



Government of Canada
Gouvernement du Canada

Évaluation préalable

Cobalt et substances contenant du cobalt

Environnement et Changement climatique Canada
Santé Canada

Mai 2017

N° de cat. : En14-273/2017F-PDF
978-0-660-08650-7

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales est interdite, sauf avec la permission écrite de l'auteur. Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec l'informathèque d' Environnement et Changement climatique Canada au 1-800-668-6767 (au Canada seulement) ou 819-997-2800 ou par courriel à enviroinfo@ec.gc.ca.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'environnement, 2017.

Also available in English

Résumé

En vertu des articles 68 ou 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999* (LCPE), la ministre de l'Environnement et la ministre de la Santé ont réalisé dans le cadre de l'Initiative des groupes de substances du Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) du gouvernement du Canada une évaluation préalable du cobalt et des substances contenant du cobalt. Lors du processus de catégorisation de la Liste intérieure des substances, cinquante substances contenant du cobalt ont été identifiées comme d'intérêt prioritaire pour la prise de mesures, car elles satisfaisaient aux critères de catégorisation du paragraphe 73(1) de la LCPE et/ou présentaient des inquiétudes ayant trait à la santé humaine.

En vertu de l'article 71 de la LCPE, des renseignements ont été rapportés sur 22 substances contenant du cobalt, qui avaient été produites, importées ou utilisées au Canada en quantités supérieures au seuil de déclaration au cours d'années récentes (2006-2011). Quatre substances ont été déclarées comme présentes dans le commerce en quantités supérieures à 1000 tonnes, alors que pour les autres ces quantités allaient de dizaines à des centaines de tonnes. Parmi les activités et utilisations rapportées pour les substances ayant les plus grandes quantités en commerce, on note l'utilisation comme intermédiaire dans les procédés métallurgiques, dans la fusion et le raffinage de métaux non ferreux, les composants dans les alliages ou les carbures, les suppléments alimentaires et engrais, les outils en alliages durs, les peintures et revêtements, les matières plastiques, le caoutchouc et les piles.

Il existe des sources naturelles et des sources anthropiques de cobalt dans l'environnement. Les sources anthropiques comprennent la production de cobalt (son extraction minière), la production, l'importation ou l'utilisation de substances, de produits et d'articles manufacturés contenant du cobalt, de même que le rejet accidentel de cobalt résultant d'activités telles que l'utilisation de combustibles fossiles, l'extraction minière et la gestion des déchets. La présente évaluation tient compte de l'exposition combinée à l'entité cobalt, provenant de sources naturelles et anthropiques, qu'elle soit présente ou non dans les milieux de l'environnement (p. ex. eau, sédiments, sol, air), des aliments ou des produits. La présente évaluation étant centrée sur l'entité cobalt, elle prend en compte le cobalt sous sa forme élémentaire, les substances contenant du cobalt et le cobalt rejeté sous forme dissoute, solide ou de particules. Ainsi, les substances prises en compte dans la présente évaluation ne se limitent pas à celles satisfaisant aux critères de catégorisation. Toutes les substances pouvant potentiellement se dissoudre, se dissocier ou se dégrader en libérant du cobalt par divers mécanismes de transformation peuvent potentiellement contribuer à l'exposition des organismes vivants aux formes biodisponibles du cobalt.

À la suite de son rejet dans l'environnement, le cobalt peut se retrouver dans l'eau, le sol ou l'air. L'hydrosolubilité du cobalt et des substances contenant du

Évaluation préalable

cobalt est très variable, allant du très peu soluble à une solubilité dépassant les 106 mg/L. Ces substances pourront donc, à divers degrés, se dissoudre au contact de l'humidité présente dans les milieux aquatiques et les sols, et générer une variété d'espèces du cobalt dissoutes en diverses proportions en fonction des conditions de l'environnement. Le cobalt dissous, en tant que fraction biodisponible, peut être absorbé par des organismes aquatiques ainsi que des organismes vivant dans le sol ou les sédiments. Il a été montré qu'il est nocif pour ces organismes à de très faibles concentrations. La survie, la croissance ou la reproduction de ces organismes peut être affectée. Le potentiel de bioaccumulation du cobalt est relativement faible, néanmoins l'absorption du cobalt peut conduire à des niveaux provoquant des dommages chez des espèces sensibles, à des concentrations dans l'organisme supérieures à celles qui sont essentielles.

Des scénarios d'exposition dans l'environnement ont été élaborés pour les diverses activités pouvant représenter des sources importantes de rejet de cobalt ou de substances contenant du cobalt dans l'environnement. L'exposition au cobalt a été évaluée en se basant sur des concentrations modélisées (prédites) ou mesurées de cobalt total ou dissous dans les milieux de l'environnement. Des scénarios d'exposition spécifique de substances ont été élaborés pour représenter les rejets associés aux secteurs suivants mettant en jeu principalement la production : caoutchouc, produits chimiques, peintures et revêtements, matières plastiques (résine de polyester), engrais, alimentation animale, alliages et superalliages et fusion et raffinage de métaux de base. De plus, l'exposition a été évaluée pour les secteurs suivants en se basant sur leur potentiel de rejet accidentel de cobalt (comme sous-produit) : exploitation minière des métaux, fusion et raffinage des métaux de base, fer et acier, électricité (production), raffinage du pétrole, sables bitumineux, usines de pâtes et papiers, équipement électrique et électronique, élimination et gestion des déchets.

Des analyses de quotient de risque ont été réalisées en comparant les concentrations d'exposition aux concentrations de cobalt dissous ou de cobalt total avec effet. Ces calculs ont permis de déterminer qu'il existe une possibilité de dommages pour des organismes aquatiques, les organismes du sol ou vivant dans des sédiments, principalement à proximité de quelques installations d'un certain nombre de secteurs. Les secteurs de l'exploitation minière des métaux et de la fusion et du raffinage des métaux de base sont une source d'inquiétude dans le cas du cobalt. Les rejets d'effluents liquides s'avèrent être la plus importante source d'exposition pour les organismes aquatiques vivant près de ces activités. Le drainage depuis les lieux d'activités minières historiques et, dans une moindre mesure, découlant de la prospection de mines métallifères constitue aussi une source d'inquiétude dans le cas du cobalt. Les autres secteurs ou sources posant des problèmes étaient les usines de pâtes et papiers et le lixiviat depuis des sites d'enfouissement.

Évaluation préalable

Compte tenu de tous les éléments de preuve disponibles avancés dans la présente évaluation préalable, le cobalt et les composés de cobalt solubles représentent un risque de dommage pour les organismes, mais pas pour l'intégrité globale de l'environnement. Il est conclu que le cobalt et les composés de cobalt solubles satisfont aux critères énoncés à l'alinéa 64(a) de la LCPE, car ils pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. Toutefois, il est conclu que le cobalt et les composés de cobalt solubles ne satisfont pas aux critères énoncés à l'alinéa 64(b) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

Pour l'évaluation ayant trait à la santé humaine, l'exposition de la population générale a été caractérisée en utilisant des données de biosurveillance représentatives à l'échelle nationale collectées entre 2009 et 2011 dans le cadre de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS). Les concentrations de cobalt dans le sang complet reflètent l'exposition quotidienne aux sources naturelles et anthropiques de cobalt biodisponible provenant de toutes les sources, incluant les milieux de l'environnement, les aliments et l'utilisation de produits. Les résultats de cette enquête ne montrent pas de différences statistiquement significatives entre les concentrations sanguines de cobalt de la population générale et des sous-populations basées sur l'âge ou le sexe. L'exposition par inhalation de cobalt sous forme solide ou de particules a été évaluée en utilisant les concentrations de cobalt mesurées au moyen d'échantillonneurs d'air personnel, et elle est considérée comme la plus représentative des expositions quotidiennes typiques.

Se fondant sur une analyse du poids de la preuve, des organismes internationaux ont classé les substances contenant du cobalt comme cancérogènes. Ces classifications sont principalement basées sur la présence de tumeurs dans le système respiratoire chez les rongeurs exposés par inhalation au sulfate de cobalt. Les études à court terme ou subchroniques par voie orale chez des animaux ou les études épidémiologiques chez des humains n'ont pas permis d'apporter de preuve de cancérogénicité systémique potentielle ou spécifique du site par voie orale. La génotoxicité du cobalt est probablement médiée par des mécanismes indirects, incluant la production d'espèces réactives d'oxygène et l'inhibition des enzymes de réparation de l'ADN. La myocardiopathie létale chez des individus sous-alimentés consommant de grandes quantités de bière contenant du sulfate de cobalt a été identifiée comme l'effet critique pour la caractérisation des risques. La sélection de ce paramètre est considérée prudente, car la population affectée peut être plus susceptible que la population générale en raison d'insuffisances alimentaires et de dommages cardiaques antérieurs dus à une consommation excessive d'alcool. La polyglobulie (l'augmentation du nombre de globules rouges et de l'hémoglobine) observée chez des humains a été définie comme un autre effet

Évaluation préalable

critique sur la santé pour la caractérisation des risques pour la population générale. L'effet critique défini pour l'exposition par inhalation était une fonction pulmonaire réduite rapportée chez des individus exposés au travail à de la poussière contenant du cobalt dans l'industrie du polissage au diamant.

L'utilisation de ces paramètres est considérée comme prudente et permettant une protection contre les effets nocifs potentiels observés dans la base de données sur les animaux, dont les effets sur le développement, la reproduction et la cancérogénicité. Les marges d'exposition entre les concentrations de cobalt dans le sang complet des Canadiens observées par une enquête nationale ou les concentrations de cobalt dans les échantillons d'air personnel et les valeurs prudentes donnant lieu à des effets sont considérés comme adéquates pour tenir compte des incertitudes dans les bases de données concernant les effets sur la santé humaine et sur l'exposition.

Il est donc conclu que le cobalt et le cobalt issu des substances contenant du cobalt, incluant les substances identifiées dans le tableau ci-haut, ne satisfont pas aux critères de l'alinéa 64(c) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Conclusion générale

Il est conclu que le cobalt et les composés de cobalt solubles satisfont à un ou plusieurs des critères de l'article 64 la LCPE. De plus, il a été déterminé que le cobalt et les composés de cobalt solubles satisfont aux critères de persistance, mais ne satisfont pas aux critères bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE.

Table des matières

1	<i>Introduction</i>	1
2	<i>Portée de l'évaluation et identité des substances</i>	4
2.1	Portée de l'évaluation	4
2.2	Identité des substances	4
3	<i>Propriétés physiques et chimiques</i>	6
4	<i>Sources, utilisations et rejets dans l'environnement</i>	7
4.1	Sources naturelles	7
4.2	Sources anthropiques, utilisations et rejets	8
4.3	Production de cobalt	8
4.3.1	Exploitation minière	8
4.3.2	Fusion et raffinage des métaux de base	9
4.4	Production, importation et utilisations des substances, des produits et des articles manufacturés contenant du cobalt	10
4.5	Production non intentionnelle	13
4.5.1	Fer et acier	14
4.5.2	Électricité (production d'énergie)	14
4.5.3	Raffinage du pétrole	15
4.5.4	Sables bitumineux	16
4.5.5	Usines de pâtes et papiers	17
4.6	Élimination et gestion de produits, d'articles manufacturés et de déchets contenant du cobalt	17
4.6.1	Élimination	17
4.6.2	Incinération	18
4.6.3	Gestion des déchets	18
4.6.4	Eaux usées et biosolides	18
5	<i>Devenir dans l'environnement</i>	18
5.1	Air	19
5.2	Eau douce	20
5.3	Sédiments	21
5.4	Sols	21
6	<i>Potentiel de bioaccumulation</i>	22
6.1	Biodisponibilité	22
6.1.1	Eau	22
6.1.2	Sédiments	23
6.1.3	Sol	23
6.2	Bioaccumulation	24
6.2.1	Eau	25
6.2.2	Sol	26
6.3	Bioamplification	27

6.4	Résumé pour le potentiel de bioaccumulation	28
7	<i>Effets sur l'environnement</i>	28
7.1	Organismes aquatiques	28
7.1.1	Eau douce	28
7.1.2	Calcul de concentrations estimées sans effet (CESE) en utilisant la dureté comme facteur modifiant	30
7.1.3	Autres facteurs ayant une influence potentielle moindre	33
7.2	Organismes benthiques	33
7.2.1	Eau douce	33
7.2.2	Facteurs modifiant la toxicité.	36
7.3	Organismes terrestres	36
7.3.1	Facteurs modifiant la toxicité	36
7.3.2	Vieillessement et lixiviation	37
7.3.3	Transformation des données	37
8	<i>Évaluation de l'exposition dans l'environnement</i>	39
8.1	Concentrations ambiantes ou naturelles (de fond)	39
8.2	Calcul de concentrations dans l'environnement dues à des activités anthropiques	40
8.2.1	Exposition basée sur des concentrations mesurées dans l'environnement	40
8.2.2	Exposition basée sur des concentrations dans l'environnement modélisées	41
8.2.3	Considération ayant trait aux concentrations ambiantes/de fond	43
8.3	Scénarios d'exposition spécifique du site	44
8.3.1	Caoutchouc	44
8.3.2	Production/usines de composés chimiques et utilisation de catalyseurs	44
8.3.3	Peintures et revêtements	46
8.3.4	Matières plastiques	46
8.3.5	Engrais	46
8.3.6	Production d'aliments pour les animaux	47
8.3.7	Production d'alliages et de superalliages	47
8.3.8	Extraction minière de métaux	48
8.3.9	Fusion et raffinage des métaux de base	49
8.3.10	Fer et acier	51
8.3.11	Production d'électricité	52
8.3.12	Raffinage du pétrole	54
8.3.13	Sables bitumineux	55
8.3.14	Usines de pâtes et papiers	55
8.3.15	Équipement électrique et électronique	58
8.3.16	Recyclage des piles	58
8.3.17	Élimination et gestion des déchets	58
8.4	Exposition basée sur la surveillance du milieu aquatique à l'échelle provinciale ou territoriale	61
8.4.1	Ontario	61
8.4.2	Yukon	62
9	<i>Caractérisation des risques pour l'environnement</i>	62
9.1	Scénarios industriels basés sur la modélisation de renseignements spécifiques des substances	63
9.2	Scénarios industriels basés sur des rejets accidentels et la surveillance	64

Évaluation préalable

9.2.1	Extraction de métaux	64
9.2.2	Fusion et raffinage des métaux de base	65
9.2.3	Fer et acier	66
9.2.4	Électricité (production d'énergie)	67
9.2.5	Raffinage du pétrole	67
9.2.6	Sables bitumineux	68
9.2.7	Usines de pâtes et papiers	69
9.2.8	Élimination et gestion des déchets	70
9.2.9	Eaux usées, boues et biosolides	70
9.3	Surveillance du milieu aquatique à la grandeur de la province ou du territoire	70
9.3.1	Ontario	70
9.3.2	Yukon	71
9.4	Résumé de la caractérisation des risques pour l'environnement	73
9.5	Examen des éléments de preuve et des incertitudes	76
9.6	Conclusion de la caractérisation des risques pour l'environnement	81
10	Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine	82
10.1	Évaluation des effets sur la santé	82
10.2	Évaluation de l'exposition	97
10.3	Caractérisation des risques pour la santé humaine	106
10.3.1	Incertitude liée à l'évaluation des risques pour la santé humaine	109
11	Conclusion	110

Tableaux et figures

Tableau 6-1. Résumé des données expérimentales retenues pour estimer le potentiel d'amplification trophique du cobalt	27
Figure 7-1. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour le cobalt, basée sur des données de toxicité chronique corrigées pour la dureté (100 mg/L de CaCO ₃) pour les organismes d'eau douce. La courbe normale adaptée aux données est indiquée sur le graphique ainsi que les deux courbes pour un intervalle de confiance de 95 %	31
Figure 7-2. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour le cobalt basée sur des données de toxicité chronique pour des organismes benthiques d'eau douce. Le résultat obtenu avec le modèle Gumbell est rapporté sur le graphique, ainsi que les intervalles de confiance à 95 %	35
Figure 7-3. Approche générale suivie pour tenir compte de la biodisponibilité du Co dans les sols (adapté de CoRC, 2012) ¹	38
Tableau 8-1. Concentrations de cobalt dans les eaux de surface de régions du Canada ayant subi un impact minimal	40
Tableau 8-2. Résumé des gammes de concentrations aquatiques estimées (CAE), de concentrations naturelles et de scénarios d'exposition industrielle de substances particulières	48
Tableau 8-3. Résumé des concentrations de cobalt mesurées à proximité de mines de métaux au Canada	49

Tableau 8-4. Résumé des concentrations de cobalt mesurées à proximité des installations de fusion et de raffinage des métaux de base au Canada	50
Tableau 8-5. Concentrations de cobalt dans la région du lac Wabamun en Alberta	54
Tableau 8-6. Concentrations de cobalt dans la région d'Athabasca (sables bitumineux), Alberta, Canada	55
Tableau 8-7. Concentrations de cobalt à proximité des usines de pâtes et papiers au Canada	57
Tableau 9-1. Gammes des résultats des calculs de quotient de risque (QR) pour des scénarios clés d'exposition industrielle modélisée spécifique des substances pour le milieu aquatique	63
Tableau 9-2. Calculs des quotients de risque (QR) pour le secteur de l'exploitation minière des métaux, pour les eaux de surface et les sédiments. ...	65
Tableau 9-3. Calculs des quotients de risque (QR) pour le secteur de la fusion et du raffinage des métaux de base, pour les eaux de surface, les sédiments et les sols	66
Tableau 9-4. Calculs des quotients de risque (QR) dans les eaux de surface, les sédiments et les sols pour un scénario de centrale énergétique à charbon dans la région du lac Wabamun, en Alberta.	67
Tableau 9-5. Calculs des quotients de risque (QR) pour les eaux de surface et les sédiments de la région des sables bitumineux d'Athabasca (Alberta).....	68
Tableau 9-6. Calculs des quotients de risque (QR) pour les eaux de surface et les sédiments à proximité des usines de pâtes et papiers au Canada.....	69
Tableau 9-7. Calcul des quotients de risque (QR) pour les eaux de surface de l'Ontario et du Yukon, provenant des bases de données du RPCQE et du BISY.	72
Tableau 9-8. Résumé des activités et des secteurs préoccupants, d'après le nombre d'emplacements ou de zones, et plage du quotient de risque.	74
Tableau 9-9. Caractérisation de l'incertitude et analyse du poids de la preuve dans l'évaluation des risques posés par le cobalt.	76
Tableau A-1 : Identités des substances contenant du cobalt identifiées à des fins d'action durant le processus de catégorisation	141
Tableau B-1 : Résumé des quantités de substances contenant du cobalt inscrites sur la LIS, qui ont été produites, importées et/ou utilisées au Canada, selon les renseignements reçus en 2006, 2008 ou 2011. Les quantités mentionnées sont pour les substances et non pour le cobalt.....	144

1 Introduction

En vertu de l'article 68 ou 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999* (LCPE) (Canada 1999), le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé réalisent des évaluations préalables de substances afin de déterminer si ces substances présentent ou peuvent présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine.

L'Initiative des groupes de substances constitue un élément clé du Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) du gouvernement du Canada. Le groupe des substances contenant du cobalt comprend 50 substances (énumérées dans l'Annexe A) qui ont été identifiées comme d'intérêt prioritaire pour la prise de mesures, car elles satisfont aux critères de catégorisation de l'article 73 de la LCPE (Environnement Canada 2007a, Santé Canada 2009a). Des effets potentiellement inquiétants pour l'environnement ont été identifiés pour le cobalt lors d'activités d'évaluation précédentes réalisées dans le cadre du Défi du PGPC (Environnement Canada, Santé Canada 2011a).

