblay et Dann, 1995, la moyenne des concentrations de benzène mesurées dans l'air de dix villes canadiennes était de 4,4 µg/m^3 (de 1,2 à 14,6 µg/m^3) entre 1988 et 1990. Walsh et Bouchard, 2001 indiquent que, de 1995 à 1999, les concentrations moyennes annuelles mesurées dans l'air

ambiant de Montréal, de Brossard et d'un milieu rural étaient de 2,58 à 8,73 ug/m^3 [(79)], 1,12 µg/m^3 et 0,61 µg/m^3, respectivement. En 2002, les concentrations moyennes de benzène dans l'Est de Montréal étaient de 3,0 et 1,1 µg/m³, et celles du centre-ville de Montréal étaient de 1,5 et 2,5 µg/m³ (Ville de Montréal, 2003).

Les concentrations de benzène dans l'air intérieur sont généralement un peu plus élevées que celles dans l'air ambiant en raison de la présence de certaines sources intérieures telles le tabagisme ou l'utilisation de produits de consommation contenant de faibles quantités de benzène. Ainsi, dans une revue de la littérature (dont certaines données datent cependant de 10 ou 15 ans), Holcomb et Seabrooke, 1995 ont estimé des concentrations moyennes de 13,5 µg/m^3 et 7,9 µg/m^3 dans l'air intérieur des maisons chez les fumeurs et les non-fumeurs, respectivement. Dans une étude plus récente menée à Windsor en 1993, une concentration moyenne de 3,6 µg/m^3 a été mesurée dans l'air intérieur des maisons où il y avait des fumeurs et de 3,2 µg/m^3 dans l'air intérieur de bureaux ou d'écoles, alors que la moyenne des concentrations était de 3,02 µg/m^3 dans l'air ambiant (Szakolcal et Weller, 1994).

La concentration de 2,5 µg/m^3 a été retenue pour l'air ambiant (en tenant compte de l'ensemble des concentrations mesurées récemment dans l'air ambiant au Québec) et celle de 3,5 µg/m^3 pour l'air intérieur selon les mesures faites à Windsor.

3.2 Eau potable

Le benzène est peu persistant dans l'eau. La volatilisation et la biodégradation sont les principaux processus responsables de l'élimination du benzène de l'eau (Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada, 1993).

Au Québec, il existe peu de données sur les concentrations de benzène présentes dans l'eau potable. En 1982, les concentrations moyennes de benzène mesurées dans 30 installations de traitement à travers le Canada variaient entre 1 et 3 µg/L. Entre 1990 à 1992, on a mesuré des concentrations moyennes de benzène de 0,035 µg/L à Windsor, Ontario, et la concentration de près de 85 % des échantillons était inférieure à la limite de détection de l'appareil (0,05 µg/L) (Szakolcal et Weller, 1994). À Montréal, la concentration de benzène mesurée dans l'eau potable est inférieure à 0,03 µg/L (Ville de Montréal, 2001).

La valeur de 0,1 µg/L a été retenue comme concentration moyenne de benzène dans l'eau potable.

3.3 Alimentation

Le benzène n'a pas tendance à être bioconcentré ni bioamplifié le long des chaînes alimentaires (Organisation mondiale de la santé, 1993). À notre connaissance, il n'existe pas de données canadiennes concernant les concentrations de benzène mesurées dans les aliments. Les concentrations moyennes mesurées en 2000 dans différents groupes alimentaires par le Food and Drug Administration américain à partir du panier d'épicerie (Food and drug administration (FDA), 2000) ont été retenues pour cette évaluation de risque. Les valeurs variaient de 0,016 mg/kg de matière fraîche pour les légumes racines à 0,027 mg/kg de matière fraîche pour la viande et les œufs.

[79] La concentration de 8,73 µg/m^3 a été mesurée dans l'Est de Montréal.

3.4 Sol et poussières intérieures

La volatilisation dans la zone non saturée du sol est la principale voie d'élimination du benzène dans le sol. Dans le modèle qu'ils ont élaboré, Jury et coll., 1990 ont comparé le devenir du benzène ajouté sur un sol sablonneux versus un sol argileux. Dans un sol sablonneux, 34 % du benzène s'était volatilisé, 39 % s'était dégradé alors que 27 % était encore capté dans les pores du sol après un an. Dans un sol argileux compacté, 0,01 % de la quantité initiale de benzène s'était évaporé, 50 % s'était dégradé et 49,99 % demeurait encore dans les pores du sol au cours de la même période (Environnement Canada, 1996).

Il y a peu de données concernant le niveau de contamination des sols par le benzène dans les sols non affectés par une source locale de pollution. En Ontario, la valeur du 98^{e} centile des concentrations de benzène mesurées par le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario dans les parcs ruraux et les vieux parcs urbains sont respectivement de 0,040 µg/kg et 0,047 µg/kg (CCME, 1997). Aucune information relative à la concentration en benzène dans les poussières intérieures n'a été trouvée.

La valeur de 0,047 µg/kg a été retenue pour les sols ainsi que pour les poussière intérieures.

3.5 Autres milieux

La fumée de cigarette est une source significative d'exposition au benzène. La moyenne de plusieurs estimés de la concentration de benzène dans les cigarettes est d'environ 45 µg/cigarette (Szakolcal et Weller, 1994). En assumant une consommation de 20 cigarettes par jour, la dose d'exposition au benzène via le tabagisme actif correspondrait à 0,9 mg/j.

L'essence constitue également une source d'exposition au benzène lors de la conduite d'un véhicule ou lors du plein d'essence.