La présente évaluation préalable est centrée sur l'entité cobalt et, en conséquence, porte sur le cobalt élémentaire, les substances contenant du cobalt et le cobalt rejeté sous forme dissoute, solide ou de particules. En tant que telle, elle ne se limite pas aux substances satisfaisant aux critères de catégorisation et énumérées à l'annexe A. Toutes les substances pouvant potentiellement se dissoudre et/ou se dissocier et/ou se dégrader en libérant du cobalt par diverses voies de transformation peuvent potentiellement contribuer à l'exposition des organismes vivants aux formes biodisponibles du cobalt. La présente évaluation tient compte de l'exposition combinée à l'entité cobalt, qu'elle soit présente dans les milieux de l'environnement (p. ex., eau, sédiments, sol, air), des aliments ou des produits.

Quatre substances contenant du cobalt présentes dans ce groupe ont déjà fait l'objet d'une évaluation lors de l'initiative du Défi du PGPC (cobalt élémentaire, chlorure de cobalt et deux sulfates de cobalt). Bien que des inquiétudes potentielles pour l'environnement aient été identifiées lors de l'évaluation faite pour le Défi, il a été montré que ces substances ne satisfont à aucun des critères de l'article 64 de la LCPE quand elles sont traitées individuellement. Toutefois, ces quatre substances sont considérées dans la présente évaluation afin de tenir compte d'une exposition combinée au cobalt.

Un avis destiné à l'industrie a été publié en vertu de l'article 71 de la LCPE. Cet avis stipulait que les données pertinentes sur 16 substances contenant du cobalt devaient être communiquées. Ces renseignements viennent compléter des données obtenues suite à des enquêtes menées en vertu de l'article 71, à savoir l'enquête de 2009 pour l'initiative du Défi (quatre substances) et une enquête de 2009 pour l'Initiative de mise à jour de l'inventaire de la Liste intérieure des

Évaluation préalable

substances (35 substances). Suite à ces enquêtes, des renseignements sur les propriétés, les risques, les utilisations et l'exposition à ces substances ont été soumis.

Les évaluations préalables sont centrées sur des renseignements critiques pour déterminer si des substances satisfont aux critères de l'article 64 de la LCPE, en examinant des renseignements scientifiques pour tirer des conclusions basées sur une approche du poids de la preuve et le principe de précaution¹.

La présente évaluation préalable tient compte de renseignements sur les propriétés chimiques, les risques, les utilisations et l'exposition, dont des renseignements soumis par des parties prenantes. Nous avons inventorié les données pertinentes publiées jusqu'en septembre 2014 et effectué des recherches ciblées des publications parues jusqu'en novembre 2016. Nos conclusions reposent sur des données empiriques provenant d'études clés et certains résultats de modèles. Quand ils étaient disponibles et pertinents, des renseignements contenus dans des évaluations faites par d'autres juridictions ont été pris en compte. La présente évaluation préalable ne représente pas un examen exhaustif ni critique de toutes les données disponibles. Elle présente plutôt les études jugées les plus critiques et les éléments de preuve jugés les plus pertinents pour en arriver à notre conclusion. D'autres renseignements supplémentaires utilisés pour la présente évaluation sont résumés séparément dans un document d'appui disponible sur simple.

La présente évaluation préalable a été préparée par le personnel des Programmes des substances existantes de Santé Canada et d'Environnement et Changement climatique Canada. Elle comprend des intrants d'autres programmes réalisés dans ces ministères. Les portions de la présente évaluation ayant trait à l'environnement et à la santé humaine ont fait l'objet d'un examen externe écrit par des pairs et de consultations. Le Dr Claude Fortin de l'Institut national de la recherche scientifique – Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE), le Dr Kevin J. Wilkinson de l'Université de Montréal, la Dre Beverly Hale de l'Université de Guelph, le Dr Scott Smith de l'Université Wilfrid Laurier, le Dr William Stubblefield de l'Université d'état de l'Oregon, le Dr Peter Lepper de l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA) et le Dr José V. Tarazona (ECHA) ont fait des commentaires sur la partie technique ayant trait à l'environnement. Des commentaires sur les parties techniques ayant trait à la santé humaine ont été faits par Cathy Petito Boyce, Leslie Beyer et Chris Long de Gradient Consulting. De plus, l'ébauche de la présente évaluation préalable a

¹ Le fait de savoir si un ou plusieurs des critères de l'article 64 sont satisfaits est basé sur une évaluation des risques potentiels pour l'environnement et/ou la santé humaine associés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, ceci comprend, sans s'y limiter, les expositions dues à l'air intérieur ou ambiant, à l'eau potable, aux aliments et à l'utilisation de produits de consommation. Une conclusion tirée en vertu de la LCPE dans le cadre du PGPC n'est pas pertinente pour une évaluation des critères de risque spécifiés dans le *Règlement sur les produits contrôlés*, ni n'empêche une telle évaluation, règlement qui fait partie du cadre réglementaire du Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au travail. De même, une conclusion basée sur les critères de l'article 64 de la LCPE n'interdit pas la prise de mesures en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

Évaluation préalable

fait l'objet d'une période de 60 jours pendant laquelle le public a pu faire ses commentaires. Bien que des commentaires externes aient été pris en compte, Santé Canada et Environnement et Changement climatique Canada restent responsables du contenu final et de la conclusion de la présente évaluation préalable.

Les renseignements et les considérations critiques sur lesquels est basée la présente évaluation préalable sont donnés ci-après.

2 Portée de l'évaluation et identité des substances

2.1 Portée de l'évaluation

La présente évaluation préalable est centrée sur l'entité cobalt et inclut donc le cobalt sous sa forme élémentaire, les substances en contenant et le cobalt rejeté en solution ou sous forme solide ou particulaire. Elle tient compte de l'exposition combinée à l'entité cobalt des humains et d'autres organismes vivants, que ce cobalt soit présent dans les milieux de l'environnement (p. ex. eau, sédiments, sol, air), des aliments ou des produits. La présence de l'entité cobalt dans ces milieux, ces aliments ou ces produits peut avoir pour origine des sources naturelles ou des sources anthropiques. Parmi les sources anthropiques, on retrouve la production de cobalt (p. ex., l'extraction minière), la production, l'importation et l'utilisation de substances, de produits ou d'articles manufacturés contenant du cobalt, ainsi que l'utilisation de combustibles fossiles et la gestion de déchets.

2.2 Identité des substances

Les substances contenant du cobalt, qu'elles soient produites accessoirement ou commercialement, appartiennent à diverses catégories, dont le cobalt élémentaire, les composés métalliques inorganiques, les sels organométalliques, les composés organométalliques et les substances de composition inconnue ou variable, produits de réactions complexes ou matières biologiques (UVCB). Les identités de toutes les substances contenant du cobalt, identifiées comme satisfaisant aux critères de catégorisation, sont données dans l'Annexe A.

Quatre substances contenant du cobalt faisant partie de ce groupe ont été évaluées dans le cadre de l'initiative du Défi pour le PGPC (cobalt élémentaire, n° CAS 7440-48-4; chlorure de cobalt, n° CAS 646-79-9; deux sulfates de cobalt, n° CAS 10124-43-3 et 10393-49-4) (Environnement Canada, Santé Canada 2011a). Il a été montré que ces substances ne satisfaisaient à aucun des critères de l'article 64 de la LCPE lorsqu'elles étaient prises en compte individuellement. Toutefois, ces quatre substances sont prises en compte pour la présente évaluation afin d'évaluer l'exposition combinée au cobalt.

La présente évaluation ne tient compte que des effets associés à l'entité cobalt, et ne tient pas compte d'autres éléments pouvant être présents dans certaines substances complexes contenant du cobalt et pouvant libérer d'autres éléments (comme le cadmium, le chrome, l'argent ou le cuivre). Il est bon de noter que certains de ces éléments ont déjà fait l'objet d'évaluations réalisées dans le cadre du programme pour la Liste des substances d'intérêt prioritaire, en vertu de la LCPE.

Évaluation préalable

Les substances contenant du cobalt peuvent comprendre des sels organométalliques et des composés organométalliques. Ces substances peuvent se dissoudre, se dissocier ou se dégrader et libérer des produits de transformation organiques ou organométalliques et l'entité cobalt. Les produits de transformation organiques ou organométalliques ou les contre-ions organiques de ces substances n'ont pas été évalués de manière spécifique pour la présente évaluation. Toutefois, les données disponibles sur les effets sur la santé humaine de ces contre-ions ont été comparées à celles de la base de données sur l'entité cobalt. Il a été déterminé que la base de données sur les effets sur la santé du cobalt couvre les composants organiques.

Les nanomatériaux techniques composés de cobalt, ou de substances cobaltifères, n'ont pas été pris en compte explicitement dans les scénarios d'exposition de la présente évaluation. Toutefois, les concentrations de cobalt mesurées dans l'environnement pourraient inclure celles des nanomatériaux techniques en cobalt ou contenant du cobalt.

3 Propriétés physiques et chimiques

Les substances visées par la présente évaluation préalable peuvent potentiellement libérer du cobalt lors de leur dissolution, de leur dissociation, de leur transformation et/ou de leur dégradation dans certains milieux de l'environnement (p. ex. eau, sol). Certaines propriétés, comme l'hydrosolubilité et la constante de dissociation acide (K_a) de la partie organique des sels organométalliques, sont donc des données pertinentes pour déterminer le devenir dans l'environnement et l'écotoxicité de ces substances. Les valeurs de ces propriétés sont disponibles dans le document d'ECCC (2016a). Les masses moléculaires y sont aussi données, et elles sont utilisées dans la présente évaluation pour calculer les quantités et les concentrations sur une base molaire de cobalt. Les valeurs avancées pour les masses moléculaires des composés organométalliques, des sels organométalliques et des UVCB sont des approximations basées sur une simple addition de la masse des éléments nommés. En fait, par définition, la masse moléculaire d'un UVCB ne peut pas être donnée. D'autres propriétés physiques et chimiques, comme le point d'ébullition et le point de fusion, la pression de vapeur, la constante de Henry, n'ont pas été documentées car les substances de ce groupe devraient être solides aux températures de l'environnement et non volatiles. Certains coefficients de partition pour le cobalt en tant qu'ion (comparativement au cobalt lié dans une substance) sont disponibles dans le document d'ECCC (2016a) et sont discutés dans la partie du présent document portant sur le devenir dans l'environnement.

Les données présentées dans ECCC (2016a) montrent que l'hydrosolubilité du cobalt et des substances cobaltifères est très variable, allant du très peu soluble à une solubilité dépassant les 10^6 mg/L. Certaines de ces valeurs sont basées sur le protocole de transformation-dissolution élaboré par l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) pour les métaux et les composés métalliques (OCDE 2001, OCDE 2008a,b), protocole conduisant à une valeur pertinente pour le rejet prévu d'ions cobalt par le cobalt élémentaire et les composés du cobalt peu solubles. Même si certaines de ces valeurs de solubilité ou de transformation-dissolution sont très faibles, elles se situent dans une gamme de concentrations qui devraient être potentiellement dangereuses pour des organismes aquatiques sensibles. Il serait bon de noter qu'il n'existait pas de données empiriques disponibles sur l'hydrosolubilité ni sur la transformation-dissolution pour un certain nombre de substances. Quand les données sur l'hydrosolubilité n'étaient pas disponibles, une estimation qualitative a été faite en se basant sur des constantes à l'équilibre, comme le produit de solubilité (K_{ps}) et la constante de dissociation acide (K_a) de substances analogues. Quand de tels renseignements n'étaient pas disponibles, des estimations ont été faites en se basant sur un jugement professionnel (communication personnelle en 2001 entre Robert Burk de l'Université Carleton et la Division d'évaluation environnementale d'Environnement Canada; non

référéncé). Il n'existait pas de données sur l'hydrosolubilité des UVCB inorganiques. Ces substances sont souvent des matrices complexes (p. ex. boues et laitiers) contenant de nombreux métaux. Quand elles sont exposées à l'eau, elles peuvent libérer certains métaux suivant les conditions de l'exposition. En nous basant sur une approche analogue, nous avons estimé que ces composés pourraient potentiellement libérer du cobalt. Ils ont donc été identifiés comme étant solubles (communication personnelle en 2001 entre Robert Burk de l'Université Carleton et la Division d'évaluation environnementale d'Environnement Canada; non référencé). Ceci constitue une approche prudente pour certains des UVCB (p. ex. frittés²).

De plus, la substance portant le nom commun carbonylcobalt (n° CAS 10210-68-1) est un composé organométallique qui réagit au contact de l'air ou de l'eau, comme l'indiquent plusieurs fiches signalétiques. Le monoxyde de carbone et l'hydroxyde de cobalt, un composé soluble, devraient être les produits de décomposition, qui peut se produire après le rejet du carbonylcobalt dans l'environnement. Ce composé a donc été inclus dans le groupe original, même s'il est indiqué dans la littérature qu'il est insoluble dans l'eau.

4 Sources, utilisations et rejets dans l'environnement

4.1 Sources naturelles

Le cobalt est un élément présent naturellement dans la croûte terrestre. Les concentrations de cobalt dans la croûte continentale supérieure ont été déterminées comme étant en moyenne d'environ 25 ppm et se situant dans la gamme allant de 0,1 à 110 ppm (Reimann et de Caritat 1998). Aucune présence de cobalt sous sa forme élémentaire (métallique) à l'état naturel n'est connue. Le cobalt est présent dans la nature sous forme de divers minéraux, oxydes et sels (ECCC 2016a).

Les émissions naturelles à l'échelle mondiale de cobalt dans l'atmosphère ont été estimées entre 690 et 11 000 tonnes par an, avec une valeur médiane de 6100 tonnes (Nriagu 1989). Parmi les sources, on retrouve les poussières continentales soulevées par les vents, la météorisation des roches, les embruns marins, les feux de forêt et les volcans (IPCS 2006). Le dépôt atmosphérique et l'introduction de cobalt dans les eaux de surface et les sols résultant de ces processus naturels sont reflétés dans les niveaux de fond géochimiques de ces milieux. Ces niveaux de fond ont été pris en compte pour l'estimation de l'exposition des récepteurs de l'environnement aux substances du cobalt dans la partie sur la caractérisation des risques pour l'environnement de la présente évaluation.

² Un fritté est une composition céramique qui a été fondue dans un four spécial, trempée pour former un verre et mise sous forme granulaire.

4.2 Sources anthropiques, utilisations et rejets

Les sources anthropiques de cobalt et de substances contenant du cobalt comprennent des activités comme la production de cobalt (exploitation minière, fusion et raffinage), la production, l'importation et l'utilisation de substances, de produits ou d'articles manufacturés contenant du cobalt, ainsi que l'élimination et la gestion de déchets de substances, de produits ou d'articles manufacturés contenant du cobalt. Ces diverses étapes, faisant partie du cycle de vie des substances contenant du cobalt, sont présentées dans les sections suivantes, avec une explication des rejets potentiels dans l'environnement à chacune de ces étapes. Les sources liées à la production accessoire de substances contenant du cobalt (p. ex. en tant que sous-produit) sous une forme quelconque sont aussi décrites, quand il y a lieu, en ce qui a trait aux rejets dans l'environnement. Sauf indication contraire, les quantités de cobalt, les rejets et les émissions [(p. ex. les données de l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP))] sont présentés en tant que cobalt total sous sa forme élémentaire.

4.3 Production de cobalt

4.3.1 Exploitation minière

Le cobalt élémentaire est rarement le seul métal extrait dans une mine, mais est principalement un produit résultant de l'exploitation minière du cuivre ou du nickel (BGS 2009). Le cobalt peut aussi se rencontrer en association avec les minerais d'argent, de plomb ou de fer. Un total de 2275 tonnes de cobalt a été extrait au Canada en 2009 (Ressources naturelles Canada 2009a). La province en produisant le plus est l'Ontario (779 tonnes), le reste provenant de Terre-Neuve et Labrador (626 tonnes), du Québec (496 tonnes) et du Manitoba (374 tonnes) (Ressources naturelles Canada 2009a). En 2009, il y avait 18 mines et installations minières qui produisaient du cobalt. Ces installations sont situées dans les zones minières suivantes : Sudbury (Ontario), Voisey's Bay (Terre-Neuve et Labrador), Thompson (Manitoba) et Raglan (Québec) (Ressources naturelles Canada 2009b). Les mines en exploitation sont situées dans des zones de minéralisation accrue et, en conséquence, peuvent aussi être proches de mines anciennes. La plupart des mines qui produisent du cobalt sont des mines souterraines.

Les mines et les installations minières, même si elles ne sont pas directement vouées à la production de cobalt, peuvent libérer du cobalt dans l'environnement étant donné que ce métal est présent dans une variété de minerais. Du cobalt peut être libéré par les installations minières, car pendant le processus d'exploitation de l'eau entre en contact avec la roche, le minerai ou des résidus contenant du cobalt. Ce cobalt peut être dissous au contact de l'eau et peut être rejeté principalement dans l'effluent de la mine au point de décharge final. Le cobalt peut continuer à être libéré par les installations de stockage des déchets miniers (stériles et résidus) bien après que la mine ait cessé ses opérations. À

certaines endroits, le pH de l'eau de contact peut être abaissé en raison de la présence d'autres substances comme des minéraux sulfurés et, en raison du pH plus bas de cette eau, elle contient habituellement des concentrations élevées de métaux dissous (dont le cobalt). Ces flux d'eau acide (bas pH) sont appelés drainage minier acide (DMA) et, dans les sites miniers en activité, on traite la plupart de ces flux, voire tous, pour régulariser leur pH et retirer certains métaux.

En 2011, 44 mines et installations minières ont déclaré des rejets de cobalt et de substances cobaltifères à l'INRP d'Environnement Canada. Les signalements de rejets en 2016 dans l'air, l'eau et le sol depuis un site s'élevaient respectivement à 1,7, 1,3 et 1,3 tonnes, alors que l'élimination des déchets sur le site représentait 3637 tonnes et les transferts hors site à des fins d'élimination étaient de 88 kg (tableau C.1, annexe C). Il serait bon de noter que le terme « élimination » recouvre les renseignements sur les résidus et les stériles. Aucun recyclage en dehors du site n'a été rapporté (INRP 1995). Quarante-trois des 44 mines et installations minières ont déclaré des rejets totaux (air, eau, sol) de cobalt de moins d'une tonne, 15 ne déclarant aucun rejet de cobalt. Le seuil de déclaration pour le « cobalt et ses composés » est de 10 tonnes produites, traitées ou autrement utilisées (PTAU) à une concentration de 1 % ou plus. Toutefois, l'INRP requiert que le cobalt présent dans les résidus et les sous-produits soit inclus dans le calcul du seuil de déclaration, peu importe la concentration de cobalt dans ces matières (donc même à moins de 1 %). Tous les rejets, éliminations et transferts de cobalt (sauf pour les quantités de stériles à moins de 1 %) doivent être déclarés à l'INRP si le seuil de déclaration est atteint. Cette exigence d'inclure tout le cobalt présent dans les résidus dans le calcul du seuil PTAU peut contribuer à une déclaration plus exhaustive par le secteur des mines de métaux, comparativement à d'autres secteurs. Les 44 mines et installations minières ayant déclaré des rejets de cobalt à l'INRP étaient des mines de métal, on comptait toutefois quelque mines de composés non métalliques (phosphate, potasse, diamant et charbon).

4.3.2 Fusion et raffinage des métaux de base

La fusion sert à produire un certain nombre de produits, dont du cobalt, à partir du minerai. Pour le processus de fusion, on utilise la chaleur et la réduction chimique pour extraire le métal du minerai. Comme dans le cas des mines, les installations de fusion et de raffinage autres que celles pour le cobalt peuvent libérer du cobalt dans l'environnement étant donné que ce métal est présent dans une variété de minerais ou de concentrés traités. En particulier, les installations de fusion qui produisent du nickel traitent souvent des minerais contenant du cobalt. Au Canada, les installations de production de nickel sont situées à Sudbury (Ontario) et à Thompson (Manitoba).

Le cobalt peut subir un raffinage plus poussé au moyen de procédés hydrométallurgiques et électrolytiques afin d'en augmenter la pureté. Il existe

deux raffineries de cobalt au Canada, situées à Port Colborne (Ontario) et à Fort Saskatchewan (Alberta) (Ressources naturelles Canada 2009b).

Selon les matières traitées, les installations de fusion et de raffinage peuvent libérer du cobalt dans l'environnement. En 2011, huit installations de fusion et de raffinage ont déclaré à l'INRP des rejets totaux de 4,1 tonnes de cobalt, principalement dans l'air (3,8 tonnes), alors que les quantités déclarées comme éliminées sur le site étaient de -58,7 tonnes (tableau A3.1, Annexe 3) [INRP 1995]. La déclaration d'une quantité négative pour l'élimination de stériles indique que la quantité d'une substance éliminée de cette zone de gestion excédait la quantité de substance déposée dans cette zone pour une année donnée.

Treize des 50 substances contenant du cobalt faisant partie de ce groupe sont des UVCB inorganiques, qui sont ou ont été produits uniquement par des installations de fusion et de raffinage de métaux de base (Environnement Canada 1988 et 2009) (tableau A-1, Annexe A). Ces substances sont des intermédiaires ou des déchets qui ne conduisent probablement pas à une exposition directe dans l'environnement (EEEEC 2016a).

4.4 Production, importation et utilisations des substances, des produits et des articles manufacturés contenant du cobalt

Dans le tableau B-1 de l'Annexe B, nous présentons un résumé des renseignements reçus sur les quantités de substances produites, importées ou utilisées au Canada pendant diverses années de déclaration. Ces renseignements ont été obtenus lors de trois enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2009a, Canada 2009b, Canada 2011b). Consulter l'Annexe B pour obtenir plus de détails sur ces enquêtes.

Dans le tableau B-1 de l'annexe B), nous présentons les quantités, les activités et les utilisations des substances contenant du cobalt. Chaque substance ayant une masse moléculaire différente, la proportion de cobalt varie d'une substance à l'autre. Les substances commercialisées en quantités les plus grandes ne représentent donc pas nécessairement les plus grandes quantités de cobalt dans le commerce.

La plupart des substances produites, importées ou utilisées en grandes quantités étaient des substances inorganiques discrètes et quelques substances étaient des sels organométalliques. Un UVCB de type sel organométallique (naphténate de cobalt) et un composé organométallique (carbonylcobalt) sont aussi présent dans le commerce en volumes relativement élevés. Trois substances sont produites, importées ou utilisées en quantités supérieures à 1000 tonnes. Douze substances sont produites, importées ou utilisées en quantités allant de quelques dizaines à quelques centaines de tonnes. Quatre substances de la catégorie des UVCB inorganiques produites comme résidus par les installations de fusion et de

Évaluation préalable

raffinage sont produites en grandes quantités (> 500 tonnes) et, étant donné leur nature, elles ont été inscrites à la fin du tableau B-1 par les différentier des substances discrètes.

Dans le tableau B-2 (Annexe B), nous présentons les trois activités ou utilisations pour lesquelles les quantités les plus importantes de substance dans le commerce ont été déclarées en 2006, 2008 ou 2011. Les activités ou utilisations rapportées pour ces substances sont des intermédiaires de procédés métallurgiques, la fusion et le raffinage de métaux non ferreux, des composants d'alliages ou de carbures et des piles. D'autres activités ou utilisations ont été rapportées en quantités de l'ordre de quelques dizaines de tonnes, comme la production en tant que sous-produit, catalyseur, caoutchouc, peintures et revêtements et construction automobile. Les principales utilisations au Canada sont comparables à celles au niveau mondial. À vrai dire, à l'échelle mondiale, les deux utilisations du cobalt les plus importantes sont dans des matériaux durs (comme des superalliages, des revêtements durs et des carbures) et dans des piles, quand les aimants sont pris en compte ceci représente environ 74 % de l'utilisation totale (CDI 2011).

Les substances dont les quantités étaient sous le seuil de divulgation des enquêtes (22 substances) sont énumérées au tableau B-3 de l'annexe B. Aucun rejet significatif de ces substances dans l'environnement n'étant envisagé en raison des faibles volumes attendus, aucune caractérisation de l'exposition à celles-ci n'a été réalisée pour la présente évaluation.

Six autres substances énumérées au tableau B-3 de l'annexe B n'avaient pas été visées par les trois enquêtes. Quatre d'entre elles sont des substances UVCB inorganiques produites par des fonderies et des raffineries et pour lesquelles, étant donné leur nature, on n'a pas jugé qu'il fût nécessaire d'obtenir plus de renseignements. Ceci a aussi été le cas pour une des deux autres substances non visées par les enquêtes (composés chimiques frittés). Des renseignements sur la dernière substance non visée par les enquêtes (le pigment bleu no 36) ont été obtenus à une divulgation volontaire de données.

D'autres sources de renseignements indiquent que des substances contenant du cobalt sont aussi présentes dans des produits cosmétiques (y compris des produits pour la peau, des produits capillaires, dont des colorants et des déodorants (CoRC 2004, 2011 et 2013, courriels de la Direction de la sécurité des produits de consommation de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada; non référencé), des peintures faciales (Sarantis 2009) et des jouets (Corazza et al. 2009). De plus, on a détecté ces substances à des niveaux de traces dans des textiles, en tant que pigments (KEMI 2013), et dans des produits pour enfants, dont des jouets et des produits de literie (Uding et Schreder 2013).

Évaluation préalable

Les alliages de cobalt, utilisés en médecine et dans des implants dentaires, sont sujets à un examen avant leur mise en marché en vertu de la *Loi sur les aliments et drogues* et du *Règlement sur les dispositifs médicaux* (Canada 2013) et ne sont donc pas évalués dans le présent document. Plusieurs composés du cobalt sont utilisés dans des matériaux d'emballage alimentaire, y compris l'utilisation dans des colorants sous forme de concentrés de couleur (n° CAS 68187-11-1), de revêtements (n° CAS 1560-69-6) de catalyseur ou d'additif pour la production et la modification de matières plastiques comme le polypropylène et le polyéthylène (n° CAS 13586-84-0), de résines de polyester (n° CAS 71-48-7) et de poly(téréphtalate d'éthylène) (n° CAS 13455-36-2/ 71-48-7/ 27253-31-2/ 136-52-7). De plus, des composés du cobalt sont aussi détectés en tant qu'impuretés dans des bouteilles et des flacons en verre (n° CAS 1307-96-6). Des composés du cobalt sont aussi utilisés dans des peintures et des apprêts (n° CAS 7440-48-4) et dans des encres d'imprimerie (n° CAS 136-52-7) pour des applications sans contact direct avec des aliments (courriels de 2013 de la Direction des aliments et de produits de santé de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada). Dans le *Règlement sur les aliments et drogues*, le cobalt est identifié comme un nutriment minéral pouvant être ajouté aux aliments. Ce règlement autorise que certains aliments soient fortifiés avec de la vitamine B₁₂, qui contient du cobalt séquestré (c.-à-d. non biodisponible).

Le cobalt, ainsi l'hydroxocobalamine, la méthylcobalamine, l'argile SierraSil et la vitamine B12 (cyanocobalamine) apparaissent comme ingrédient source de produits de santé naturel avec un rôle médicinal pour dans la Base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels (BDIPSN 2015). Le cobalt figure avec l'hydroxocobalamine, la méthylcobalamine et la vitamine B12 comme ingrédient source médicinal dans la Monographie des suppléments de multivitamines/minéraux de la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance, avec une dose journalière maximale de 44 µg/jour pour les enfants d'un an et plus, les adolescents et les adultes. Le cobalt et des composés cobaltifères [le no CAS 7440-48-4 (en tant que *cobaltum* et *cobaltum metallicum* avec des puissances homéopathiques minimales de 4D et 8D), le no CAS 7646-79-9 (comme *cobaltum muriaticum* avec des puissances homéopathiques minimales de 4X et 12CH) et le no CAS 10141-05-6 (comme *cobaltum nitricum* avec des puissances homéopathiques de 6X et 12CH)] figurent également à la BDIPSN, avec un rôle homéopathique dans les médicaments homéopathiques. Des composés du cobalt sont inscrits dans la Base de données des produits de santé naturels homologués (BDPSNH) comme ingrédients médicinaux présents dans des produits de santé naturels homologués. Quatre substances cobaltifères (n^{os} CAS 7542-09-8, 7646-79-9, 7440-48-4 et 10124-43-3) figurent comme ingrédient actif dans des drogues vétérinaires (DPD 2013). En se basant sur les divulgations en vertu du *Règlement sur les produits cosmétiques* faites au Programme des cosmétiques de Santé Canada, des substances catégorisées contenant du cobalt (n^{os} CAS 7440-48-4, 136-52-7 et 7646-79-9) sont utilisées dans certains produits cosmétiques au Canada (courriels de 2011 et 2013 de la

Direction de la sécurité des produits de consommation de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada; non référencé).

Divers produits agricoles contiennent des composés du cobalt, en particulier des pesticides, des aliments pour animaux et des engrais. Six formulants (n° CAS 136-54-7, 7440-48-4 et 27253-31-2) et trois formulants portant des noms commerciaux ont été enregistrés par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) en tant que substances contenant du cobalt. Parmi leurs utilisations, on retrouve celles de conservation de matériaux, de conservation du bois, de peinture antisalissure et de désinfectant. Il n'existe pas d'ingrédients actifs contenant du cobalt (courriel de 2015 de l'ARLA au Bureau de gestion du risque de Santé Canada, non référencé). Étant donné que le cobalt est un nutriment essentiel pour le bétail et qu'il se retrouve à faible teneur dans le fourrage, des composés du cobalt sont inclus dans des aliments pour animaux à des concentrations de 0,1-10 ppm (le plus souvent à des niveaux inférieurs) (communication personnelle par courriel de l'Agence canadienne d'inspection des aliments au Bureau de gestion du risque de Santé Canada, datée du 16 août 2011, non référencé). Le cobalt est inclus dans les normes sur les métaux pour les engrais et les suppléments dans la circulaire à la profession T-4-093, avec un ajout cumulatif acceptable maximal dans le sol de 30 kg/ha, qui est généralement applicable aux engrais ou aux suppléments appliqués sur les terres ou les cultures agricoles (ACIA 1997). Toutefois, le cobalt n'est généralement pas considéré comme un nutriment essentiel à la croissance des plantes et n'est essentiel qu'à certaines espèces de plantes (Institut canadien des engrais 2013).

Du cobalt est présent dans l'équipement électronique et électrique (y compris dans des piles). La très grande majorité de ces produits utilisés au Canada sont fabriqués à l'étranger (communication personnelle de 2012 de la Division des produits de consommation d'Environnement Canada à la Division de l'évaluation environnementale d'Environnement Canada; non référencé). De plus, aucun rejet de cobalt provenant de ces articles n'est prévu au cours de leur vie utile. Ces articles pourraient représenter une source de cobalt à la fin de leur vie lors de leur recyclage à des fins de récupération des métaux. Toutefois, aucune des principales entreprises de recyclage de déchets électroniques au Canada n'a déclaré de rejets de cobalt à l'INRP.

4.5 Production non intentionnelle

Aux fins de la présente évaluation, le terme « production » couvre aussi la production non intentionnelle de substances contenant du cobalt, à un niveau ou à une concentration quelconque, résultant de la production, du traitement ou d'autres utilisations d'autres substances, mélanges ou produits. En d'autres termes, la production non intentionnelle d'une substance en tant que sous-produit est considérée comme une production non intentionnelle. Cette

définition est celle utilisée pour l'INRP³ d'Environnement Canada (INRP 2013). Les secteurs qui peuvent ne pas participer intentionnellement à la production, à l'importation ou à l'utilisation d'une des 50 substances du groupe des substances contenant du cobalt, mais qui peuvent produire de manière non intentionnelle de telles substances en raison de leurs activités sont décrits ci-après. Nous discutons brièvement de la source du rejet dans le cas de chaque secteur, alors que les détails des scénarios d'exposition conduisant aux concentrations estimées dans l'environnement sont donnés plus loin dans le présent rapport pour les secteurs devant conduire aux rejets de cobalt les plus importants.

4.5.1 Fer et acier

Le cobalt est probablement associé, au niveau de traces, au minerai d'ilménite utilisé dans les installations de fusion du secteur du fer et de l'acier. Les usines sidérurgiques utilisent aussi habituellement du charbon, du coke et du mazout comme sources d'énergie pour leurs procédés industriels (Ressources naturelles Canada 2007). Leur combustion peut conduire à des émissions atmosphériques de cobalt. Du cobalt est aussi présent à faible niveau dans les scories, qui sont des sous-produits de la production de l'acier. Ces laitiers peuvent être éliminés ou recyclés en tant que matériaux de construction selon leur composition et leurs caractéristiques de lixiviation.

Une installation du secteur du fer et de l'acier a déclaré des rejets de cobalt (30 kg dans l'air; aucun rejet dans l'eau ni dans le sol) à l'INRP pour 2011. Toutefois, cette installation n'utilise pas les combustibles susmentionnés. Elle a également déclaré une élimination hors de son site sous forme de résidus ainsi qu'un recyclage hors de son site (de 41 et 16 tonnes respectivement). La quantité expédiée à des fins d'élimination résulte en fait principalement de la production de dioxyde de titane plutôt que de celle de fer ou d'acier. Une autre installation de ce secteur n'a déclaré aucun rejet, mais un recyclage hors de son site (5 tonnes) (tableau C-1, Annexe C).

4.5.2 Électricité (production d'énergie)

Des combustibles fossiles comme le charbon ou le mazout peuvent être utilisés comme source d'énergie pour la production d'électricité. Le cobalt est naturellement présent dans ces matières. Les charbons extraits au Canada contiennent de 0,99 à 7,8 mg de Co/kg (Evans 1985, Goodarzi 2013). Suite à la combustion de charbon ou de mazout pour produire de l'électricité, une partie du cobalt contenu dans ces matières peut être libérée dans l'atmosphère sous

³ Définition de « production (fabrication) » utilisée pour l'INRP : Production, préparation ou composition d'une substance figurant à l'annexe 1 de l'Avis de la *Gazette du Canada*, y compris la production coïncidente d'une substance figurant à l'annexe 1 comme sous-produit résultant de la fabrication, de la préparation ou de l'utilisation d'une autre manière d'autres substances.

forme de gaz de cheminée ou de cendres volantes, selon l'efficacité des dispositifs de contrôle de la pollution, tels que des dépoussiéreurs à sac ou des précipitateurs électrostatiques (Reddy et al. 2005, Goodarzi 2013). On retrouve aussi du cobalt dans les cendres résiduelles et les résidus de chaudière. Comme pour les résidus collectés par les dispositifs de contrôle de la pollution, les cendres résiduelles et les résidus de chaudière peuvent être éliminés ou recyclés (EPA 2013). Leur réutilisation dans des matériaux de construction et le potentiel de lixiviation des métaux qu'ils contiennent ont largement été étudiés (p. ex. Siddique 2010).

Il y avait 18 centrales électriques à charbon et six centrales électriques à mazout lourd au Canada en 2012 (communication personnelle de 2012 de la Division de l'électricité et de la combustion d'Environnement Canada à la Division de l'évaluation environnementale d'Environnement Canada; non référencé). Trois de ces centrales ont déclaré des rejets et l'élimination de cobalt à l'INRP pour 2011 (tableau C-1, Annexe 3). Les rejets étaient principalement dans l'air (69 kg). En réponse à un avis émis en vertu de l'article 71 de la LCPE pour l'année 2006 (Canada 2009a), trois installations ont déclaré des rejets de cobalt dans l'air (406 kg au total), ainsi que l'élimination de 16 300 kg de cobalt sous forme de cendres volantes et de cendres résiduelles (Environnement Canada 2010a). Deux de ces installations ont également déclaré des rejets à l'INRP pour 2011. Des renseignements ont aussi été fournis par six installations dans le cadre de soumissions volontaires. Ensemble, ces installations ont déclaré des rejets respectifs d'environ 50 et 5 kg dans l'air et dans l'eau pour 2012. Ces installations ont expédié environ 40 tonnes de cobalt (sous forme de cendres) à des fins d'élimination sur ou hors de leur site ou de recyclage (Environnement Canada 2012a).

4.5.3 Raffinage du pétrole

Le raffinage du pétrole fait intervenir des techniques et des procédés de séparation, comme le craquage et la cokéfaction, pour convertir le pétrole brut en combustibles (essence, mazout lourd, etc.), en produits non combustibles (huiles de lubrification, asphalte) ou en matières brutes pour l'industrie chimique.

La combustion de combustibles fossiles dans les raffineries de pétrole pour subvenir à leurs besoins en énergie peut conduire à des rejets de cobalt dans l'atmosphère. Le pétrole brut contient naturellement des métaux, dont du cobalt, qui peuvent être rejetés dans l'eau lors de certains procédés de raffinage. L'eau est utilisée dans les raffineries à diverses fins, dont le refroidissement, la production de vapeur et le lavage de produits. Elle peut entrer en contact direct avec des hydrocarbures ou des composés chimiques de traitement dans la raffinerie (eau acide, tour de refroidissement et purge de chaudière) et devient ainsi de l'eau de procédé. Les propriétés des effluents des raffineries (débit, concentration en contaminants) dépendent d'un certain nombre de facteurs, incluant la configuration de la raffinerie, le point de rejet et la méthode de

refroidissement (communication personnelle en 2013 de la Division du pétrole, du gaz et de l'énergie de remplacement d'Environnement Canada à la Division de l'évaluation environnementale d'Environnement Canada; non référencé).

Les procédés des raffineries de pétrole, comme l'hydrotraitement visant à éliminer le soufre, peuvent nécessiter l'utilisation de catalyseurs contenant du cobalt, comme des oxydes de cobalt et molybdène. Ces catalyseurs ne sont pas consommés lors du procédé et les catalyseurs usés sont habituellement recyclés. En tant que telle, cette utilisation spécifique ne devrait pas conduire à des rejets dans l'environnement. En 2012, il y avait 19 raffineries de pétrole au Canada (Association canadienne des carburants 2013). Trois de ces raffineries ont déclaré au total à l'INRP les quantités suivantes : rejet dans l'environnement nul, 0,076 tonne de cobalt éliminée sur le site et hors du site, 20,1 tonnes de cobalt recyclées hors du site pour 2011 (tableau C-1, Annexe C).

4.5.4 Sables bitumineux

Du cobalt est présent naturellement dans le bitume présent dans les gisements de sables bitumineux de l'Athabasca dans le nord de l'Alberta. Des procédés de cokéfaction sont utilisés dans des installations industrielles situées dans cette région pour transformer le bitume et produire du pétrole brut synthétique. Ces procédés entraînent la production de cendres volantes, qui ressemblent étroitement à celles produites lors de la combustion du charbon en termes de composition globale et de caractéristiques physiques (Holloway et al. 2005). D'autres types de cendres volantes sont aussi produits quand les installations brûlent des combustibles fossiles comme du coke pour produire de l'électricité. Du cobalt peut donc être rejeté dans l'atmosphère dans les gaz de cheminée et les cendres volantes.