Ces sources d'exposition n'ont cependant pas été considérées dans le cadre de cette étude.

3.6 Concentrations bruit de fond retenues

Les concentrations de benzène retenues pour l'estimation du bruit de fond sont présentées au tableau 2.

Tableau 2. Concentrations de benzène dans l'environnement

Concentration dans	Unités	Valeurs	Références
Air extérieur - phase gazeuse	mg/m^3	2,50E-03	Ensemble des données récentes du Québec
Air intérieur - phase gazeuse	mg/m^3	3,50E-03	Szakolcal et Weller, 1994
Eau potable	mg/L	1,00E-04	Plusieurs références
Lait de formule[1]	mg/L	1,50E-02	Food and drug administration (FDA), 2000
Lait maternel[1]	mg/L	1,50E-02	Food and drug administration (FDA), 2000
Lait et produits laitiers	mg/kg m.f.	1,50E-02	Food and drug administration (FDA), 2000
Viande et œufs	mg/kg m.f.	2,69E-02	Food and drug administration (FDA), 2000
Poissons et fruits de mer	mg/kg m.f.	1,59E-02	Food and drug administration (FDA), 2000
Légumes racines	mg/kg m.f.	1,56E-02	Food and drug administration (FDA), 2000
Légumes feuillus	mg/kg m.f.	1,84E-02	Food and drug administration (FDA), 2000
Légumes à fruits	mg/kg m.f.	1,84E-02	Food and drug administration (FDA), 2000
Fruits et jus de fruits	mg/kg m.f.	2,28E-02	Food and drug administration (FDA), 2000
Céréales	mg/kg m.f.	2,12E-02	Food and drug administration (FDA), 2000
Sucre	mg/kg m.f.	1,75E-02	Food and drug administration (FDA), 2000
Huile et noix	mg/kg m.f.	1,90E-02	Food and drug administration (FDA), 2000
Sol	mg/kg m.s.	4,70E-05	CCME, 1997
Poussières intérieures	mg/kg m.s.	4,70E-05	Concentration dans le sol retenue par défaut

[1] Devant l'absence de données, la concentration de benzène mesurée dans le lait et les produits laitiers a été retenue pour le lait de formule et le lait maternel.

m f. : matière fraîche.
m.s. : matière sèche.

4 TOXICOCINÉTIQUE ET EFFETS SUR LA SANTÉ

4.1 Toxicocinétique

L'inhalation constitue la principale voie d'exposition au benzène. Lors d'une exposition continue aux vapeurs de benzène, jusqu'à 50 % de la dose inhalée est absorbée, et cette absorption est rapide (Organisation mondiale de la santé, 1993). Des études animales ont démontré un taux d'absorption de l'ordre de 90 % par ingestion de benzène (Organisation mondiale de la santé, 1993). Cette substance n'est que faiblement absorbée par la peau. L'étude de Franz, 1984 citée par l'ATSDR, 1997 démontre que < 1 % de la dose appliquée sur la peau est absorbée. À partir d'une modélisation, McKone, 1990 cité par Szakolcal et Weller, 1994 a estimé que la quantité de benzène absorbée à partir du sol serait < 3 %. Nous avons retenu les valeurs de 50 %, 100 % et 3 % pour les taux d'absorption par inhalation, par ingestion et par contact cutané, respectivement.

Le benzène passe rapidement dans la circulation sanguine d'où il est distribué dans tout l'organisme. Il est transformé en métabolites réactifs au niveau du foie ainsi que dans la moelle osseuse. Comme il est très lipophile, il s'accumule principalement dans les tissus adipeux mais on le retrouve aussi dans la moelle osseuse, le sang, les tissus de l'axe cérébro-spinal, le foie, les reins et la rate (ATSDR, 1997; Santé Canada, 1987). Le benzène peut traverser la barrière placentaire (Organisation mondiale de la santé, 1993).

Le benzène est excrété via l'expiration sous forme inchangée mais aussi en plus faible proportion dans l'urine sous forme de métabolites.

4.2 Effets sur la santé

4.2.1 Effets autres que le cancer

De brèves expositions à de fortes concentrations de benzène peuvent entraîner des symptômes neurotoxiques tels que la somnolence, des étourdissements, des nausées et des maux de tête. Ces effets résultent d'une dépression du système nerveux central et sont réversibles. Ils ne se produisent pas à faible concentration et ce, quelque soit la durée de l'exposition (Santé Canada, 1987)

À plus long terme, des effets hématotoxiques ont été démontrés chez plusieurs populations exposées professionnellement au benzène dans différentes études épidémiologiques. Plusieurs études ont démontré que les travailleurs exposés au benzène dans leur milieu de travail avaient développé une pancytopénie (diminution anormale du nombre des différentes cellules sanguines) dont les cas les plus graves ont été identifiés comme des cas d'anémie aplastique. Des aberrations chromosomiques, tant numériques que structurales, au niveau des lymphocytes et des cellules de la moelle épinière ont été observées chez les travailleurs exposés au benzène de façon chronique (Organisation mondiale de la santé, 1993; Santé Canada, 1987). Même si le benzène traverse assez facilement la barrière placentaire, aucun effet sur le fœtus (exception faite des aberrations chromosomiques), ni aucune malformation génétique n'ont été associés à l'exposition au benzène (Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada, 1993).