Du cobalt peut aussi être rejeté pendant l'extraction des sables bitumineux, quand la fraction d'hydrocarbures qu'ils contiennent est extraite au moyen d'un procédé à l'eau chaude. Une partie des métaux contenus dans le bitume passe dans l'eau lors du procédé d'extraction. Les résidus, incluant l'eau de procédé, sont stockés dans des bassins à proximité des installations, avec le sable, le pétrole résiduel et l'argile. Cette eau peut aussi être partiellement recyclée et réutilisée.

En réponse à une enquête menée en vertu de l'article 71, une installation qui traite des sables bitumineux a rapporté des rejets de cobalt élémentaire dans les émissions des cheminées pour l'année 2006 (180 kg) sous forme de cendres volantes produites lors de son procédé de cokéfaction. Cette installation a aussi rapporté le transfert de 660 kg de cobalt vers une installation de gestion des déchets hors du site pour la même année (Environnement Canada 2010a). Des quatre installations ayant fait une déclaration à l'INRP en 2011 pour le secteur de l'extraction non classique du pétrole (sables bitumineux et pétrole lourd), deux ont déclaré des rejets de cobalt (total de 0,021 tonne; tableau C-1, Annexe C).

La plupart des matières contenant du cobalt déclarées à l'INRP étaient destinées à une élimination sur le site (530 des 531 tonnes).

4.5.5 Usines de pâtes et papiers

Les principales sources d'énergie pour l'industrie des pâtes et papiers sont la liqueur de pâte usée et les déchets solides de bois (Statistique Canada 2007). Ces matières contiennent des traces de cobalt qui peut être rejeté sous forme oxydée dans la matière particulaire produite lors de leur combustion (Environnement Canada 2012a). Les usines de pâtes et papiers utilisent aussi des combustibles comme le gaz naturel et le pétrole lourd (Statistique Canada 2007). Comme nous l'avons expliqué précédemment, la combustion du pétrole lourd peut conduire à des rejets dans l'atmosphère de cendres volantes qui pourraient contenir du cobalt. En réponse à une enquête menée en vertu de l'article 71, neuf usines de pâtes et papiers ont déclaré pour 2006 des rejets totaux de 2134 kg de cobalt (probablement des oxydes) par les cheminées des dispositifs de combustion de biomasse, de déchets (incluant cendres et boues) ou de combustibles (Environnement Canada 2010a). Deux de ces usines ont aussi déclaré des rejets totaux de 22 kg de cobalt dans l'eau sous forme d'effluent. Une autre usine a rapporté l'utilisation de cobalt élémentaire et de sulfate de cobalt (n° CAS 10124-43-3) comme micronutriment pour le traitement anaérobie d'eaux usées industrielles; aucun rejet de cobalt dans l'eau n'a été déclaré par cette usine. Une usine de pâte a déclaré des rejets de cobalt à l'INRP pour 2011 (264 kg dans l'air; tableau C.1, Annexe C). D'autres entreprises peuvent ne pas avoir satisfait aux exigences de déclaration.

4.6 Élimination et gestion de produits, d'articles manufacturés et de déchets contenant du cobalt

En termes de recyclage, le cobalt est récupéré des déchets de métaux au Canada (Environnement Canada 2010a). Il est aussi récupéré des piles recyclées (Environnement Canada 2010b), des catalyseurs usés et des déchets électroniques.

4.6.1 Élimination

Le cobalt contenu dans des produits et des articles manufacturés éliminés dans des sites d'enfouissement peut être libéré et se retrouver dans le lixiviat du site. Toutefois, si le cobalt est encapsulé ou piégé dans une matrice très stable, la lixiviation peut être très limitée ou négligeable. Dans 94 % des grands sites d'enfouissement au Canada (ayant un permis pour recevoir 40 000 tonnes de déchets municipaux solides par an), le lixiviat est collecté et traité sur place ou hors du site (expédié vers une usine de traitement des eaux usées à proximité) avant d'être rejeté dans des eaux réceptrices. Toutefois, le lixiviat n'est probablement pas traité dans les sites d'enfouissement plus petits

(Conestoga-Rovers and Associates 2009). Sur ces sites, du cobalt peut potentiellement être rejeté dans les eaux souterraines ou les eaux de surface.

4.6.2 Incinération

Au Canada, 3 % des déchets sont incinérés. Il a été montré que les incinérateurs de déchets solides municipaux sont une source de cobalt dans l'atmosphère (ATSDR 2004). Du cobalt est également présent dans les cendres volantes et les cendres produites par les incinérateurs. Les résidus des dispositifs de contrôle de la pollution de l'air (CPA) contiennent aussi du cobalt, ces résidus sont habituellement traités en tant que déchets dangereux.

4.6.3 Gestion des déchets

Les installations spécialisées dans le traitement des déchets ont déclaré à l'INRP pour 2011 des éliminations respectives sur le site et hors du site de 19,9 et 7,9 tonnes de cobalt (principalement dans des sites d'enfouissement), ainsi que 17,7 tonnes pour le recyclage hors du site (récupération de métaux) (tableau A3.1, Annexe 3). Elles n'ont rapporté aucun rejet dans l'air, l'eau ou le sol.

4.6.4 Eaux usées et biosolides

En général, les eaux usées (eaux d'égout) représentent un point courant d'entrée d'une substance dans les eaux et un point potentiel d'entrée dans les sols par l'intermédiaire des biosolides. Une usine de traitement des eaux usées (UTEU) publique a déclaré des rejets de 14 tonnes de cobalt dans l'eau à l'INRP pour 2011. Les concentrations de cobalt mesurées dans les influents, les effluents et les biosolides de certaines UTEU sont données dans la section du présent rapport sur l'évaluation de l'exposition dans l'environnement.

5 Devenir dans l'environnement

Le cobalt provenant de sources naturelles ou anthropiques peut se retrouver sous diverses formes dans l'air ambiant, les eaux de surface, les sédiments, les sols et les eaux souterraines.

Un ion de métal est considéré comme éternellement persistant, car il ne peut pas se dégrader, bien qu'il puisse se transformer en différentes espèces chimiques et/ou se répartir entre différentes phases dans un milieu de l'environnement. En d'autres termes, du cobalt et des ions cobalt seront toujours présents dans l'environnement; c'est la forme sous laquelle ils se trouvent qui déterminera leur biodisponibilité et leur potentiel de risque pour la vie. La biodégradation et la photodégradation ne s'appliquent pas aux substances inorganiques contenant des métaux ni au cobalt inorganique libéré après dissolution, dissociation ou

dégradation. Ces processus peuvent néanmoins s'appliquer aux sels organiques de métaux et aux composés organométalliques. La persistance des sels organométalliques et des composés organométalliques parents et de leurs contre-ions organiques ou de leurs produits de transformation organiques possibles n'a pas été évaluée individuellement dans le présent rapport. Toutefois, les capacités de dissolution, de dissociation et de dégradation (p. ex. demi-vies) des sels organométalliques et des composés organométalliques parents peuvent être évaluées ou estimées afin de déterminer l'ampleur ou le potentiel de libération du cobalt inorganique.

En termes de partition, le devenir des ions cobalt dissous peut, en partie, être généralement caractérisé par des coefficients de partition — à savoir coefficient de partition sol-eau (K_{se}), particules en suspension-eau (K_{pse}) et sédiments-eau (K_{sde}) (ECCC 2016a). Puisque le cobalt tend à se souder sur les particules solides dans les milieux aquatiques ($\log K_{se}$ médian = 5,33), une partie significative des formes dissoutes de ce métal se retrouvera dans les sédiments suite à l'adsorption sur des particules en suspension qui se sédimentent (Hamilton-Taylor et Willis 1984). Le cobalt devrait ensuite rester principalement dans ce milieu ($\log K_{sde}$ médian = 3,20) à moins que ces sédiments ne soient remis en suspension suite à une bioturbation, un dragage, des inondations saisonnières ou un mélange suite à des événements perturbateurs. De plus, le cobalt peut être mobilisé de nouveau dans l'eau suite à la modification de certains paramètres physiques ou chimiques (pH, E_h). Les coefficients de partition dépendent donc des conditions spécifiques du système. Le cobalt élémentaire et les composés peu solubles (p. ex., oxyde de cobalt) qui sont rejetés dans les eaux de surface ne devraient pas se retrouver en quantités significatives dans la colonne d'eau, en particulier si leur masse volumique est supérieure à celle de l'eau. Une partie de ces composés peut se retrouver dans des sédiments ou dans le sol s'ils sont rejetés dans ce milieu sous forme solide, non dissoute.

5.1 Air

En tant qu'élément non gazeux ayant une pression de vapeur négligeable, le cobalt est émis dans l'air principalement sous forme de matière particulaire (MP) fine. Selon la taille de la MP à laquelle le cobalt est associé, il sera transporté sur une certaine distance dans l'air avant de se déposer dans des milieux aquatiques ou terrestres. En Angleterre, en raison de la granulométrie des aérosols atmosphériques, il a été montré que la majorité du cobalt dans les zones relativement non polluées se retrouve dans la fraction de particules de 2 à 10 μm et que les concentrations sont plus élevées dans les zones urbaines que dans les zones rurales (Eleftheriadis et Colbeck 2001).

Le potentiel de transport à grande distance (PTGD) n'a pas été quantifié pour la présente évaluation préalable, les substances contenant du cobalt ou les rejets accidentels ne devant pas être transportés sur une très longue distance ni

contribuer de manière significative à la concentration dans l'environnement dans des zones éloignées (p. ex. Arctique). Les concentrations dans l'environnement (dans les eaux, les sols ou les sédiments) à proximité des sources principales de rejets ont aussi été prises en compte et comprenaient toute forme de cobalt déposée suite à des rejets atmosphériques (voir la section sur l'évaluation de l'exposition dans l'environnement).

5.2 Eau douce

Les données présentées dans le document d'ECCC (2016a) montrent que l'hydrosolubilité des substances contenant du cobalt varie fortement, allant du peu soluble à plus de 10^6 mg/L. Lors de leur rejet dans des plans d'eau, certaines substances libéreront donc plus d'ions cobalt que d'autres par dissolution ou dissociation. Dans des conditions typiques de pH et d' E_h (potentiel d'oxydoréduction), l'état d'oxydation (II) du cobalt est plus stable que l'état d'oxydation (III) (Cotton et Wilkinson 1988), bien que dans des conditions de pH et d' E_h élevés le Co (III) puisse être thermodynamiquement plus stable (Lee et Tebo 1994). Dans les conditions courantes des eaux douces oxiques (pH entre 5 et 9, E_h entre 0,5 et 1 V), Co^{2+} , $CoCO_3^0$ et $CoHCO_3^+$ seront les espèces inorganiques dominantes en solution (Brookins 1988; Takeno 2005). Ceci peut être expliqué en partie par les résultats de Smith et Martell (2004), qui ont mis en évidence la forte stabilité du complexe $CoHCO_3^+$, avec une constante de stabilité thermodynamique $\log K_f$ de 12,9, lors de l'étude de la complexation inorganique du cobalt en solution à une température de 25 °C et à une force ionique (I) de 0 mole/L.

Le cobalt devrait être plus mobile dans des conditions oxydantes que dans des conditions réductrices (Garrett 2005), dans lesquelles il est principalement associé à la phase solide, incluant les particules. De plus, la mobilité environnementale sera plus grande dans des conditions acides que dans des conditions neutres ou alcalines (Reimann et de Caritat 1998; Garrett 2005), car le cobalt est principalement présent dans la phase dissoute.

Les interactions entre les métaux et la matière organique naturelle sont un sujet d'intérêt particulièrement lié au devenir et à la biodisponibilité des cations métalliques dans les systèmes aquatiques. Au cours du temps, de nombreuses techniques physiques et chimiques ont été utilisées pour étudier les complexes du cobalt avec des ligands organiques naturels dans des eaux de différentes compositions. Les constantes de stabilité selon les conditions ($\log K_f$) déterminées lors de certaines de ces études varient de 2,45 à 11,6, selon la nature du ligand organique et la composition chimique de l'eau (Lee et Joansson 1983; Ephraïm et al. 1989; Pham et Garnier 1998; Kurk et Choppin 2000; Pandey et al. 2000; Hamilton-Taylor et al. 2002; Prado et Airoldi 2003; Qian et al. 1998; Alvarez-Puebla et al. 2004).

Étant donné la grande influence de la spéciation chimique sur la biodisponibilité des métaux dans les systèmes aquatiques, la spéciation du cobalt dans des plans d'eau naturels a été déterminée. Le modèle aqueux humique Windermere, version VI (WHAM VI: Tipping 2002), a été utilisé pour modéliser la spéciation chimique dans des plans d'eau du Canada ayant diverses caractéristiques physico-chimiques. Les données de ces modélisations indiquent que l'ampleur de la complexation du cobalt inorganique augmente avec le pH et la dureté de l'eau. De même, la proportion de cobalt lié à la matière organique, comme les acides humiques et les acides fulviques, augmente généralement avec la concentration de carbone organique dissous (COD). La documentation de soutien (ECCC 2016a) présente des renseignements supplémentaires sur la spéciation du cobalt.

5.3 Sédiments

Il est connu que les sédiments agissent comme puits pour les métaux en traces dans les systèmes aquatiques (Förstner et Wittmann 1981). Le flux de particules en suspension dans les eaux de surface agit comme un mécanisme de type « convoyeur à courroie » grâce auquel les métaux sont piégés, adsorbés ou incorporés par les particules générées *in situ* ou d'origine allochtone. À leur tour, ces particules passent dans la colonne d'eau et, éventuellement, dans les sédiments de fond (Santschi 1984). Une expérience réalisée *in situ* avec du cobalt 57 a conduit aux mêmes conclusions que celles de Santschi, environ 80 % du radioisotope ont été transférés de la colonne d'eau vers les sédiments de fond dans les 20 jours suivant l'introduction initiale dans un lac ouvert à des sédiments de surface (Diamond et al. 1990).

Une fois dans les sédiments, et de manière similaire à celle de la plupart des métaux en traces, le cobalt peut se rencontrer dans une variété de fractions de ce milieu : dissous dans l'eau interstitielle, présent dans des fractions échangeables d'argile, oxydes hydratés de fer et de manganèse et acides humiques; lié à des carbonates; lié à des oxydes de fer et de manganèse; lié à de la matière particulaire organique; complexé avec des sulfures, dont des formes volatiles acides, et le réseau cristallin de minéraux primaires ou secondaires (Tessier et al. 1979; Förstner et Wittmann 1981; Di Toro et al. 1992).

5.4 Sols

Comme pour les sédiments, les sols représentent des puits importants pour les métaux rejetés dans l'air à partir de sources naturelles ou anthropiques. Après l'entrée des composés métalliques dans les sols, des processus de transformation feront intervenir la dissolution, la partition, la lixiviation et le vieillissement. Ce dernier désigne les réactions de transfert de métaux de milieux labiles vers des milieux relativement insolubles (Smolders et al. 2007). En général, la biodisponibilité des métaux est régie par la mobilité et la solubilité des

différentes formes géochimiques (Smolders et al. 2007). Le comportement du cobalt dans les sols est lié aux propriétés chimiques et physiques du sol (pH, teneur en matière organique, etc.) et du composé contenant du cobalt (hydrosolubilité) pénétrant dans ce milieu. Ces facteurs sont décrits plus en détail dans les sections sur la biodisponibilité et sur les effets sur les organismes terrestres.

6 Potentiel de bioaccumulation

La bioaccumulation des métaux — comme celle des substances organiques — constitue une inquiétude potentielle en raison de la possibilité de conduire à des concentrations corporelles internes pouvant être dangereuses pour les organismes qui les accumulent dans leurs tissus et/ou pour les prédateurs qui mangent ces organismes. L'étape précédant immédiatement l'accumulation des métaux dans des organismes est le processus d'absorption, qui dépend de la forme des métaux actuellement disponibles. Nous allons donc discuter de la biodisponibilité et du processus d'absorption dans le cadre de la présente section sur la bioaccumulation, qui est centrée sur l'entité cobalt. Nous n'avons pas cherché à évaluer la biodisponibilité et/ou la bioaccumulation du contre-ion organique ni de l'élément organique des sels organiques du cobalt et des composés organométalliques faisant partie du groupe.

Les études sur la biodisponibilité et la bioaccumulation du cobalt sont réalisées avec une variété de substances solubles contenant du cobalt. Toutes les substances solubles contenant du cobalt devraient générer des espèces du cobalt dissoutes, qui devraient se comporter de manière similaire dans un milieu de l'environnement donné, selon les conditions physiques et chimiques prévalant dans ce milieu ainsi que selon sa composition.

6.1 Biodisponibilité

6.1.1 Eau

Le modèle de ligand biotique (MLB) a été développé pour prédire la bioabsorption des métaux et ainsi montrer que la biodisponibilité et la bioréactivité des métaux contrôlent leur potentiel à provoquer des effets néfastes sur des organismes. Ce MLB incorpore la compétition entre l'ion métallique libre et d'autres cations présents naturellement (principaux cations et H^+), ainsi que la complexation par des ligands abiotiques (matière organique dissoute, chlorure, carbonate, sulfate) pour se lier avec le ligand biotique qui est sensé représenter l'exposition sur le site d'action toxique pour l'organisme (Paquin et al. 2002). En fait, il est bien documenté que la toxicité des métaux dépend du pH et de la force ionique du milieu externe (Parametrix 2010a; Di Toro et al. 2001). Pour le cobalt, les études de toxicité réalisées à ce jour suggèrent qu'une dureté accrue de l'eau réduit la toxicité aiguë du cobalt pour les organismes aquatiques (Borgmann et

al. 2005; Parametrix 2010b; Parametrix 2010c; Diamond et al. 1992; Rathore et Khangarot 2003), probablement en raison de l'existence d'interactions concurrentes entre Co^{2+} et les cations représentant la dureté pour la liaison avec le ligand biotique, qui réduit la biodisponibilité. Alors que le pH est aussi connu pour avoir un effet sur la biodisponibilité des cations métalliques, son influence sur le cobalt est censée être relativement limitée, à ce sujet les résultats expérimentaux étaient contradictoires (Parametrix 2010b; Parametrix 2010c; Khangarot et al. 2003; Macfie et al. 1994; Nautilus Environmental 2009).

On considère généralement que la matière organique dissoute (MOD) réduit la toxicité des métaux en faisant augmenter la concentration d'ions métalliques libres et, ainsi, en faisant diminuer la biodisponibilité des métaux. Néanmoins, Campbell (1995) a noté que les résultats des études quantitatives à ce sujet sont plus ou moins répartis entre des résultats indiquant une toxicité plus faible ou plus importante en présence de MOD. Cet auteur suggère qu'il est imprudent de traiter la MOD naturelle comme un simple ligand hydrophile, car cette fraction colloïdale est multifonctionnelle et son rôle ne se limite pas à la complexation de métaux dans la solution.

Entre le pH, le COD et la dureté de l'eau, c'est cette dernière qui représente le facteur modifiant la toxicité ayant la plus grande influence sur l'absorption du cobalt et qui rend compte d'environ 85 % de la variabilité de la réponse des organismes d'eau douce testés (Parametrix 2010b; Parametrix 2010c; communication personnelle de 2013 de William Stubblefield de l'Université d'état de l'Oregon à la Division de l'évaluation environnementale d'Environnement Canada; non référencé).