Les effets d'une exposition chronique au benzène chez les animaux sont similaires à ceux observés chez l'homme, soit la cytopénie et l'anémie aplastique (Santé Canada, 1987). La plupart des études animales ont été effectuées en exposant les sujets par inhalation. Dans le cadre du National toxicology program (National Toxicology Program, 1986), une étude des effets du benzène a été réalisée chez des rongeurs exposés à long terme par ingestion. Des effets hématologiques ont été observés tels une déplétion lymphoïde des follicules spléniques et du thymus, une hyperplasie hématopoïétique de la moelle osseuse ainsi qu'une diminution du nombre de lymphocytes et de leucocytes chez les animaux exposés (Organisation mondiale de la santé, 1993).

4.2.2 Effets cancérigènes

La cancérogénicité du benzène a été clairement établie par diverses études épidémiologiques et études de cas chez les individus exposés professionnellement (Organisation mondiale de la santé, 1993). Une association significative a été démontrée avec tous les types de leucémies mais la leucémie myéloïde aiguë demeure l'affection la plus souvent citée dans la littérature (Beausoleil, 1997).

Rinsky et coll., 1987 ont examiné la mortalité d'une cohorte de 1 165 travailleurs de l'industrie du caoutchouc exposés au benzène et ont observé une augmentation significative des décès dus à tous les types de néoplasmes lymphatiques et hématopoïétiques ainsi qu'une augmentation des décès dus à la leucémie par rapport aux taux nationaux (Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada, 1993). Cette étude est l'une des plus utilisées pour l'évaluation du risque de cancer du benzène car, contrairement à plusieurs autres études épidémiologiques menées chez des travailleurs d'usines chimiques ou pétrolières, les niveaux de benzène dans l'air ambiant de travail étaient particulièrement importants et les travailleurs n'étaient pas exposés à d'autres substances chimiques cancérigènes. L'expérimentation animale a également démontré que le benzène était carcinogène chez les rongeurs et produisait une variété de tumeurs suite à l'inhalation ou l'ingestion de benzène (Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada, 1993).

Le benzène est classé cancérogène pour l'humain par Santé Canada (groupe 1), l'IARC (groupe 1) et le U.S. EPA (groupe A) (Santé Canada, 1987; Organisation mondiale de la santé, 1993; U.S. EPA, 2000).

5 ESTIMATEURS DE RISQUE

5.1 Effets autres que le cancer

À notre connaissance, aucun organisme n'a proposé de dose de référence par ingestion ni par inhalation pour des effets autres que le cancer. L'ATSDR a dérivé des MRL (« maximum risk level ») pour des expositions aiguë et intermédiaire, mais aucune MRL n'a été établie pour des expositions chroniques (ATSDR, 1997).

5.2 Risques d'excès de cancer

5.2.1 Ingestion

Selon le U.S. EPA, 2000, la dose associée à un risque d'excès de cancer de 10^{-6} par ingestion de benzène varie de **$0{,}02 \times 10^{-3}$ à $0{,}07 \times 10^{-3}$ mg/kg-j** (facteur de pente de $1{,}5 \times 10^{-2}$ à $5{,}5 \times 10^{-2}$ par mg/kg-j) (tableau 3). Ces estimateurs ont été établis à partir des estimateurs de risque cancérigène par inhalation (décrits à la section 5.2.2), en tenant compte des différences d'absorption par les deux voies d'exposition.

5.2.2 Inhalation

En 2000, le U.S. EPA a déterminé une plage d'estimateurs de risque pour les effets cancérigènes du benzène par la voie d'inhalation à partir de plusieurs études épidémiologiques menées chez les travailleurs et en considérant la leucémie comme effet nocif (U.S. EPA, 2000) (tableau 3). La dose associée à un risque d'excès de cancer de 10^{-6} par inhalation de benzène varie de **$0{,}04 \times 10^{-3}$ à $0{,}13 \times 10^{-3}$ mg/kg-j** (risque unitaire de 2,2 x 10^{-3} à 7,8 x 10^{-3} par mg/m^3) (U.S. EPA, 2000). Le U.S. EPA considère qu'il manque encore trop d'information sur le mécanisme de toxicité du benzène et de ses métabolites pour déterminer précisément le type de courbe dose-réponse aux concentrations environnementales. L'utilisation du modèle d'extrapolation linéaire a donc été choisie par défaut.

Santé Canada a développé une concentration tumorigène 5 % ($CT_{0,05}$) correspondant à la concentration qui causerait 5 % d'augmentation de la mortalité due à la leucémie myéloïde aiguë à partir des données de mortalité provenant de l'étude de suivi de la cohorte de travailleurs du caoutchouc jusqu'en 1981 (Rinsky et coll., 1987), des estimations de l'exposition élaborée par Crump et Allen, 1984 cités par Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada, 1993 et du modèle quadratique linéaire pour le rapport exposition-réponse (Thorslund et Farrar, 1992 cités par Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada, 1993). La dose associée à un risque d'excès de cancer de 10^{-6} par inhalation de benzène de Santé Canada correspondrait à **0,04 x 10^{-3} mg/kg-j** (Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada, 1993).

L'Organisation mondiale de la santé a révisé les différents estimés de risque cancérigènes déjà proposés par Crump & Allen, 1984 et Paustenbach et coll., 1992 à partir de la cohorte de travailleurs du caoutchouc, et a retenu la moyenne géométrique de ces estimés (risque unitaire de 6 x 10^{-3} par mg/m^3) (World Health Organization, 2000). La dose associée à un risque d'excès de cancer de 10^{-6} par inhalation de benzène correspondrait à **$0{,}02 \times 10^{-3}$ mg/kg-j.**

Tableau 3. Estimateurs de risque pour le benzène développés par les principaux organismes de santé reconnus

Estimateur de risque	Valeur (mg/kg-j)	Effet critique	Étude	NOAEL ou LOAEL (mg/kg-j)	Facteur de sécurité	Organisme Date	Référence
Effets autres que le cancer – par ingestion							
n.d.							
Effets autres que le cancer – par inhalation							
n.d.							
Effets cancérigènes – par ingestion							
Dose associée à un risque 10^{-6}	**$0{,}02 \times 10^{-3}$ à $0{,}07 \times 10^{-3}$** (note 1)	Leucémie	Plusieurs études épidémiologiques menées chez des travailleurs			EPA, 2000	U.S. EPA, 2000
Effets cancérigènes – par inhalation							
Dose associée à un risque 10^{-6}	**$0{,}04 \times 10^{-3}$ à $0{,}13 \times 10^{-3}$**	Leucémie	Plusieurs études épidémiologiques menées chez des travailleurs			EPA,2000	U.S. EPA, 2000
Dose associée à un risque 10^{-6}	$0{,}04 \times 10^{-3}$	Leucémie	Rinsky et coll., 1987			Santé Canada, 1991	Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada, 1993
Dose associée à un risque 10^{-6}	$0{,}02 \times 10^{-3}$	Leucémie	Crump, 1994 cité par (World Health Organization, 2000)			OMS, 2000	World Health Organization, 2000

Note 1 : Valeurs calculées à partir des valeurs établies par inhalation par le U.S. EPA, 2000 en tenant compte des facteurs d'absorption par ingestion et par inhalation.

Plage d'estimateurs de risque retenus **en gras**.

n.d. : non déterminé

5.2.3 Estimateur de risque retenu

Les seuls estimateurs de risque retenus sont les intervalles d'estimateurs de risque cancérigène du U.S. EPA, 2000, soit les concentrations de **0,02 x 10^{-3} à 0,07 x 10^{-3} mg/kg-j** qui correspondent à un risque d'excès de cancer de 10^{-6} par ingestion et de **0,04 × 10^{-3} à 0,13 x 10^{-3} mg/kg-j** qui correspondent à un risque d'excès de cancer de 10^{-6} par inhalation (tableau 3). Aucun estimateur de risque n'a été considéré pour les effets autres que le cancer.

6 RÉSULTATS DE LA VALIDATION DES CRITÈRES B ET C

Puisque l'estimateur de risque d'excès de leucémie suite à une exposition par ingestion a été dérivé à partir de l'estimateur de risque d'excès de leucémie par inhalation, nous avons comparé les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané) à la plage d'estimateurs de risque par inhalation en tenant compte des facteurs d'absorption respectifs des différentes voies d'exposition. Nous rappelons ici l'algorithme utilisé pour estimer la *dose d'exposition combinée* (DEC) afin de tenir compte des différentes voies d'exposition au benzène (équation 1).

$$IRC_{inh} = \frac{DEC_{inh}}{DR_{inh}} = \left\{ \frac{\left(DE_{ing} \times \frac{Fabs_{ing}}{Fabs_{inh}} \right) + DE_{inh} + \frac{DA_{cut}}{Fabs_{inh}}}{DR_{inh}} \right\} \qquad \text{Équation 1}$$

où
IRC_{inh} = indice de risque par inhalation
DEC_{inh} = dose d'exposition combinée calculée par rapport à l'inhalation (mg/kg-j)
DR_{inh} = dose de référence par inhalation
DE_{ing} = dose d'exposition au benzène par ingestion (mg/kg-j)
DE_{inh} = dose d'exposition au benzène par inhalation (mg/kg-j)
DA_{cut} = dose de benzène absorbée par contact cutané (mg/kg-j)
$Fabs_{ing}$ = fraction de la dose de benzène ingérée qui est absorbée (1,0)
$Fabs_{inh}$ = fraction de la dose de benzène inhalée qui est absorbée (0,5)

Les résultats détaillés des doses d'exposition estimées pour le bruit de fond et les critères B et C sont présentés dans les tableaux 4, 6 et 8 respectivement. Les risques associés au critère B et au critère C sont présentés aux tableaux 7 et 9 respectivement.

6.1 Bruit de fond

6.1.1 Doses d'exposition dues au bruit de fond

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'inhalation) associées au bruit de fond varient de 2,0 x 10^{-3} à 5,4 x 10^{-3} mg/kg-j selon l'âge, et correspondent à une dose de **2,4 x 10^{-3} mg/kg-j** pour toute la durée de vie (tableau 4). L'inhalation et l'ingestion de benzène à partir des aliments constituent les principales voies d'exposition à cette substance. Le contact cutané n'est pas une voie d'exposition significative. Quant à l'ingestion de sol et de poussières, elles sont négligeables compte tenu de la faible contamination de ces milieux par le benzène.