6.1.2 Sédiments

Le cobalt peut se retrouver dans une variété de fractions dans les sédiments. Selon la fraction, il sera soit faiblement lié (p. ex. à des fractions échangeables avec des sulfures) soit fortement lié (p. ex. complexé avec des sulfures). La biodisponibilité du cobalt pour les organismes benthiques est contrôlée par divers paramètres clés, dont la teneur en carbone organique, en sulfures et en argile, qui a leur tour contrôle les proportions des fractions dans lesquelles le cobalt est présent dans les sédiments ainsi que dans l'eau sus-jacente qui peut être apportée dans les sédiments par les activités de certains organismes (p. ex. filtration pour nourriture, fouissage). Par exemple, le cobalt dissous dans l'eau interstitielle ou dans l'eau sus-jacente serait probablement plus biodisponible pour les organismes que le cobalt lié à des oxydes de manganèse. Aucune étude sur la biodisponibilité du cobalt pour les organismes benthiques n'a pu être trouvée dans la littérature afin de pouvoir mieux comprendre ces interactions.

6.1.3 Sol

Le développement d'un MLB pour des organismes terrestres est concevable pour la modélisation de la bioabsorption et de la toxicité du cobalt dans l'eau

interstitielle du sol. Des efforts ont été faits dans cette direction lors d'études sur les effets du cobalt présent dans une solution de nutriments sur la croissance racinaire de l'orge (*Hordeum vulgare*) et sur la survie de l'enchytrée *Enchytraeus albidus* exposé à la solution de nutriments ajoutée à du sable lavé à l'acide et précuit (Lock et al. 2006, 2007). Le milieu d'exposition pour ces expériences était très bien défini chimiquement, mais trop simple pour simuler l'absorption du cobalt par des plantes et des vers dans des sols réels, ainsi que sa toxicité, un problème reconnu par les auteurs. Par exemple, l'absorption de cobalt par les vers suite à l'ingestion de particules du sol n'a pas été prise en compte. Ces études ont montré que des ions comme Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ ou H^+ faisaient augmenter les valeurs de CL_{50} exprimées en concentration d'ions cobalt dissous libres, de plusieurs fois, pour les deux espèces testées. Ces résultats ont été expliqués par l'existence d'interactions concurrentes entre ces ions principaux et Co^{2+} pour les sites de liaison à l'interface organisme-eau, l'effet global étant une toxicité moindre de l'ion cobalt libre (Lock et al. 2007). La matière organique dissoute ne constituait pas un paramètre testé lors de ces expériences.

En suivant une autre approche, de nombreux tests de toxicité du sol ont été réalisés dans le cadre de l'évaluation réglementaire du nickel réalisée par l'Union européenne (EURAR 2008). Des sols couvrant une large gamme de pH et de capacités d'échange de cations (CEC) ont été étudiés. Un modèle de régression linéaire empirique a été développé à partir de cet ensemble de données de toxicité expérimentale, dans le format général suivant :

$$\text{toxicité} = a + b \times \text{pH} + c \times \text{CEC}$$

Un facteur de vieillissement a ensuite été appliqué à la valeur de toxicité prédite, ce facteur étant calculé à partir de la durée du vieillissement, du pH du sol et de la CEC (Vangheluwe et al. 2007). Smolders et al. (2009) ont montré que cette approche d'évaluation de la toxicité du nickel dans les sols peut aussi être appliquée au cobalt. D'autres détails spécifiques sur la toxicité du cobalt dans le sol sont donnés dans la partie du présent rapport sur les effets sur l'environnement (organismes terrestres).

6.2 Bioaccumulation

En petite quantité, le cobalt est essentiel pour la fixation de l'azote par des bactéries, des algues bleu-vert et des systèmes symbiotiques tels ceux dans les racines de légumineuses (IPCS 2006). C'est aussi un micronutriment essentiel pour les animaux, requis pour la formation de la vitamine B_{12} et pour sa participation à des processus enzymatiques (Adam et al. 2001; Gál et al. 2008; Mathews et al. 2008; Metian et al. 2009). Le cobalt sera donc absorbé naturellement et, dans une certaine mesure, accumulé par certaines espèces d'organismes.

6.2.1 Eau

Le potentiel de bioaccumulation est typiquement quantifié en déterminant soit un facteur de bioaccumulation (FBA) ou un facteur de bioconcentration (FBC). Toutefois, ces rapports sont souvent critiqués quand ils sont appliqués à des métaux, car ils sont considérés de peu d'intérêt pour prédire les risques posés par les métaux (Schlekat et al. 2007). Par exemple, certains métaux peuvent être accumulés naturellement à haut niveau à partir du milieu environnant en raison de leur caractère nutritionnel essentiel (p. ex. Ca, K). De plus, les métaux essentiels et les métaux non essentiels peuvent être régulés dans une gamme relativement étroite par des mécanismes homéostatiques et de détoxification que de nombreux organismes possèdent. Il s'en suit que quand des concentrations ambiantes de métaux sont faibles, les FBC et les FBA sont souvent élevés. À l'inverse, quand des concentrations de métaux ambiantes sont élevées, les FBC et les FBA tendent à diminuer (McGeer et al. 2003; DeForest et al. 2007). Une relation inverse peut donc être observée entre les valeurs des FBC et de FBA et les concentrations d'exposition aux métaux, ce qui complique l'interprétation des valeurs de FBC/FBA. Les concentrations de fond naturelles dans les organismes peuvent contribuer à ces tendances négatives (p. ex. Borgmann et Norwood 1995). De plus, des relations inverses peuvent aussi exister pour des éléments non essentiels, car il existe un nombre fini de sites de liaison pour le transport de ces métaux dans l'organisme (p. ex. branchies) qui pourraient devenir saturés aux concentrations les plus fortes (Borgmann et al. 2004, MacLean et al. 1996).

Afin de tenir compte de ces facteurs de complication, un modèle de saturation basé sur des mécanismes pour la bioaccumulation des métaux, fonctionnant avec l'amphipode d'eau douce *Hyalella azteca* comme organisme testé, a été développé (Borgmann et al. 2004; Norwood et al. 2007). Ce modèle permet d'estimer un FBC basé sur une accumulation de métal, avec correction pour la valeur de fond, à faible concentration aqueuse, ce qui permet d'éviter la dépendance à la concentration susmentionnée. De plus, ces auteurs ont montré que : i) la létalité survient quand les concentrations dans les tissus dépassent une concentration corporelle critique (CCC); ii) ces CCC semblent relativement constantes pour une variété de métaux non essentiels ou peu essentiels en dépit de grandes différences dans les concentrations aqueuses qui conduisent à une toxicité chronique (Schlekat et al. 2007). On peut déduire de ces deux faits que si l'absorption d'un métal donné est plus efficace, le seuil de toxicité chronique dans les tissus correspondra à une concentration aqueuse plus faible. De manière cohérente avec cette conclusion, ces auteurs ont observé une forte relation négative entre les estimations de toxicité chronique et les valeurs de FBC/FBA pour des métaux et des métalloïdes non ou peu essentiels (en laboratoire : Norwood et al. 2007; Schlekat et al. 2007; sur le terrain : Couillard et al. 2008). Cette relation existe, car la concentration corporelle totale de métal chez *Hyalella* est probablement reliée à la concentration du métal au niveau du site d'action toxique. En principe, les animaux possédant des stratégies de gestion des métaux n'incluant pas d'importants réservoirs de métaux stockés

Évaluation préalable

sous des formes détoxifiées peuvent exhiber une relation étroite entre les rapports de bioaccumulation (FBA et FBC) et la toxicité chronique (Couillard et al. 2008).

Le choix des études utilisées pour l'évaluation du potentiel de bioaccumulation du cobalt repose sur les connaissances susmentionnées et sur des méthodes acceptées de calcul des FBC et des FBA (OCDE 1993; OCDE 1996; Arnot et Gobas 2006). Le document d'EEEC (2016a) contient un résumé des critères et des éléments pris en compte pour évaluer la qualité des données sur les FBC et les FBA. Afin de reconnaître que ces rapports sont moins significatifs pour les organismes possédant des compartiments riches en métaux de grande taille et inertes, les études sur de tels accumulateurs de métaux n'ont pas été prises en compte. Quand des renseignements étaient disponibles, seules les concentrations de métaux dans les tissus mous ont été prises en compte dans le cas des invertébrés avec une carapace ou un exosquelette important.

Afin de caractériser le potentiel de bioaccumulation et de bioamplification du cobalt, nous avons pris en compte 38 études. Vingt de ces études ont été jugées appropriées pour fournir des données pour l'évaluation de la bioaccumulation. Un résumé complet de toutes les données sur la bioaccumulation utilisées est fourni dans EEEEC (2016a). Les données présentées sont pour le cobalt en tant qu'élément et non pour des substances individuelles, car tel qu'il est expliqué dans des sections précédentes du présent rapport, ces substances se dissoudront dans l'eau et libéreront des ions cobalt. Ces ions sont considérés comme potentiellement biodisponibles (principalement Co^{2+}) et peuvent être absorbés par les organismes.

En tenant compte de toutes les données aquatiques, 31 facteurs de bioaccumulation acceptables ont été rapportés pour diverses espèces d'algue, d'invertébré, de poisson et de zooplancton d'eau douce ou marine. Ces valeurs vont de 7,4 à 3110 L/kg, avec une valeur moyenne de 878 L/kg (IC de 95 % 611-1146) et une valeur médiane de 720 L/kg. Aucun groupe d'organismes ne semblait avoir un FBC/FBA plus élevé que celui des autres. Quatre facteurs d'accumulation biote-sédiment (FBSF-séd) ont été pris en compte. Les valeurs de FBSA-séd allaient de 0,091 à 0,645, avec une valeur moyenne de 0,232 (IC de 95 % 0,024-0,441) et une valeur médiane de 0,138.

6.2.2 Sol

Pour les milieux terrestres, quatre facteurs d'accumulation biote-sol acceptable (FBSA-sol) ont été identifiés pour seulement deux espèces, le bolet bai (*Xerocomus badius*) et le mûrier blanc (*Morus alba*). Les valeurs allaient de 0,007 à 0,81. Lors d'une étude, on a tenu compte de la concentration de cobalt dans une solution du sol, fournissant ainsi des facteurs de bioaccumulation. Les valeurs de FBA obtenues pour les trois espèces ainsi testées allaient de 0,100 à 0,146, poids humide (Li et al. 2009).

6.3 Bioamplification

Les facteurs de bioamplification (FBA) permettent de décrire le processus grâce auquel la concentration d'un composé chimique dans un organisme atteint une valeur plus élevée que celle de la nourriture qu'il absorbe (Gobas et Morrison 2000). Un FBA supérieur à 1 indique qu'une bioamplification a potentiellement lieu.

Cinq FBA ont été relevés dans la littérature pour le cobalt pour quatre espèces de poisson et de zooplancton dans des milieux d'eau douce ou marine. Les valeurs allaient de 0,004 à 0,087 avec une valeur moyenne de 0,026 et une valeur médiane de 0,01. De plus, lors d'une étude ne rapportant pas de valeurs spécifiques de FBM pour le cobalt, il a été estimé que ces valeurs étaient < 1 pour les trois espèces de poisson étudiées (Mathews et al. 2008). Des détails sur les études consultées et leurs résultats sont disponibles dans EEE (2016a).

Lors d'un certain nombre d'études, on a aussi essayé de quantifier le facteur d'amplification trophique du cobalt (FAT). Le FAT est une mesure du potentiel de bioamplification d'une substance dans une chaîne trophique dans des conditions de terrain. La valeur du FAT dépend de la corrélation entre les concentrations des éléments présents en traces et les isotopes de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$), mesurés dans un réseau de membres d'un réseau trophique donné (Nfon et al. 2009), et est obtenue au moyen de l'équation simple suivante :

$$\text{FAT} = 10^B,$$

B étant la pente de la régression de la courbe du log[concentration de l'élément présent en trace ($\mu\text{g/g}$ poids humide)] en fonction de $\delta^{15}\text{N}$ (Nfon et al. 2009). La valeur de $\delta^{15}\text{N}$ augmentant de manière prédictible avec chaque niveau trophique d'une chaîne alimentaire, une corrélation significative entre ces deux variables peut indiquer un potentiel de bioamplification (si $\text{FAT} > 1$) ou de biodilution (si $\text{FAT} < 1$) (Nfon et al. 2009).

Dans le tableau 6-1, nous avons résumé toutes les données prises en compte pour évaluer les facteurs d'amplification trophique du cobalt. Toutes les valeurs sont exprimées sur une base de poids humide. Lors de ces études, il n'y avait en général pas de relation statistiquement significative entre la concentration de cobalt et les isotopes de l'azote dans les réseaux trophiques. Ces résultats conduisent à conclure que le cobalt ne pose pas de risque de bioamplification.

Tableau 6-1. Résumé des données expérimentales retenues pour estimer le potentiel d'amplification trophique du cobalt

Réseau trophique	Type d'étude	Type d'étude	FAT	Référence
Réseau trophique pélagique marin (mer Baltique)	Terrain	ET	1,1 ¹	Nfon et al. 2009

Réseau trophique pélagique arctique marin (baie de Baffin)	Terrain	ET	0,93 ²	Campbell et al. 2005
Réseau trophique d'eau douce (delta du Mékong)	Terrain	ET	0,95	Ikemoto et al. 2008
Réseau trophique benthique et pélagique marin (Est de la mer de Chine)	Terrain	ET	0,71; 1,45 ³	Asante et al. 2008

ET : étude sur le terrain des organismes, de l'eau, des sédiments, etc.; FAT = facteur d'amplification trophique

1 : Corrélation entre le niveau trophique et la concentration de cobalt mise en évidence, mais non statistiquement significatif

2 : L'étude n'a mis en évidence aucune relation pour le cobalt dans ce réseau trophique, en raison du faible changement de la concentration du cobalt entre les niveaux trophiques et de données hautement variables. Le FAT est calculé égal à 10^B , B étant la pente de la régression de la courbe du $\log[\text{Co}]$ en fonction de l'isotope de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) (Nfon et al. 2009). Dans le cas présent, B a été calculé à -0,03, avec une importance statistique ($p < 0,05$). À partir de l'équation fournie par Nfon et al. (2009), ceci correspond à un FAT de 0,93. La valeur de r^2 pour cette régression était de 0,04.

³ Des résultats contradictoires ont été rapportés pour cette étude : une relation positive et une relation négative ont été observées entre la concentration de cobalt dans l'organisme et le niveau trophique. Les TAF ont été calculés en suivant la méthode de Nfon et al. 2009. B a été rapporté comme égal à 0,16, avec une importance statistique ($p < 0,01$, $r^2 = 0,15$) pour les poissons de fond, alors que $B = -0,15$ pour toutes les espèces de fond ($p < 0,05$, $r^2 = 0,50$). Les FAT correspondants étaient respectivement de 1,45 et 0,71.

6.4 Résumé pour le potentiel de bioaccumulation

Pour résumer, il existe plusieurs éléments de preuve pour suggérer que le potentiel de bioaccumulation du cobalt dans les écosystèmes naturels est relativement faible. Bien que certains facteurs modifiant la toxicité puissent affecter son absorption, le cobalt est un micronutriment essentiel et, en tant que telles, certaines de ces formes sont facilement biodisponibles pour les organismes. Néanmoins, de faibles FBA ont été rapportés lors de huit études en laboratoire (état stationnaire) et de quatre études de terrain; cinq FBSA-sédiments faibles (<1) et quatre FBSA-sol moyens faibles (<1) ont été rapportés. De plus, les résultats de six études sur le terrain et de deux études en laboratoire indiquent une absence de bioamplification du cobalt dans des réseaux trophiques naturels. Finalement, le cobalt est un micronutriment essentiel qui devrait être régulé dans une certaine mesure par de nombreux organismes. Il serait bon de noter que l'absorption du cobalt pourrait quand même conduire à des niveaux internes provoquant des dommages à des espèces sensibles (p. ex. *Hyaella azteca*) à des concentrations corporelles plus élevées que celles requises pour les fonctions essentielles (Norwood et al. 2007).

7 Effets sur l'environnement

7.1 Organismes aquatiques

7.1.1 Eau douce

Il existe des preuves expérimentales voulant que le cobalt cause des dommages à des organismes aquatiques d'eau douce suite à une exposition à court terme (aiguë) ou à long terme (chronique) à de très faibles concentrations. De

Évaluation préalable

nombreuses données empiriques sur la toxicité aiguë ou chronique du chlorure de cobalt, du sulfate de cobalt et d'autres composés du cobalt solubles sont disponibles dans la littérature. Puisque tous ces composés conduisent à la formation d'espèces dissoutes potentiellement biodisponibles du cobalt, en particulier à celle de l'ion libre Co^{2+} , toutes les données provenant d'études chroniques fiables avec de tels composés ont été prises en compte pour calculer une valeur critique de toxicité (VCT). La VCT est une expression quantitative d'un effet toxique faible (p. ex. Cl_{25}) qui a rapport au paramètre de toxicité le plus sensible pour des organismes récepteurs dans le milieu en question. Des sommaires de rigueur d'étude (SRE) ont été faits pour toutes les études dont on a utilisé les données de toxicité pour calculer une VCT. Ces SRE sont disponibles sur simple demande.

Des études fiables sur la toxicité aiguë ont été relevées pour 15 espèces dont 12 espèces d'invertébrés et trois de poissons. Les valeurs de toxicité allaient de 16 à 585 800 $\mu\text{g/L}$ de cobalt dissous (Nautilus Environmental 2009). Les données individuelles provenant de ces études ne sont ni incluses ni discutées plus à fond dans la présente évaluation puisqu'elles n'ont pas été utilisées pour le calcul de VCT.

Pour la présente évaluation, les données sur la toxicité chronique sont d'une plus grande importance que celles sur la toxicité aiguë, car elles représentent un indicateur plus sensible du potentiel de dommage par des expositions à long terme, les plus probables. Les rejets dans l'environnement par les secteurs considérés dans la présente évaluation sont continus ou chroniques. On utilise habituellement les scénarios de toxicité aiguës pour les rejets intermittents ou les déversements, des situations qu'il n'était pas nécessaire de considérer dans cette évaluation. Dans les tableaux D-1, D-2 et D-3 (Annexe 4D), nous avons résumé les données fiables sur la toxicité chronique du cobalt pour les organismes d'eau douce. Treize espèces ont été identifiées dont trois espèces de poissons, 6 d'invertébrés et 4 de plantes/algues. Les valeurs de toxicité affectant la croissance de survie ou la reproduction allaient de 348 à 2171 $\mu\text{g/L}$ pour les poissons, de 0,76 à 167 $\mu\text{g/L}$ pour les invertébrés et de 4,9 à 1120 $\mu\text{g/L}$ pour les plantes et les algues. Il serait bon de noter que les concentrations dans les études citées sont exprimées en microgramme de cobalt par litre ($\mu\text{g Co/L}$). Les VCT dérivées de ces données sont donc pour le cobalt dissous plutôt que pour les composés testés (p. ex. CoCl_2). Selon ces études, les invertébrés constituent le groupe taxonomique le plus sensible au cobalt, suivi des algues/plantes et des poissons. La diversité biologique et la stabilité de la chaîne trophique peuvent être affectées négativement par le cobalt. Par exemple, étant donné que de nombreux poissons se nourrissent d'invertébrés, des réductions de la qualité et de la quantité de cette source alimentaire peuvent avoir des impacts indirects négatifs sur les poissons (p. ex. réduction de la croissance), même à des concentrations plus faibles que celle à laquelle des effets chroniques directs sont connus (voir les tableaux D-1 et D-2). Certaines études ont mis en évidence que ces effets indirects de l'exposition au métal des

poissons sont à vrai dire possibles et peuvent survenir (Rasmussen et al. 2008; Sherwood et al. 2002).