Tableau 4. Doses d'exposition dues au bruit de fond estimées selon la méthodologie décrite dans cette étude

Dose bruit de fond annuelle moyenne (mg/kg-j)	**0-6 mois**	**7 mois- 4 ans**	**5-11 ans**	**12-19 ans**	**20 ans et +**
dose par inhalation d'air extérieur	1,60E-04	1,64E-04	1,29E-04	7,72E-05	3,26E-05
dose par inhalation d'air intérieur	1,70E-03	1,74E-03	1,36E-03	8,18E-04	7,37E-04
DOSE TOTALE PAR INHALATION	**1,86E-03**	**1,91E-03**	**1,49E-03**	**0,90E-03**	**0,77E-03**
	0,92E-03 sur toute la durée de vie				
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**1,22E-06**	**4,41E-06**	**2,99E-06**	**2,06E-06**	**1,74E-06**
dose par ingestion de lait de formule/lait maternel	1,49E-03	6,36E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
dose par ingestion de lait et produits laitiers	0,00E+00	5,38E-04	3,05E-04	1,70E-04	9,80E-05
dose par ingestion d'œufs et de viande	3,28E-05	1,40E-04	1,10E-04	8,88E-05	1,02E-04
dose par ingestion de poissons/fruits de mer	0,00E+00	1,45E-05	7,25E-06	3,99E-06	3,37E-06
dose par ingestion de légumes racines	3,80E-05	9,93E-05	8,35E-05	6,92E-05	6,75E-05
dose par ingestion d'autres légumes	3,37E-05	7,47E-05	5,98E-05	4,28E-05	5,78E-05
dose par ingestion de fruits et jus de fruits	5,44E-05	3,16E-04	1,99E-04	1,12E-04	1,25E-04
dose par ingestion de céréales	1,04E-04	2,16E-04	1,86E-04	1,16E-04	1,08E-04
dose par ingestion de sucre	2,13E-05	5,52E-05	4,15E-05	2,67E-05	2,62E-05
dose par ingestion d'huile et noix	3,34E-06	2,99E-05	2,84E-05	2,13E-05	2,15E-05
dose par ingestion de tous les aliments	**1,77E-03**	**1,55E-03**	**1,02E-03**	**6,51E-04**	**6,09E-04**
dose par ingestion de sol	4,35E-11	1,62E-10	1,90E-11	5,97E-12	5,04E-12
dose par ingestion de poussières	4,01E-11	1,50E-10	1,75E-11	5,51E-12	4,65E-12
dose par ingestion de sol et poussières	**8,36E-11**	**3,12E-10**	**3,65E-11**	**1,15E-11**	**9,69E-12**
DOSE TOTALE par INGESTION	**1,77E-03**	**1,55E-03**	**1,02E-03**	**6,53E-04**	**6,11E-04**
	0,71E-03 sur toute la durée de vie				
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	2,03E-11	1,51E-11	3,74E-12	2,99E-12
dose par absorption cutanée de poussières	9,69E-12	6,03E-12	4,39E-12	2,97E-12	2,45E-12
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	4,93E-07	4,15E-07	3,44E-07	2,89E-07	2,79E-07
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**4,93E-07**	**4,15E-07**	**3,44E-07**	**2,89E-07**	**2,79E-07**
	2,95E-07 sur toute la durée de vie				
DOSE TOTALE COMBINÉE (toutes voies d'exposition) vs INHALATION	**5,41E-03**	**5,01E-03**	**3,54E-03**	**2,20E-03**	**1,99E-03**
	2,35E-03 sur toute la durée de vie				

À des fins de comparaison, nous avons indiqué au tableau 5 les doses d'exposition au benzène estimées par d'autres auteurs pour la population canadienne ou québécoise. Selon Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada, 1993, la *dose d'exposition combinée* par rapport à l'inhalation serait de $1,5 \times 10^{-3}$ mg/kg-j sur toute la durée de vie, soit un peu moins que notre évaluation. Selon le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996, elle serait de 117×10^{-3} mg/kg-j, ce qui représenterait une valeur 50 fois supérieure à celle estimée dans ce document, et la voie cutanée constituerait la voie d'exposition la plus importante. Cette estimation du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996 nous apparaît surestimée.

Tableau 5. Doses d'exposition au benzène estimées par d'autres auteurs pour la population canadienne ou québécoise

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	0-6 mois	7 mois-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	> 19 ans
Selon Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada, 1993					
dose externe par ingestion	9,00E-05	1,20E-04	9,00E-05	5,00E-05	4,00E-05
dose externe par inhalation	1,50E-03	1,70E-03	2,00E-03	1,70E-03	1,30E-03
dose par voie cutanée	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Dose totale combinée vs inhalation[1]	**1,68E-03**	**1,94E-03**	**2,18E-03**	**1,80E-03**	**1,38E-03**
	1,54E-03 sur toute la durée de vie				
Selon le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996[2]					
dose externe par ingestion	5,39E-02	1,10E-02	6,97E-03	3,53E-03	3,31E-03
dose externe par inhalation	1,08E-02	1,08E-02	1,13E-02	6,01E-03	3,95E-03
dose absorbée par voie cutanée	9,17E-02	8,19E-02	7,05E-02	4,25E-02	4,74E-02
Dose totale combinée vs inhalation[1]	**3,02E-01**	**1,97E-01**	**1,66E-01**	**0,98E-01**	**1,05E-01**
	117E-03 sur toute la durée de vie				

[1] Estimée selon l'équation 1.

[2] Les doses pour chaque tranche d'âge ont été calculées à partir des doses estimées par le MEF pour des tranches d'âge plus réduites en pondérant la durée de chaque tranche d'âge initiale.

6.1.2 Risques à la santé associés au bruit de fond

Le risque cancérigène associé au bruit de fond varierait de $\mathbf{18 \times 10^{-6}}$ **à** $\mathbf{64 \times 10^{-6}}$ sur toute la vie, soit environ 2 à 6 cas d'excès de cancer sur 100 000. Ces risques dépassent la valeur de référence d'un excès de cancer par 1 000 000 d'individus.

6.2 Critère B

6.2.1 Doses d'exposition associées au critère B

Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et cutané par rapport à l'inhalation) dues au critère B varient de $2{,}8 \times 10^{-3}$ à $7{,}1 \times 10^{-3}$ mg/kg-j selon l'âge, soit une dose de $\mathbf{3{,}3 \times 10^{-3}}$ **mg/kg-j** sur toute la durée de vie (tableau 6). Cette dernière est du même ordre de grandeur que celle associée au bruit de fond ($2{,}4 \times 10^{-3}$ mg/kg-j). L'inhalation constitue la voie d'exposition majeure au benzène (la concentration de benzène dans l'air intérieur est estimée à 12,9 $\mu g/m^3$), alors que l'ingestion est plus faible de deux ordres de grandeur[80]. Le contact cutané est négligeable.

[80] Il est à noter que l'estimation de l'exposition par l'ingestion de lait maternel n'a pas tenu compte de la demi-vie du benzène dans l'organisme de la mère et dans le lait, et que conséquemment l'exposition au benzène est certainement surestimée.

Tableau 6. Doses d'exposition au benzène estimées dues au critère B (0,5 ppm) selon le scénario résidentiel

Dose d'exposition moyenne annuelle (mg/kg-j)	0-6 mois	7 mois-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	> 19 ans
dose par inhalation d'air extérieur	6,11E-05	2,37E-05	1,31E-05	7,37E-06	1,23E-06
dose par inhalation d'air intérieur	6,72E-03	6,60E-03	5,12E-03	3,07E-03	2,73E-03
DOSE TOTALE par INHALATION	**6,78E-03**	**6,63E-03**	**5,14E-03**	**3,08E-03**	**2,74E-03**
	3,25E-03 sur toute la durée de vie				
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**1,37E-12**	**4,96E-12**	**3,37E-12**	**2,32E-12**	**2,32E-12**
dose par ingestion de lait de formule	1,11E-11	4,77E-13	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
dose par ingestion de légumes racines	2,51E-07	6,55E-07	5,51E-07	4,57E-07	4,46E-07
dose par ingestion d'autres légumes	8,24E-06	2,26E-05	1,68E-05	1,20E-05	2,04E-05
dose par ingestion de fruits et légumes-fruits	6,15E-06	3,58E-05	2,25E-05	1,26E-05	1,41E-05
dose par ingestion de lait maternel	1,57E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Dose par ingestion de tous les aliments	**1,46E-05**[1] **17,2E-05**[2]	**5,90E-05**	**3,98E-05**	**2,51E-05**	**3,50E-05**
dose par ingestion de sol	4,62E-07	1,72E-06	2,02E-07	6,35E-08	5,36E-08
dose par ingestion de poussières	1,24E-07	4,64E-07	5,43E-08	1,71E-08	1,44E-08
dose par ingestion de sol et poussières	**5,87E-07**	**2,19E-06**	**2,56E-07**	**8,06E-08**	**6,81E-08**
DOSE TOTALE par INGESTION	**0,02E-03**[1] **0,17E-03**[2]	**0,06E-03**	**0,04E-03**	**0,03E-03**	**0,04E-03**
	0,04E-03				
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	2,15E-07	1,61E-07	3,98E-08	3,18E-08
dose par absorption cutanée de poussières	5,16E-08	2,15E-08	1,61E-08	1,14E-08	9,10E-09
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	5,54E-13	4,66E-13	3,87E-13	3,25E-13	3,13E-13
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**5,16E-08**	**2,37E-07**	**1,77E-07**	**5,11E-08**	**4,09E-08**
	6,56E-08 sur toute la durée de vie				
DOSE COMBINÉE (ingestion + inhalation + contact cutané) vs INHALATION	**6,81E-03**[1] **7,12E-03**[2]	**6,75E-03**	**5,22E-03**	**3,13E-03**	**2,81E-03**
	3,31E-03 sur toute la durée de vie				

[1] Lait de formule.
[2] Lait maternel.

6.2.2 Risques à la santé associés au critère B

Le *risque d'excès de cancer combiné* associé au critère B varie de **25×10^{-6} à 90×10^{-6}**, soit près de 140 % du risque attribuable à la présence de benzène en bruit de fond. Ces excès de risque sont supérieurs à la valeur de référence d'un excès de cancer par 1 000 000 d'individus (tableau 7).

Tableau 7. Risques d'excès de cancer correspondant à l'exposition bruit de fond et au critère B pour le benzène

Dose d'exposition (mg/kg-j) et risque d'excès de cancer	Bruit de fond	Critère B	Contribution du critère B par rapport au bruit de fond
Dose d'exposition combinée (ingestion + inhalation + cutané) sur toute la vie vs inhalation[1]	2,35E-03	3,31E-03	140 %
Risque d'excès de cancer (Dose ingestion + inhalation + cutané vs risque par inhalation)[1]	18×10^{-6} à 64×10^{-6}	25×10^{-6} à 90×10^{-6}	140 %

[1] Dose d'exposition combinée, voir équation 1.

6.3 Critère C

6.3.1 Doses d'exposition associées au critère C

Les doses d'exposition associées au critère C ont été estimées pour un scénario de travailleurs qui passent 10 heures/jour à l'intérieur et un scénario de travailleurs qui passent tout ce temps à l'extérieur (tableau 8). Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'inhalation) sont de **$1{,}1 \times 10^{-3}$ et $0{,}2 \times 10^{-3}$ mg/kg-j** sur toute la durée de vie pour le travailleur « intérieur » et le travailleur « extérieur », respectivement. L'inhalation de benzène dans l'air constitue la principale source d'exposition des travailleurs (plus de 95 %) (concentration estimée dans l'air intérieur de 5,64 $\mu g/m^2$), l'ingestion et le contact cutané étant des sources marginales.