7.1.2 Calcul de concentrations estimées sans effet (CESE) en utilisant la dureté comme facteur modifiant

Comme il est indiqué dans la section sur la biodisponibilité du présent rapport, la dureté semble être le facteur modifiant clé pour la toxicité du cobalt parmi les divers paramètres de qualité de l'eau qui pourraient potentiellement avoir une influence sur l'absorption et la toxicité. Afin d'évaluer quantitativement l'influence de la dureté sur la toxicité du cobalt, des régressions linéaires Log-Log ou Ln-Ln peuvent être faites pour caractériser la relation dureté-toxicité (Stephan et al. 1985; EPA 1987; Zajdlik et associés 2009). Ces méthodes standards utilisées pour étudier de telles relations sont bien décrites par Stephan et al. (1985). Les valeurs de toxicité pour différentes espèces sont rapportées en fonction de toutes les valeurs de dureté de l'eau utilisée pour les épreuves biologiques afin d'obtenir une courbe de régression pour chaque espèce. Ensuite, une analyse de covariance est faite afin d'étudier les différences statistiques entre les pentes des courbes des espèces et, quand il n'y en a pas, de produire une pente commune donnant une estimation de la relation entre la dureté et la toxicité pour toutes les espèces.

Pour la présente évaluation, des données fiables sur deux espèces sont disponibles pour évaluer cette relation dans le cas du cobalt. Des nouveau-nés de *Ceriodaphnia dubia* ont été exposés pendant 7 jours à neuf concentrations de calcium dans l'eau avec des degrés croissants de dureté, de 52 à 396 mg/L, tout en gardant tous les autres facteurs constants (Parametrix 2010b). L'effet du cobalt sur la reproduction a été évalué et des valeurs de toxicité calculées (CE_{20}). La pente de la courbe de régression était de 0,28 et son R^2 de 0,50. Des larves de tête-de-boule (*Pimephales promelas*) ont été exposées pendant 7 jours à quatre concentrations de calcium dans l'eau correspondant à des augmentations de la dureté allant de 52 à 356 mg/L, tout en conservant tous les autres facteurs constants (Parametrix 2010c). L'effet du cobalt sur la croissance a été évalué et une CE_{20} calculée. La pente de la courbe de régression était de 0,69 et son R^2 de 0,83. Une analyse de covariance a permis de mettre en évidence qu'il n'y avait pas de différence entre les deux pentes ($p > 0,05$), et elles ont donc été regroupées. La valeur commune de la pente est 0,41 avec un R^2 de 0,98, et est significativement différente de zéro ($p < 0,05$). Ces analyses ont été faites en utilisant SYSTAT 13 (SYSTAT 2013).

Afin de comparer au mieux les données sur la toxicité du cobalt provenant des différentes études présentées dans les tableaux D-1, D-2 et D-3 (Annexe 4D), les valeurs originales ont été standardisées en fonction d'une valeur de dureté commune, en utilisant une pente commune de courbe de dureté-toxicité statistiquement significative qui a été calculée (0,41). Afin de réduire au minimum les corrections par interpolation, la dureté retenue (100 mg/L en tant que $CaCO_3$)

Évaluation préalable

était proche de la tendance centrale de la distribution des valeurs de dureté originales. Les valeurs originales qui étaient inférieures à 52 mg/L ont été corrigées à 52 mg/L au lieu de 100 mg/L, encore une fois pour réduire au minimum la correction par extrapolation qui se situe en dehors de la gamme de pentes utilisée pour calculer la pente commune. Les valeurs corrigées sont données entre parenthèses dans les tableaux D-1, D-2 et D-3 (Annexe 4D).

Les données sur la toxicité utilisées comme intrants dans une distribution de la sensibilité des espèces (DSE) peuvent être normalisées pour tenir compte des effets du pH, de la force ionique, de la dureté et de la teneur en carbone organique dissous, selon les besoins de l'évaluation (Vangheluwe et al. 2007). En tant que telle, une DSE a été produite en utilisant les données de toxicité chronique corrigées pour la dureté (52 et 100 mg/L sous forme de CaCO_3), les données des tableaux D-1, D-2 et D-3 (Annexe 4D), pour un total de treize espèces : trois de poissons, six d'invertébrés et quatre de plantes ou d'algues (figure 7-1). Lorsque plus d'une valeur était disponible pour un paramètre pour une espèce, la valeur à utiliser pour la DSE a été choisie en suivant les recommandations du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME 2007). Par exemple, quand des conditions de test et des paramètres de plusieurs études sont similaires (p. ex. paramètre, durée, pH, dureté, etc.), la moyenne géométrique des valeurs de toxicité peut être calculée et utilisée pour la DSE. Autrement, la valeur de toxicité la plus faible pour une espèce donnée est retenue. Bien qu'une moyenne géométrique ait été calculée pour un ensemble de données sur *Hyaella azteca*, la valeur la plus faible a été retenue dans tous les autres cas pour la DSE (Annexe 4D).

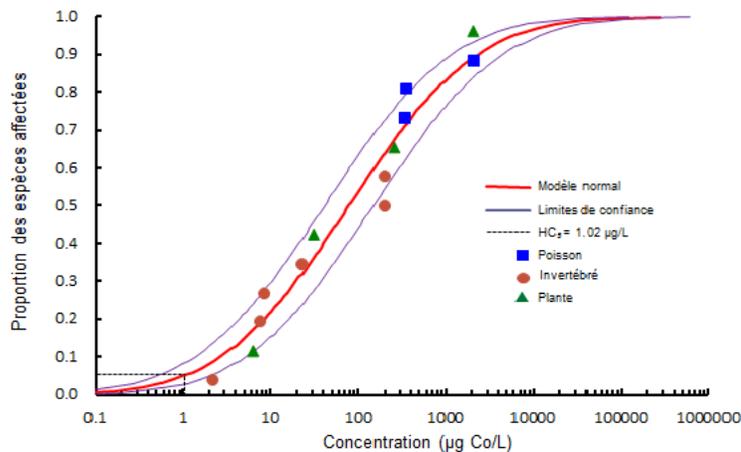


Figure 7-1. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour le cobalt, basée sur des données de toxicité chronique corrigées pour la dureté (100 mg/L de CaCO_3) pour les organismes d'eau douce. La courbe normale adaptée aux données est indiquée sur le graphique ainsi que les deux courbes pour un intervalle de confiance de 95 %.

Le logiciel SSD Master v3.0 (SSD Master 2010) a été utilisé pour calculer la SDE donnée sur la 7-1. Plusieurs fonctions cumulatives de distribution (FCD)

Évaluation préalable

(normale, logistique, valeur extrême et Gumbell) ont été utilisées pour représenter les données, en utilisant des méthodes de régression. La pertinence du modèle a été évaluée au moyen de techniques statistiques et graphiques. Le meilleur modèle a été retenu en se basant sur des considérations ayant trait à l'adaptation et à la faisabilité du modèle. Les hypothèses faites pour le modèle ont été vérifiées graphiquement et au moyen de tests statistiques. Le modèle normal donne les meilleurs résultats lors d'une inspection visuelle, les plus faibles niveaux de variabilité statistique (résidus), une distribution équilibrée des résidus, le plus faible intervalle de confiance normalisé et la meilleure signification du test statistique de Anderson-Darling ($A^2 = 0,384$ ($p < 0,05$)). Le 5^e percentile (HC₅), c.-à-d. la concentration dangereuse pour 5 % de l'espèce, de la courbe de DSE est de 1,02 µg/L avec des limites de l'intervalle de confiance de 0,51 et 2,03 µg/L.

Le HC₅ de 1,02 µg/L calculé à partir de la SDE est retenu comme VCT pour les organismes d'eau douce à une dureté de 100 mg/L. Cette valeur n'est probablement pas inférieure aux exigences essentielles si on tient compte qu'elle est bien supérieure au 50^e percentile des concentrations des zones affectées au minimum, qui vont de 0,04 à 0,16 µg/L (voir le tableau 8-1 de la section 8.1). De plus, puisque cette valeur est basée sur une SDE chronique qui couvre plusieurs espèces et taxons, aucun facteur d'évaluation n'a été utilisé pour calculer la concentration estimée sans effet (CESE) pour les organismes d'eau douce. La CESE est donc équivalente à la VCT. Étant donné que la dureté de l'eau protège les organismes d'eau douce contre la toxicité du cobalt, il est préférable d'avoir une CESE qui peut être ajustée sur une base spécifique du site selon la dureté de l'eau au point d'intérêt. L'équation de la CESE à long terme est basée sur la pente de 0,414 de la relation entre la toxicité chronique ou à long terme et la dureté, calculée ci-haut. Cette pente représente la relation entre le logarithme népérien de la concentration de cobalt (axe des y) et le logarithme népérien de la dureté de l'eau (axe des x). La pente de cette courbe étant connue (0,41), ainsi que les coordonnées x,y d'un point de cette courbe (Ln(100), Ln(1,02)), il est possible de déterminer l'équation générale décrivant cette courbe en calculant y pour x = 0. Si l'équation $\ln(y) = m \cdot \ln(x) + b$ est utilisée pour obtenir b (c.-à-d. y pour x = 0), le résultat suivant est obtenu :

$$\begin{aligned} y - y(x=0) (b) &= \ln(5^{\text{e}} \text{ percentile}) - [\text{pente} \cdot \ln(\text{dureté})] \\ &= \ln(1,02) - [0,414 \cdot \ln(100)] \\ &= -1,887 \end{aligned}$$

L'équation résultante relative à la dureté pour calculer la CESE chronique ou à long terme pour la toxicité pour les organismes d'eau douce est :

$$\text{CESE} = e^{\{0,414[\ln(\text{dureté})] - 1,887\}}$$

dans laquelle la CESE est en µg/L et la dureté est mesurée en équivalent de CaCO₃ en mg/L. Cette CESE ne devrait pas être extrapolée en dehors de la

gamme de duretés avec laquelle la pente a été calculée (52-396 mg/L). En se basant sur cette équation, la CESE minimale est donc de 0,78 µg/L et la CESE maximale de 1,80 µg/L pour des niveaux de dureté allant de 52 à 396 mg/L. Cette gamme de CESE est inférieure à celle des CESE non ajustées (2,5 µg/L) précédemment déterminée lors de l'évaluation préalable du cobalt élémentaire, du chlorure de cobalt et de deux sulfates de cobalt réalisée dans le cadre du Défi du PGPC (Environnement Canada, Santé Canada 2011a) et pour la recommandation canadienne sur la qualité de l'environnement pour le cobalt (Environnement Canada 2013a). En raison des avancées faites dans le logiciel SSD Master, un nouveau modèle a été retenu comme modèle le mieux adapté (modèle normal au lieu du modèle Weibull) pour calculer le HC₅ et a conduit à un HC₅ nettement inférieur. De plus, la prise en compte de la dureté comme facteur modifiant conduit à une différence encore plus grande aux faibles duretés.

7.1.3 Autres facteurs ayant une influence potentielle moindre

Le pH de l'eau utilisée pour les tests de toxicité allait de 6,5 à 8,5, tableaux D-1, D-2 et D-3 (Annexe 4D), ce qui est très similaire à celui d'eaux canadiennes représentatives (6,4 à 8,6; données non indiquées, ECCC 2016a). De plus, ce facteur a une faible influence sur les effets du cobalt sur les organismes d'eau douce, comme indiqué dans la section précédente sur la biodisponibilité. Également indiquées dans cette section, les études sur l'influence de la MOD sur la toxicité ont conduit dans le cas du cobalt à des résultats non concluants. Pour ces raisons, ces deux types de facteurs modifiants n'ont pas été intégrés dans les équations de correction utilisées pour la présente évaluation.

7.2 Organismes benthiques

7.2.1 Eau douce

Il existe peu d'éléments de preuve expérimentaux voulant que le cobalt provoque des dommages chez les organismes benthiques d'eau douce (vivant dans les sédiments) suite à une exposition à long terme (chronique) à concentration relativement faible. Seules deux études sur la toxicité chronique du cobalt (avec du chlorure de cobalt) ont pu être relevées dans la littérature et aucune donnée sur la toxicité à court terme (aiguë) n'a été retrouvée. L'accent est mis sur la toxicité chronique puisque l'exposition au cobalt dans les sédiments devrait être à long terme. Des sommaires de rigueur d'études (SRE) ont été faits pour les études dont les données sur la toxicité ont été utilisées pour calculer une VCT. Ces SRE sont disponibles sur demande.

Des études sur la toxicité chronique fiables ont été identifiées pour six espèces d'invertébrés. Les organismes *Hyallela azteca*, *Ephoron virgo*, *Chironomus riparius*, *Gammarus pulex*, *Tubifex tubifex* et *Lumbriculus variegatus* ont été exposés pendant 28 jours à du cobalt appliqué dans une phase de sédiments dans un système eau-sédiments de laboratoire (Nguyen et al. 2009a; Nguyen et

Évaluation préalable

al. 2009 b). Des sédiments naturels non contaminés ont été dopés avec des concentrations de cobalt allant de 32 à 5600 mg/kg de sédiments secs et mis à l'équilibre pendant 35 jours avant le début des tests. Du chlorure de cobalt a été utilisé, car c'est un composé hautement soluble qui conduit à la présence d'espèces du cobalt dissoutes biodisponibles dans l'eau interstitielle des sédiments, en particulier à celle de l'ion libre Co^{2+} . Les effets du cobalt sur la croissance, l'émergence, la survie ou la reproduction ont été évalués et des valeurs de toxicité (CE_{10}) calculées. Ces valeurs allaient de 86 à > 2170 mg de Co total/kg sédiments secs, elles sont résumées dans le tableau D-4 (Annexe 4D).

Une DSE a été élaborée en utilisant les données sur la toxicité chronique rapportées dans le tableau D-4 (Annexe 4D) pour un total de six espèces d'invertébrés (figure 7-2). Il a été rapporté que la toxicité des métaux dans les sédiments dépend de nombreux facteurs (p. ex. présence de sulfures, pH), tel qu'indiqué dans la section sur la biodisponibilité. En conséquence, les données utilisées comme intrants pour une DSE peuvent être normalisées pour certains des facteurs selon les besoins de l'évaluation. Toutefois, ce ne fut pas le cas pour la présente DSE, car toutes les épreuves biologiques ont été réalisées dans les mêmes conditions et en utilisant les mêmes sédiments, donc avec les mêmes caractéristiques de biodisponibilité.

Évaluation préalable

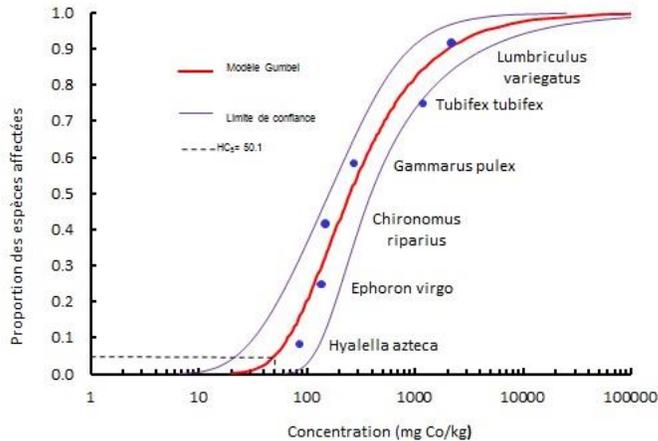


Figure 7-2. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour le cobalt basée sur des données de toxicité chronique pour des organismes benthiques d'eau douce. Le résultat obtenu avec le modèle Gumbel est rapporté sur le graphique, ainsi que les intervalles de confiance à 95 %.

Le logiciel SSD Master v3.0 (SSD Master 2010) a été utilisé pour représenter la SDE de la figure 7-2. Plusieurs fonctions cumulatives de distribution (FCD) (normale, logistique, valeur extrême et Gumbel) ont été utilisées pour représenter les données, en utilisant des méthodes de régression. La pertinence du modèle a été évaluée au moyen de techniques statistiques et graphiques. Le meilleur modèle a été retenu en se basant sur des considérations ayant trait à l'adaptation et à la faisabilité du modèle. Les hypothèses faites pour le modèle ont été vérifiées graphiquement et au moyen de tests statistiques. Le modèle Gumbel a fourni les meilleurs résultats lors d'une inspection visuelle, les plus faibles niveaux de variabilité statistique (résidus), une distribution équilibrée des résidus, le plus faible intervalle de confiance normalisé et la meilleure signification du test statistique de Anderson-Darling ($A^2 = 0,284$ ($p < 0,05$)). Le 5^e percentile (HC_5) — la concentration dangereuse pour 5 % de l'espèce — de la courbe de SDE est de 50,1 mg Co/kg avec des limites inférieure et supérieure de confiance de 22,2 et 113,4 mg Co/kg.

Le HC_5 de 50,1 mg Co/kg calculé pour la DSE a été retenu comme VCT pour les organismes benthiques d'eau douce. Puisque cette valeur est basée sur une SDE chronique qui ne couvre qu'un faible nombre d'espèces (6), nous avons utilisé un facteur d'évaluation (FE) de 3 pour tenir compte de la variabilité de sensibilité entre espèces et dans une espèce. Un FE plus élevé n'a pas été jugé nécessaire, car *Hyallella azteca* a aussi été testé pour ce milieu et elle est l'espèce la plus sensible de toutes les espèces testées. Elle pourrait donc être l'une des plus sensibles dans le cas des sédiments. De plus, un facteur plus élevé conduirait à une CESE dans la gamme des concentrations de fond du cobalt. En conséquence, la CESE pour la toxicité du cobalt pour les organismes benthiques d'eau douce est de 16,7 mg Co/kg poids sec ($CESE = VCT = 50/1,3$).

7.2.2 Facteurs modifiant la toxicité.

Le niveau actuel des connaissances scientifiques sur le cobalt ne permet pas de faire une correction de la toxicité en raison de facteurs modifiants pour les sédiments. La CESE est donc générique. Il a été observé que la toxicité du nickel dans les sédiments varie au plus d'un facteur 5 (EURAR 2008) et peut servir de base de comparaison pour le moment pour le cobalt, qui a une chimie similaire à celle du nickel (communication personnelle en 2013 de William Stubblefield de l'Université d'état de l'Oregon à la Division de l'évaluation environnementale d'Environnement Canada; non référencé).

7.3 Organismes terrestres

De nombreuses données empiriques sont disponibles sur la toxicité chronique des composés du cobalt solubles pour les organismes terrestres, tels des plantes ou des invertébrés. Le présent document est centré sur la toxicité chronique, étant donné que l'exposition au cobalt dans le sol devrait être à long terme. Comme pour l'approche suivie pour les données sur la toxicité aquatique, toutes les données d'études fiables sur la toxicité chronique pour des organismes du sol ont été prises en compte ensemble, les composés du cobalt solubles utilisés pour ces études conduisant tous à la présence d'espèces du cobalt dissoutes biodisponibles dans l'eau interstitielle du sol, en particulier à celle de l'ion libre Co^{2+} . La biodisponibilité de ces espèces variera d'un test à l'autre, selon les caractéristiques du sol testé. Les données ont ensuite été utilisées pour calculer une VCT. Des SRE ont été faites pour toutes les études de toxicité utilisées afin de calculer cette VCT. Elles sont disponibles sur demande.

Les données sur la toxicité chronique sont plus pertinentes que celles sur la toxicité aiguë pour la présente évaluation, car elles représentent un indicateur plus sensible des dommages dus à des expositions à long terme, les plus probables à survenir. Des données fiables sur la toxicité chronique ont été identifiées pour onze espèces, dont sept espèces de plantes et quatre espèces d'invertébrés. De plus, la toxicité du cobalt pour les organismes du sol a été prise en compte en incluant trois processus biochimiques clés du sol. Les espèces ont été exposées à diverses concentrations de cobalt dans différents types de sols européens ou nord-américains. Les valeurs de toxicité allaient de 6,3 à 2213 mg de Co total/kg sol sec (tableaux D-5, D-6 et D-7, Annexe 4D).