Tableau 8. Doses d'exposition au benzène estimées dues au critère C (5 ppm), selon le scénario commercial/industriel (adulte)

Dose d'exposition	Dose d'exposition sur toute la durée de vie[1] (mg/kg-j)	
	Travailleur « intérieur »	**Travailleur « extérieur »**
dose par inhalation d'air extérieur	0,00E+00	1,54E-04
dose par inhalation d'air intérieur	1,07E-03	0,00E+00
DOSE TOTALE par INHALATION	**1,07E-03**	**0,16E-03**
dose par ingestion d'eau potable souterraine	**1,69E-11**	**1,69E-11**
Dose par ingestion de tous les aliments	**0,00E+00**	**0,00E+00**
dose par ingestion de sol	0,00E+00	3,91E-07
dose par ingestion de poussières	1,05E-07	0,00E+00
dose par ingestion de sol et poussières	**1,05E-07**	**3,91E-07**
DOSE TOTALE par INGESTION	**1,05E-07**	**3,91E-07**
dose par absorption cutanée de sol	0,00E+00	2,32E-07
dose par absorption cutanée de poussières	9,48E-08	0,00E+00
dose par absorption cutanée à partir de l'eau	2,28E-12	2,28E-12
DOSE TOTALE absorbée par voie CUTANÉE	**9,48E-08**	**2,32E-07**
DOSE COMBINÉE (ingestion + inhalation + cutané) vs INGESTION[2]	**1,08E-03**	**0,16E-03**

[1] Correspond à la dose due au critère C reçue pendant les 45 années de travail et rapportée sur la durée de vie (70 ans).
[2] Estimée selon l'équation 1.

6.3.2 Risques à la santé associés au critère C

Les *risques d'excès de cancer combiné* varient de **$8{,}3 \times 10^{-6}$ à $29{,}4 \times 10^{-6}$** et de **$1{,}2 \times 10^{-6}$ à $4{,}2 \times 10^{-6}$** pour le travailleur « intérieur » et le travailleur «extérieur », respectivement, qui sont exposés à des sols contaminés au benzène au niveau du critère C (5 ppm) (tableau 9). Ces plages de risque représentent 46 % et 7 % du risque lié au bruit de fond pour le scénario « intérieur » et le scénario « extérieur », respectivement.

Tableau 9. Risques d'excès de cancer correspondant à l'exposition bruit de fond et critère C pour le benzène

Doses d'exposition (mg/kg-j) et risque d'excès de cancer	Bruit de fond	Critère C	Contribution du critère C par rapport au bruit de fond
Dose d'exposition combinée (ingestion + inhalation + cutané) sur toute la vie vs inhalation[1]	2,35E-03	Travailleur « intérieur » :1,08E-03 Travailleur « extérieur » :0,16E-03	46 % 7 %
Risque d'excès de cancer combiné (Dose ingestion + inhalation + cutané vs risque par inhalation)	18×10^{-6} à 64×10^{-6}	Travailleur « intérieur » : $8{,}29 \times 10^{-6}$ à $29{,}4 \times 10^{-6}$ Travailleur « extérieur » : $1{,}20 \times 10^{-6}$ à $4{,}24 \times 10^{-6}$	46 % 7 %

[1] Dose d'exposition combinée, voir équation 1.

7 DISCUSSION

Le benzène est une substance très volatile qui se retrouve en très faible concentration dans les sols (bruit de fond : 0,00005 ppm). Les *doses d'exposition combinée* (exposition par ingestion, inhalation et contact cutané par rapport à l'inhalation) ont été comparées avec l'intervalle d'estimateurs de risque cancérigène par inhalation proposés par le U.S. EPA, 2000b ($0{,}04 \times 10^{-3}$ à $0{,}13 \times 10^{-3}$ mg/kg-j associés à un risque d'excès de cancer de 10^{-6}).

Critère B

La *dose d'exposition combinée* au benzène sur toute une vie attribuable au critère B est de $3{,}3 \times 10^{-3}$ mg/kg-j comparativement à celle associée au bruit de fond qui est de $2{,}4 \times 10^{-3}$ mg/kg-j. L'inhalation constitue la voie d'exposition majeure au benzène. Le risque d'excès de cancer associé au critère B varie de **25×10^{-6} à 90×10^{-6}** et celui lié au bruit de fond varierait de **18×10^{-5} à 64×10^{-5}** sur toute la vie. Le critère B représente 140 % du risque attribuable à la présence de benzène dans le bruit de fond. L'inhalation de vapeurs intérieures associée au critère B représente plus de 90 % de la dose d'exposition totale (inhalation + ingestion + contact cutané) liée au critère B. Ces excès de risque sont supérieurs à la recommandation du MSSS, 2002 (1 excès de cancer par 1 000 000 d'individus).

Critère C

La *dose d'exposition combinée* au benzène sur toute une vie associée au critère C est de $1{,}1 \times 10^{-3}$ mg/kg-j pour le travailleur le plus exposé. L'inhalation de benzène dans l'air constitue la principale source d'exposition des travailleurs (plus de 95 %), l'ingestion et le contact cutané étant des sources marginales. Le risque d'excès de cancer varie de **$8{,}3 \times 10^{-6}$ à $29{,}4 \times 10^{-6}$** pour le travailleur le plus exposé. Cette plage de risque représente 46 % du risque lié au bruit de fond.