7.3.1 Facteurs modifiant la toxicité

Les données sur la toxicité disponibles montrent que pour de nombreux organismes terrestres les effets dans les sols, exprimés en concentration de cobalt total, varient sur une très large gamme (jusqu'à plus de 100 fois). Cette variation est principalement attribuable aux différences entre les biodisponibilités du cobalt dans les différents types de sols, mais aussi à la variabilité dans une même espèce due au type de paramètre testé (p. ex., radis, tableau D5,

Annexe 4D). La prise en compte de ces différences est critique pour la caractérisation des effets du cobalt et des risques qu'il pose dans les sols.

7.3.2 Vieillessement et lixiviation

Il a été montré que des sols fraîchement dopés avec des sels métalliques exhibent une plus grande biodisponibilité, qui résulte en une plus grande toxicité que dans le cas de sols collectés sur le terrain, qui avaient été contaminés progressivement pendant de longues périodes pendant lesquelles le processus de vieillissement se déroulait (Redeker et al. 2008). À vrai dire, le vieillissement fera passer les métaux de la phase liquide du sol vers les phases solides (à leurs surfaces et/ou plus en profondeur) avec le temps grâce à divers mécanismes (McLaughlin, 2001; Smolders et al. 2007), les rendant moins biodisponibles. En même temps, la lixiviation, c.-à-d. la perte des métaux vers des sols plus profonds et des eaux souterraines par migration (Degryse et al. 2009), peut réduire la force ionique et, donc, réduire la toxicité des couches supérieures du sol (Redeker et al. 2008).

Propriétés du sol (pH, % de carbone organique, % d'argile, CEC)

Les facteurs les plus importants pouvant modifier la biodisponibilité du cobalt présent dans le sol comprennent le pH, la teneur en carbone organique et la teneur en argile (ICMM 2007a). La capacité d'échange de cations (CEC), définie par la capacité totale du sol à retenir ou lier des cations, intègre mieux les variations des facteurs susmentionnés (Redeker et al. 2008). Plus la CEC est élevée et moins le cobalt dissous biodisponible sera présent dans l'eau interstitielle et inversement.

Ces facteurs modifiant la toxicité détermineront la quantité et le type de métal disponible pour absorption et la réponse toxique possible et/ou la bioaccumulation des plantes, des invertébrés et des microorganismes du sol (ICMM 2007a).

7.3.3 Transformation des données

Dans le rapport de l'UE sur le cobalt (CoRC 2012), les données brutes sur la toxicité ont été transformées et normalisées pour tenir compte de la biodisponibilité du cobalt dans les sols (calcul d'une CESE spécifique à un sol en particulier). La figure 7-3 représente l'approche par étapes suivie pour cette procédure.

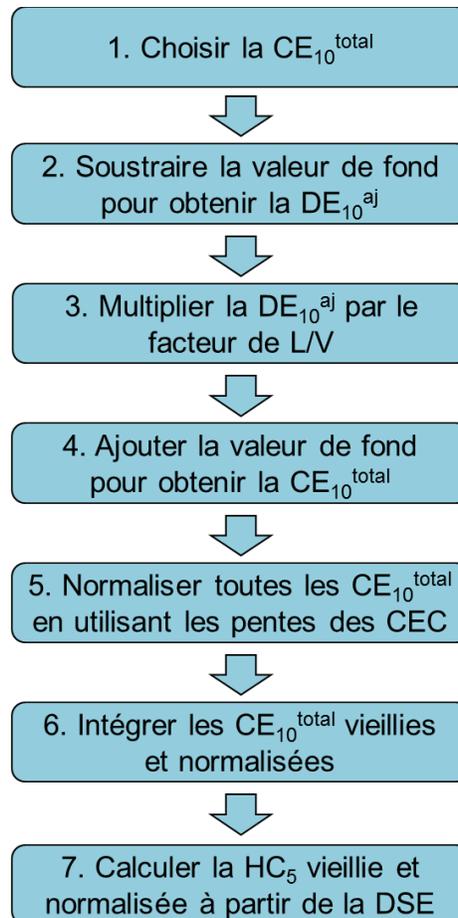


Figure 7-3. Approche générale suivie pour tenir compte de la biodisponibilité du Co dans les sols (adapté de CoRC, 2012)¹.

¹ CE₁₀^{total} : concentration totale d'une substance qui est estimée causer un certain effet sur 10 % des organismes testés; DE₁₀^{aj} : la dose ajoutée d'une substance qui est estimée causer un certain effet sur 10 % des organismes testés; L/V : Lixiviation/vieillissement; CEC : capacité d'échange de cations; HC₅ : concentration dangereuse pour 5 % (5^e percentile) de l'espèce; DSE : distribution de sensibilité de l'espèce.

À la première étape, toutes les CE₁₀/CSEO^{total} fiables sont tirées de la littérature (tableaux D-5, D-6 et D-7, Annexe 4D). À la deuxième étape, la concentration de fond du cobalt dans le sol témoin est soustraite de la valeur de toxicité totale rapportée afin d'obtenir la concentration « ajoutée ». La troisième étape consiste à corriger la différence entre les biodisponibilités du Co dues aux conditions dans le laboratoire (Co fraîchement ajouté sous forme de sel soluble) et aux conditions sur le terrain, en appliquant un facteur de lixiviation/vieillissement (facteur L/V). Étant donné que la concentration de fond devrait déjà avoir subi le processus de vieillissement, la correction ne s'applique qu'à la fraction ajoutée. À l'étape 4, la valeur de fond est rajoutée afin d'obtenir la concentration totale et vieillie. La prochaine étape (5) comprend la correction des valeurs en fonction des propriétés abiotiques spécifiques du sol sur un site donné qui affectent la toxicité du cobalt. La normalisation est basée sur les pentes des régressions spécifiques de l'organisme faisant intervenir les CEC. À l'étape 6, les données corrigées sont

intégrées (p. ex. prendre le paramètre de plus faible effet, appliquer une moyenne géométrique pour le même paramètre pour la même espèce) afin d'obtenir une valeur par espèces ou processus microbiologique pour le sol en question. Finalement à l'étape 7, un graphique de la DSE est réalisé pour déterminer la HC₅ qui est choisie comme VCT pour les organismes du sol. La VCT est fondée sur une DSE chronique fondée sur plusieurs espèces et taxons représentant bien les niveaux trophiques des organismes terrestres. Nous avons toutefois utilisé un petit facteur d'évaluation de 2 pour dériver la CESE pour les organismes du sol, car aucune donnée obtenue sur le terrain ou dans un microcosme n'était disponible pour évaluer l'extrapolation depuis le laboratoire jusqu'au champ (CoRC 2012). La CESE est donc équivalente à la VCT/2. Les CESE pour le sol sont spécifiques de chaque sol. Le calculateur de CESE pour le sol, un logiciel basé sur Excel développé par ARCHE Consulting (2012), tient compte de toutes les données susmentionnées et des équations qui rendent compte des facteurs modifiants pour calculer la CESE (à partir de la DSE) et les quotients de risque d'un certain nombre de métaux, dont le cobalt, dans différents types de sol. L'utilisateur entre la concentration totale de cobalt et la CEC du sol en question pour obtenir une CESE. Cet outil a été utilisé pour la présente évaluation pour le calcul de CESE spécifique de sites dans la section sur la caractérisation des risques pour l'environnement (détails présentés dans ECCC 2016c). La quantification des facteurs spécifiques modifiant la toxicité du sol (vieillesse, pH et lixiviation) ainsi que les données et les équations prises en compte sont disponibles dans le document d'ECCC (2016c).

8 Évaluation de l'exposition dans l'environnement

8.1 Concentrations ambiantes ou naturelles (de fond)

Les concentrations de cobalt dissous ou total mesurées dans des plans d'eau à travers le Canada sont résumées dans le tableau 8-1. Bien que certaines concentrations élevées puissent être liées à la contribution de rejets ponctuels anthropiques, des concentrations jusqu'au 50^e percentile devraient être représentatives de la concentration de fond régionale biogéochimique (ICMM 2007b). Ces données ont été collectées entre 2009 et 2012 dans le cadre du Programme de suivi et de surveillance du PGPC d'Environnement Canada (Environnement Canada 2013c).

Tableau 8-1. Concentrations de cobalt dans les eaux de surface de régions du Canada ayant subi un impact minimal

Région	Gamme de concentrations (µg/L)	Médiane (µg/L)	Référence
Région du Pacifique et du Yukon	0,002 à 64 (dissous)	0,038	Environnement Canada 2013b, 2013c
Région des Prairies et du Nord	0,014 à 0,49 (dissous)	0,061	Environnement Canada 2013c
Ontario (Région de la baie d'Hudson)	0,004 à 2,4 (dissous)	0,09	Environnement Canada 2013c
Ontario (Région Érié-Supérieur)	0,002 à 1,1 (total)	0,04	Environnement Canada 2013c
Québec	0,02 à 2,3 (total)	0,16	Environnement Canada 2013c
Région de l'Atlantique	0,007 à 3,9 (total)	0,083	Environnement Canada 2013c

8.2 Calcul de concentrations dans l'environnement dues à des activités anthropiques

Des scénarios d'exposition ont été élaborés pour les diverses activités pouvant représenter des sources significatives de rejet de cobalt ou de substances contenant du cobalt dans l'environnement. Ces scénarios sont présentés dans la présente section et sont répartis par secteurs industriels/commerciaux. Pour chaque scénario, une concentration estimée dans l'environnement (CEE) est calculée afin d'évaluer l'exposition au cobalt de récepteurs de l'environnement. Selon le milieu de l'environnement dans lequel les rejets de substances contenant du cobalt devraient survenir, des CEE ont été calculées pour les eaux de surface, les sédiments et/ou les sols. Aucune CEE pour l'air n'a pas été calculée puisque les substances contenant du cobalt sont habituellement non volatiles dans des conditions normales et puisque la plupart des formes du cobalt transportées dans ce milieu devraient se trouver sous forme de matière particulaire qui finit par se déposer sur le sol ou les plans d'eau.

8.2.1 Exposition basée sur des concentrations mesurées dans l'environnement

Lorsqu'elles étaient disponibles, des données adéquates sur les concentrations mesurées dans des milieux pertinents ont été utilisées pour calculer des CEE, car elles apportent la preuve de l'exposition d'organismes au Canada. La pertinence des concentrations mesurées dans l'environnement a été évaluée en tenant compte de facteurs comme la distance entre les sites d'échantillonnage et

la source du rejet, l'année pendant laquelle les échantillons ont été collectés et la méthode d'analyse utilisée. De plus, quand des données étaient disponibles pour les concentrations de cobalt total et de cobalt dissous dans l'eau, seules les concentrations de cobalt dissous ont été prises en compte puisqu'elles représentent la fraction de cobalt probablement biodisponible. Quand il n'était pas spécifié si c'était la concentration de cobalt total ou dissous qui était rapporté, il a été considéré que c'était celle de cobalt dissous afin d'être prudent (c.-à-d. considérant une biodisponibilité élevée).

8.2.2 Exposition basée sur des concentrations dans l'environnement modélisées

Quand les données sur des concentrations mesurées de cobalt étaient inadéquates ou non disponibles, nous avons utilisé des modèles pour calculer des CEE. Ces CEE ont été déterminées en suivant une approche par étapes, c.-à-d. en faisant des hypothèses prudentes pour les premiers calculs, puis en raffinant ces hypothèses suivant les besoins (quand une inquiétude était identifiée) afin d'accroître le niveau de réalisme du scénario.

Pour certains secteurs industriels, le principal milieu potentiellement inquiétant était les eaux de surface. Ceci est dû au fait que les substances devraient être principalement rejetées par l'intermédiaire des systèmes d'eaux usées de ces secteurs. Pour ces secteurs, une concentration aquatique estimée (CAE) a été calculée pour chaque site pouvant rejeter du cobalt dans ses eaux usées.

Les CAE pour les eaux de surface proches du point de rejet d'un système d'eaux usées ont été calculées au moyen de l'équation générique suivante :

$$CAE = \frac{10^6 \times Q \times P \times (1 - T)}{N \times F \times D}$$

dans laquelle

- CAE : concentration aquatique estimée résultant de rejets industriels, µg Co/L
Q : quantité totale de substance(s) utilisée annuellement sur un site industriel, kg Co/an
P : perte dans les eaux usées, fraction
T : taux d'élimination par le système de traitement des eaux usées (sur le site et/ou hors du site), fraction
N : nombre de journées de rejet par an, jour/an
F : flux d'effluent du système de traitement des eaux usées, m³/jour
D : facteur de dilution des eaux réceptrices, sans dimension

8.2.2.1 Quantité utilisée (Q)

Cette valeur est basée sur les quantités annuelles déclarées en réponse à des enquêtes menées en vertu de l'article 71. Occasionnellement, quand une entreprise ne déclare aucune quantité en réponse à une telle enquête, mais a déclaré des rejets de cobalt à l'INRP, une quantité de 10 tonnes est présumée être produite, traitée ou autrement utilisée (PTAU) puisque c'est le seuil de rapport à l'INRP. Il est important de noter que toutes les données utilisées pour les calculs sont des valeurs converties basées sur la proportion de cobalt élémentaire dans les substances déclarées.

8.2.2.2 Perte dans les eaux usées (P)

Cette valeur est habituellement calculée en se basant sur la quantité de cobalt rejeté dans les eaux usées de l'installation divisée par la quantité de cobalt utilisé ou produite dans l'installation. Quand ces renseignements ne sont pas disponibles, une valeur générique est tirée des documents sur les scénarios d'émission.

8.2.2.3 Taux d'élimination du système de traitement des eaux usées (T)

Le taux d'élimination du système de traitement des eaux usées hors du site est basé sur le type de traitement utilisé à l'UTEU à laquelle les installations industrielles sont connectées. Des taux d'élimination médians de 27 % pour un traitement primaire et de 62 % pour un traitement secondaire ont été retenus en se basant sur les concentrations de cobalt total dans l'influent et l'effluent de 11 UTEU publiques situées à travers le Canada (deux usines faisant un traitement primaire et neuf un traitement secondaire). Ces données sont basées sur des échantillons collectés chaque été et chaque hiver entre 2009 et 2012 (Environnement Canada 2013c). Ce programme de surveillance a été mené dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques (PGPC). Des échantillons ont été prélevés dans seize autres UTEU publiques dans le cadre de ce programme, mais les concentrations de cobalt dans l'influent et l'effluent de ces dernières étaient inférieures à la limite de détection de 6 ng/L. Un taux d'élimination de 90 % pour le traitement des eaux usées sur le site a été retenu pour une installation utilisant un système d'échange d'ions.

8.2.2.4 Nombre de jours de rejet par an (N)

Le nombre de jours de rejet est basé sur le nombre de jours d'exploitation de chaque installation, au cas par cas. On suppose que des substances contenant du cobalt sont utilisées et rejetées chaque jour d'exploitation.

8.2.2.5 Flux d'effluent du système de traitement des eaux usées (F)

Pour le traitement des eaux usées hors du site, le flux d'effluent du système est le flux effluent de l'UTEU vers les eaux réceptrices qui reçoivent les eaux usées

émises par des installations industrielles. Ces renseignements sont disponibles dans une base de données interne utilisée par Environnement et Changement climatique Canada.

8.2.2.6 Facteur de dilution dans les eaux réceptrices (D)

En faisant l'hypothèse d'une dilution instantanée de l'effluent, le facteur de dilution d'un cours d'eau récepteur a été calculé en divisant le flux de l'effluent de l'installation (en cas de rejet direct dans un cours d'eau) ou le flux d'effluent de l'UTEU (connectée à l'installation) par le 10^e percentile de la distribution annuelle du flux du cours d'eau récepteur. Quand ce facteur de dilution était supérieur à 10, une valeur par défaut de 10 a été utilisée. Un facteur de dilution de 10 a aussi été utilisé pour les rejets dans un lac, un bassin ou une baie. Ce facteur de dilution maximal représente des expositions dans les cours d'eau récepteurs à proximité du point de rejet de l'effluent. Il repose sur l'hypothèse que la dilution complète ne se produit pas instantanément au point de rejet dans un grand plan d'eau.

8.2.2.7 Données d'enquête sur la production, l'importation et l'utilisation

Pour l'estimation des rejets et des expositions associés à des substances individuelles, la portée des détails des données de l'enquête était variable conduisant à des incertitudes (voir la section 4.4). Toutefois, pour les substances avec les plus grands volumes (cobalt élémentaire, sulfate de cobalt, hydroxyde de cobalt et chlorure de cobalt), des données détaillées sur les principales sources représentant la grande majorité des quantités utilisées étaient disponibles.

8.2.3 Considération ayant trait aux concentrations ambiantes/de fond

Que les CEE soient basées sur des mesures ou des données modélisées, les concentrations ambiantes et de fond biogéochimiques du cobalt dans l'eau, les sédiments ou le sol ont été prises en compte pour l'évaluation de l'exposition totale au cobalt. À des fins de simplification, le terme « concentration de fond » sera utilisé dans la suite du présent document. Quand des données modélisées ont été utilisées pour les rejets dans des eaux de surface, la CEE pour un site particulier a été obtenue en ajoutant la concentration (50^e percentile) de cobalt à la CAE (CEE = CAE + concentration de fond médiane). Dans le cadre d'une approche prudente, la concentration de fond médiane la plus élevée (0,16 µg/L, tableau 8-1) a été utilisée. En cas d'inquiétude, la concentration de fond a été précisée en utilisant des données spécifiques du site ou de la zone, géochimiquement pertinentes pour le site recevant les rejets. Étant donné que les organismes vivant dans des écosystèmes aquatiques sont exposés à des sources anthropiques et naturelles de cobalt, leur exposition totale à ce métal est couverte par la CEE. Quand des mesures sont utilisées pour évaluer l'exposition, la concentration de fond du cobalt n'a pas été ajoutée puisqu'elle est déjà prise en compte par ces mesures, qui représentent l'exposition totale des organismes

au cobalt. Toutefois, quand cela était possible, les mesures faites dans des zones ayant probablement subi l'impact de rejets anthropiques de cobalt ont été comparées aux mesures faites dans une zone similaire n'ayant pas subi un tel impact (site de référence). Ceci a permis de faire une estimation de la proportion de l'exposition au cobalt attribuable aux sources naturelles. L'exposition du sol et des organismes benthiques n'était basée que sur des mesures, l'approche consistant à ajouter une concentration de fond à une concentration modélisée pour un rejet donné n'a donc pas été suivie.

8.3 Scénarios d'exposition spécifique du site

8.3.1 Caoutchouc

Il a été rapporté que du propanoate de cobalt (n° CAS 1560-69-6), du borate et néodécanoate de cobalt (n° CAS 68457-13-6), du naphthénate de cobalt (n° CAS 61789-51-3) et du néodécanoate de cobalt (n° CAS 27253-31-2) ont été utilisés comme source de métal dans des promoteurs d'adhésion du caoutchouc (Environnement Canada 2012a et 2009a, INRP 1995). Ces substances sont ajoutées pendant le processus de mélange du caoutchouc, qui doit être en contact avec des composants métalliques. La formulation et les étapes du cycle de vie dans l'industrie du caoutchouc sont des processus réalisés à sec. Néanmoins, des émissions non désirées dans l'eau pourraient se produire suite au décapage du sol, au lavage de l'équipement ou du refroidissement des composés (ETRMA 2010). Les entreprises qui rapportent l'utilisation de substances contenant du cobalt à cette fin sont principalement des fabricants de pneumatiques. La formulation de caoutchouc a été rapportée par une entreprise. Des scénarios d'exposition ont été élaborés pour ces deux utilisations. Aucun scénario sur le rejet de cobalt par les pneumatiques durant leur vie de service n'a été envisagé, car les composés du cobalt ne sont pas ajoutés à la bande roulement (Kreider et al. 2010).