Tous les niveaux de risque estimés sont supérieurs à la valeur maximale de 1×10^{-6} recommandée par le MSSS, 2002, que ce soit celui lié au niveau du bruit de fond ou ceux associés aux critères B et C.

Plusieurs incertitudes demeurent quant à la relation exposition - risque cancérigène du benzène à des niveaux d'exposition très faibles comme ceux du bruit de fond ou ceux estimés dans les scénarios B et C : utilisation pour la population en général des résultats d'études menées chez des travailleurs très

exposés au benzène ainsi qu'à d'autres substances chimiques, utilisation de modèles d'extrapolation linéaires des risques à fortes doses pour des niveaux d'exposition très faibles[81], etc.

Il existe également des incertitudes au niveau de l'estimation de l'exposition, et deux sources d'exposition contribuent certainement à une surestimation de l'exposition. D'abord, les concentrations de benzène dans l'air intérieur estimées à l'aide du modèle de Johnson-Ettinger (voir l'annexe 4 pour les détails) apparaissent relativement élevées compte tenu du niveau de contamination des sols et en comparaison avec les concentrations de benzène mesurées en bruit de fond (concentrations dans l'air intérieur : bruit de fond = 3,5 $\mu g/m^3$; critère B = 12,9 $\mu g/m^3$ par l'intrusion des vapeurs dans la maison; critère C = 5,6 $\mu g/m^3$ par l'intrusion de vapeurs dans l'usine). Même si les estimations des concentrations dans l'air intérieur apparaissent trop élevées et qu'elles conduisent principalement aux niveaux de risque cancérigène estimés, il nous est impossible de fournir, avec les outils actuels, une autre estimation plus réaliste. Cette source d'incertitude est de loin la plus importante puisque plus de 90 % de la dose d'exposition associée au critère B provient de l'inhalation de vapeurs intérieures. De plus, nous n'avons pas tenu compte de la dégradation du benzène dans l'organisme de la mère et dans le lait maternel, et dans ce sens, l'ingestion de benzène via le lait maternel a été certainement surestimée.

LISTE DES RÉFÉRENCES

ATSDR, 1997. Toxicological profile for benzene (update). 423 pages.

Beausoleil, M., 1997. Analyse des risques de cancer attribuables au benzène pour la population de l'est de Montréal. 99 pages.

CCME, 1997. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols. 169 pages.

CUM, 2001. Rapport annuel de la qualité de l'air 2000.

Environnement Canada, 1996. Canadian soil quality guidelines for benzene: Environmental supporting document - Final draft. 23 pages.

Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada, 1993. Liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation - Benzène. 41 pages.

Food and drug administration (FDA), 2000. Summary of Residues Found - Ordered by Pesticide - Market Baskets 91-3-991.

holcomb, L. C. et Seabrooke, B. S. , 1995. Indoor concentration of volatile organic compounds: implication for comfort, health and regulation. indoor environ, 4: 7-26.

Jury, W. A., Russo, D., Streile, G., et El Abd, H., 1990. Evaluation of volatilization by organic chemicals residing below the soil surface. Water Resources Res., 26: 13-20.

Ministère de l'Environnement du Québec, 1998. Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. 124 pages.

Ministère de l'Environnement du Québec, 2001. Comparaison des critères B et C avec les critères utilisés internationalement pour les sols. 43 pages.

[81] Des études menées subséquemment auprès de travailleurs moins exposés (d'usines de substances chimiques et de pétrolières) n'ont pas démontré des niveaux de risque de l'ordre de ceux observés dans les cohortes de travailleurs de l'industrie du caoutchouc.

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 1996. Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. 761 pages.

MSSS, 2002. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés. 90 pages.

National Toxicology Program, 1986. Toxicology and carcinogenesis studies of benzene in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies).

Organisation mondiale de la santé 1993. Environmental health criteria 150: Benzène

Rinsky, R. A., Smith, A. B., Hornung, R., Filloon, T. G., Young, R. J., Okun, A. H., et Landrigan, P. J., 1987. Benzene and leukemia: an epidemiologic risk assessment. N. Engl. J. Med., 316: 1044-.

Santé Canada, 1987. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Le benzène. 4 pages.

Szakolcal, A. et Weller, R., 1994. Windsor Air Quality Study - Health Effects Assessment Appendices 1-24.

Tremblay, J. et Dann, T., 1995. Les composés organiques volatils dans l'air ambiant au Québec (1989-1993). 448 pages.

U.S. EPA, 1996a. Soil screening guidance: technical background document. 168 pages.

U.S. EPA, 1996b. Superfund chemical data matrix (SCDM). 49 pages.

U.S. EPA, 2000. IRIS summary for benzene. 16 pages.

U.S. EPA, 2001. Risk assessment guidance for superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment) - Interim (review draft for public comment).

Ville de Montréal, 2001. Qualité de l'eau potable produite par la Ville de Montréal, Site internet de la Ville de Montréal, http://www2.ville.montreal.qc.ca/tp/docpdf/laborat/rappeau.pdf.

Ville de Montréal, 2003. Réseau de surveillance de la qualité de l'air de la Ville de Montréal - Données 2002.

Walsh, P. et Bouchard, M., 2001. Critères de qualité de l'air - Fiches synthèses (Document préliminaire). 306 pages.

World Health Organization, 2000. Air Quality Guidelines for Europe - Second Edition. 273 pages.