Des concentrations aquatiques estimées (CAE) ont été calculées pour quatre installations dans le secteur du caoutchouc, en utilisant l'équation donnée à la sous-section 8.2.2. Ces CAE vont de 0,0084 à 0,55 µg Co/L (tableau 8-2). Des détails supplémentaires sur le calcul de ces valeurs sont disponibles dans le document d'ECCC (2016d).

8.3.2 Production/usines de composés chimiques et utilisation de catalyseurs

On a signalé que de l'hydroxyde de cobalt(II) (n° CAS 21041-93-0) et de l'oxyde de cobalt (n° CAS 1307-96-6) furent importés au Canada en 2008 ou en 2011 (ou les eux) pour la production et l'utilisation de catalyseurs d'hydrotraitement pour l'élimination du soufre de matières premières (Environnement Canada 2009a et 2012a). Pendant la production de ces substances contenant du

Évaluation préalable

cobalt, des rejets aqueux de cobalt sont prévus suite à la filtration et au lavage du matériau précipité.

On a déclaré que le mélange contenant un hydrate de diacétate de cobalt (n° CAS 6147-53-1) dont on avait déclaré l'importation au Canada comme catalyseur homogène (Environnement Canada 2012a) ne serait plus utilisé par l'installation. On lui a substitué un autre catalyseur contenant du cobalt et pour lequel des restrictions contre le rejet dans l'environnement sont en vigueur.

Des scénarios d'exposition ont été élaborés pour l'utilisation d'hydroxydes et d'oxydes de cobalt dans le secteur de la chimie et dans le secteur de la production ou de l'utilisation de catalyseurs. Des CAE ont été calculées pour deux sites en utilisant l'équation donnée à la section sur l'exposition basée sur des concentrations dans l'environnement modélisées. Ces CAE vont de 0,02 à 0,08 µg Co/L (tableau 8-2). Des détails supplémentaires sur le calcul de ces valeurs sont disponibles dans le document d'ECCC (2016d). Aucun scénario sur l'utilisation de catalyseurs d'hydrotraitement n'a été élaboré, car lors de ce procédé, le cobalt est fixé sur un support solide (p. ex. d'alumine) et ne sera probablement pas émis par le catalyseur (ATSDR 2004). Toutefois, un scénario sur la récupération de métaux dans des catalyseurs d'hydrotraitement a été élaboré, cette activité ayant été rapportée au Canada (Environnement Canada 2012a). Aucun scénario sur la régénération de catalyseurs d'hydrotraitement usés n'a été élaboré, cette activité se déroulant principalement en dehors du Canada (INRP 1995).

Il a été rapporté que du stéarate de cobalt (n° CAS 13586-84-0), de l'hydroxyde de cobalt(II) (n° CAS 21041-93-0), du 2-éthylhexanoate de cobalt(II) (n° CAS 136-52-7), du néodécanoate de cobalt (n° CAS 27253-31-2) et du naphthénmate de cobalt (CAS RN 61789-51-3) sont produits par deux entreprises au Canada (Environnement Canada 2009a et 2012a). Ces substances contenant du cobalt sont ensuite utilisées soit pour la production de piles rechargeables, en tant que promoteur d'adhésion du caoutchouc au métal, soit comme additifs dans des peintures et des revêtements. Pendant la production de ces composés du cobalt, des rejets aqueux de cobalt sont prévus lors de la filtration et du lavage du matériau précipité.

Des scénarios d'exposition ont été élaborés pour la production de ces composés. Des CAE ont été calculées pour deux sites en utilisant l'équation donnée à la section sur l'exposition basée sur des concentrations dans l'environnement modélisées. Les CAE obtenues sont de 0,04 et 0,08 µg Co/L (tableau 8-2). Des détails supplémentaires sur le calcul de ces valeurs sont disponibles dans le document d'ECCC (2016d). Des scénarios sur l'utilisation subséquente de ces substances contenant du cobalt dans du caoutchouc ou des peintures et des revêtements sont décrits dans d'autres sections du présent rapport. Aucun scénario sur la production de piles rechargeables n'a été élaboré, car aucune importation ni utilisation de substances contenant du cobalt n'a été rapporté pour

une telle activité au Canada, en réponse aux enquêtes de 2008 et 2011 menées en vertu de l'article 71 (Environnement Canada 2009a et 2012a). Les émissions potentielles de cobalt pendant le recyclage de piles à des fins de récupération de métaux sont couvertes dans une autre section du présent rapport (élimination et gestion des déchets).

8.3.3 Peintures et revêtements

Il a été rapporté que du 2-éthylhexanoate de cobalt(II) (n° CAS 136-52-7), du néodécanoate de cobalt (n° CAS 27253-31-2), de l'hydroxyde de cobalt(II) (n° CAS 21041-93-0) et du naphthénate de cobalt (n° CAS 61789-51-3) ont été utilisés par plusieurs entreprises comme agent desséchant dans des peintures et des revêtements (Environnement Canada 2009a et 2012a). Globalement, l'industrie des peintures et des revêtements utilise peu d'eau de procédé. La seule utilisation d'eau de procédé est pour le nettoyage de surfaces et de l'équipement extérieur. La principale source de rejet aura lieu pendant le nettoyage humide des planchers de l'usine et de l'équipement (OCDE 2009).

Des CAE ont été calculées pour ce secteur en utilisant l'équation donnée à la section sur l'exposition basée sur des concentrations dans l'environnement modélisées. Elles ont été calculées pour sept installations et vont de 0,0001 à 0,004 µg Co/L (tableau 8-2). Des détails supplémentaires sur le calcul de ces valeurs sont disponibles dans le document d'EEEC (2016d).

8.3.4 Matières plastiques

Il a été rapporté que du néodécanoate de cobalt (n° CAS 27253-31-2), de l'hydroxyde de cobalt(II) (n° CAS 21041-93-0) et du naphthénate de cobalt (n° CAS 61789-51-3) ont été utilisés comme promoteurs/accélérateurs de durcissement de résines en polyester destinées à des matières plastiques renforcées de fibres (Environnement C 2012a).

Des CAE ont été calculées pour deux installations en utilisant l'équation donnée à la section sur l'exposition basée sur des concentrations dans l'environnement modélisées. Les valeurs obtenues sont de 0,0001 et 0,002 µg Co/L (tableau 8-2). Des détails supplémentaires sur le calcul de ces valeurs sont disponibles dans le document d'EEEC (2016d).

8.3.5 Engrais

Il a été rapporté que de l'oxyde de cobalt (n° CAS 1307-96-6) a été importé en 2008 à des fins d'utilisation comme catalyseur par un producteur d'engrais (Environnement Canada 2009a). Aucun scénario d'exposition n'a été élaboré dans ce cas, car le cobalt ne sera probablement pas libéré par le catalyseur pendant son utilisation (voir la section sur la production de composés chimiques). Toutefois, du cobalt est présent naturellement dans le minerai utilisé pour la

production d'engrais (UNIDO et IFDC 1998). Un scénario d'exposition a donc été élaboré pour évaluer les rejets de cobalt par le producteur d'engrais.

Bien que le scénario d'exposition ne couvre qu'une seule installation, deux CAE ont été calculées puisque l'installation comporte deux points de rejet. Les CAE obtenues sont de 0,11 et 0,54 µg Co/L (tableau 8-2). Des détails supplémentaires sur le calcul de ces valeurs sont disponibles dans le document d'EEEC (2016d).

8.3.6 Production d'aliments pour les animaux

Il a été rapporté que du carbonate de cobalt(II) (n° CAS 513-79-1) et de l'hydroxyde et carbonate de cobalt (n° CAS 12602-23-2) ont été utilisés comme additif dans des aliments pour animaux (Environnement Canada 2009a et 2012a). Parmi les entreprises ayant rapporté une telle activité, une seule utilise réellement du carbonate de cobalt(II) pour la production d'aliments au Canada. Un scénario d'exposition a été élaboré pour une telle utilisation afin d'évaluer les rejets dans l'eau. Une CAE de 0,33 µg Co/L a été calculée (tableau 8-2). Des détails supplémentaires sur le calcul de ces valeurs sont disponibles dans le document d'EEEC (2016d).

Sept installations qui produisent de la nourriture pour animaux ont déclaré à l'INRP des rejets 837 kg de cobalt dans l'air pour 2011 (INRP 1995). Les rejets les plus élevés pour une installation étaient de 335 kg. Ces rejets pourraient conduire à des concentrations élevées de cobalt dans le sol aux alentours de l'installation. Toutefois, un suivi fait avec cette installation a indiqué que la quantité de cobalt qui avait été déclarée rejetée avait en fait été utilisée. On prévoyait que la quantité réellement rejetée devait être bien plus faible, toutefois aucune estimation révisée n'a été reçue et, depuis, l'installation a changé de mains.

8.3.7 Production d'alliages et de superalliages

Il a été rapporté que du cobalt élémentaire (n° CAS 7440-48-4) a été utilisé par un producteur d'alliages et de superalliages au Canada (à l'exclusion des ferro-alliages) (Environnement Canada 2010a). Le cobalt élémentaire est principalement utilisé comme composant d'alliages et de carbures pour des applications nécessitant une résistance mécanique et une résistance thermique élevées (Donaldson et Beyersmann 2005). Le procédé de production des alliages et des superalliages peut conduire au rejet de cobalt dans l'eau. Une CAE de 0,031 µg Co/L a été calculée pour cette activité (tableau 8-2). Des détails supplémentaires sur le calcul de ces valeurs sont disponibles dans le document d'EEEC (2016d).

Les constructeurs automobiles utilisent des alliages de cobalt pour certaines pièces des moteurs (CDI 2006). Les activités de soudage peuvent conduire à des rejets significatifs de poussières d'oxydes de cobalt et de cobalt élémentaire

dans l'air. Une usine du secteur de la production des pièces pour véhicules à moteur a déclaré des rejets significatifs de cobalt dans l'air à l'INRP. De 2007 à 2011, cette entreprise a rapporté des rejets moyens de 706 kg de cobalt et de composés du cobalt dans l'air, avec un maximum de 1281 kg pour 2011 (INRP 1995).

Tableau 8-2. Résumé des gammes de concentrations aquatiques estimées (CAE), de concentrations naturelles et de scénarios d'exposition industrielle de substances particulières

Utilisation/secteur	CAE (µg Co/L)	Concentration naturelle (µg Co/L)	CEE (µg Co/L)
Caoutchouc	0,0084-0,55	0,01 ² -0,16	0,17-0,56
Production et utilisation de catalyseurs	0,02-0,08	0,16	0,18-0,24
Production de composés chimiques	0,04-0,08	0,16	0,20-0,24
Peintures et revêtements	0,0001-0,004	0,16	0,16
Matières plastiques (résines de polyester)	0,0001-0,002	0,16	0,16
Engrais	0,11-0,54 ¹	0,16	0,26-0,70
Production d'aliments pour animaux	0,33	0,16	0,49
Production d'alliages et de superalliages	0,031	0,1 ²	0,13
Fusion et raffinage des métaux de base	0,15-11,3	0,1 ² -0,5 ²	0,25-11,7

¹ Transfert à des UTEU publiques

² Concentration naturelle particulière au site

8.3.8 Extraction minière de métaux

Du cobalt peut être rejeté dans l'environnement suite à une exploitation minière et à la production de concentrés. Les concentrations de cobalt mesurées dans l'environnement à proximité de mines de métaux en exploitation à travers le Canada sont disponibles dans divers rapports et diverses bases de données (tableau 8-3). D'anciennes mines de métaux (abandonnées ou fermées) peuvent se trouver sur certains de ces sites ou à proximité. Ces concentrations ont été utilisées comme concentrations estimées dans l'environnement (CEE) à des fins de caractérisation des risques (voir le prochain chapitre). Des détails supplémentaires sur ces données sont disponibles dans le document d'EEEC (2016d). Des données sont disponibles pour 41 lieux (pour l'eau ou les sédiments), dont 19 lieux de référence (souvent en amont) des points de rejet, 21 situés en aval et un en aval d'une ancienne mine. Pour les sites pour lesquels

des concentrations sont disponibles en amont et en aval d'un point de rejet de l'effluent, les concentrations de cobalt dans l'eau et les sédiments sont plus élevées en aval dans environ la moitié des cas (9 lieux), ce qui indique que certains sites miniers contribuent probablement à des concentrations élevées de cobalt dans l'eau et les sédiments.

Tableau 8-3. Résumé des concentrations de cobalt mesurées à proximité de mines de métaux au Canada

Milieu et unité	Gamme de CEE	Période d'échantillonnage	Références
Eau des zones de référence (µg/L)	< 0,05 à 11,8	1995-2012	Couillard et al. 2008, Environnement Canada 2013d
Eau dans les zones exposées (µg/L)	0,01 à 42	1995-2012	Evans 2000, Couillard et al. 2008, Environnement Canada 2013d
Eau dans les lieux exposés (Aldermac) (µg/L)	0,08 à 176	2013	Communication personne lle2013 ¹
Sédiments dans les zones de référence (mg/kg)	4,7 à 38	1995-2011	Environnement Canada 2013d
Sédiments dans les zones exposées (mg/kg)	6,0 à 64	1995-2011	Environnement Canada 2013d

1 : de Landis Hare, Institut National de la Recherche Scientifique – Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE), à la Division de l'évaluation environnementale, Environnement Canada; non référencé.

8.3.9 Fusion et raffinage des métaux de base

Des concentrés de minerai canadiens ou importés qui contiennent du cobalt sont traités dans des installations de fusion et de raffinage, le cobalt étant récupéré en tant que produit intermédiaire, résidu ou produit principal. Il a été rapporté que du cobalt élémentaire (n° CAS 7440-48-4), du sulfate de cobalt (n° CAS 10393-49-4), du chlorure de cobalt (n° CAS 7646-79-9), de l'hydroxyde de cobalt(II) (n° CAS 21041-93-0), du sulfure de cobalt (n° CAS 1317-42-6) et des résidus de raffinage de cobalt (n° CAS 124222-15-7) ont été produits, importés et/ou utilisés pour ou pendant les étapes de fusion et de raffinage du nickel (procédés) (Environnement Canada 2010a et 2012a).

Des scénarios d'exposition ont été élaborés pour les substances susmentionnées et les installations ayant rapporté leur production ou leur utilisation. Ces installations sont très diverses en raison des différents procédés qu'elles utilisent et de leurs différentes productions. Les effluents de ces installations auront donc des niveaux de cobalt variés. Des CAE ont été

calculées pour cinq installations en utilisant l'équation décrite à la section sur l'exposition basée sur des concentrations dans l'environnement modélisées. Les CAE obtenues vont de 0,15 à 11,3 µg Co/L (tableau 8-2). Des détails supplémentaires sur le calcul de ces valeurs sont disponibles dans le document d'EEEC (2016d). Ces CAE ne tiennent compte que des effluents liquides qui seraient rejetés par les installations de fusion et de raffinage. Les rejets qui se feraient dans l'atmosphère sont discutés plus loin dans la présente section. Il est aussi important de noter que certaines installations de fusion ont combiné leurs effluents avec ceux des mines. Aux fins du calcul des CAE présentés ci-haut, seules les émissions des installations de fusion et de raffinage ont été prises en compte.

D'autres scénarios ont été élaborés en se basant sur des concentrations de cobalt mesurées dans l'environnement. À vrai dire, le cobalt pouvant être présent dans le minerai extrait, puis traité, il peut être rejeté dans l'atmosphère dans la matière particulaire émise par la cheminée d'une installation de fusion ou de raffinage. Les concentrations de cobalt mesurées dans un milieu de l'environnement à proximité d'installations de fusion et de raffinage à travers le Canada sont disponibles dans divers rapports et bases de données (tableau 5). Ces concentrations ont été utilisées comme concentrations dans l'environnement estimées (CEE) pour la caractérisation des risques (voir le prochain chapitre). Ces données concernent des échantillons collectés dans les zones suivantes : Rouyn-Noranda (QC), Cobalt (ON), Port Colborne (ON), Sudbury (ON), Flin Flon (MB), Thompson (MB) et Trail (C.-B.). Des détails supplémentaires sur ces données sont disponibles dans le document d'EEEC (2016d).

Des données sont disponibles pour 21 sites (pour l'eau, les sédiments et/ou le sol), dont 13 sites exposés et 8 sites de référence. Globalement, ces données indiquent que certaines installations de fusion et de raffinage de métaux de base contribuent probablement aux concentrations élevées de cobalt dans l'eau, les sédiments et le sol, suite au dépôt d'émissions atmosphériques. Les concentrations de cobalt à proximité de certaines installations de fusion sont plus élevées que les concentrations de fond naturelles (10 sites). La rareté des données sur l'eau dans le cas des fonderies provient principalement de la difficulté de trouver des données sur les plans d'eau au voisinage de ces installations et qui ne serait affectés que par la déposition atmosphérique et non par les effluents de mines en activités ou anciennes. La différence entre les niveaux relativement faibles de cobalt dans l'eau et les niveaux élevés dans les sédiments peut être expliquée par le fait que les métaux présents dans la colonne d'eau finissent par se déposer dans les sédiments. À vrai dire, les concentrations dans les sédiments reflètent plusieurs années de dépôt de métal, en fonction de la vitesse de sédimentation et de la profondeur. De même, les concentrations de cobalt dans le sol représentent plusieurs années de dépôt.

Tableau 8-4. Résumé des concentrations de cobalt mesurées à proximité des installations de fusion et de raffinage des métaux de base au Canada

Milieu et unité	Gammes des CEE	Période d'échantillonnage	Références
Eau, zones de référence (µg/L)	0,015 à 0,058	1996 -2008	SARA 2009, Intrinsik Environmental Sciences Inc. 2010
Eau, zones d'exposition (µg/L)	< 0,05 à 60	1997-2012	Keller et al. 2004, Szkokan-Emilson et al. 2014 ¹ , Intrinsik Environmental Sciences Inc. 2010, Commission géologique du Canada 2001
Sédiments, zones de référence (mg/kg)	14 to 50	1993-2008	SARA 2009, Intrinsik Environmental Sciences Inc. 2010
Sédiments, zones d'exposition (mg/kg)	1 to 190	1993-2008	SARA 2009, Intrinsik Environmental Sciences Inc. 2010, Commission géologique du Canada 2001
Sol, zones de référence (mg/kg)	2 à 38	2001-2006	MEO 2004, Manitoba Conservation 2003, Manitoba Conservation 2007, Commission géologique du Canada et Teck Cominco Metals Ltd 2001
Sol, zones d'exposition (mg/kg)	0,5 à 195	1998-2007	MEO 2004, Manitoba Conservation 2003, Intrinsik Environmental Sciences Inc. 2010, MEO 2000, Intrinsik Environmental Sciences Inc. et al. 2011

¹Données sur les concentrations fournies par l'auteur.

8.3.10 Fer et acier

La combustion de combustibles fossiles par les aciéries ainsi que le procédé de production de l'acier qui a lieu dans les fours peuvent conduire au rejet de cobalt dans l'air. Ces émissions pourraient se traduire en dépôts de cobalt sur les terres et dans les eaux aux alentours de l'usine. Aucune concentration de cobalt dans le sol mesurée à proximité des aciéries au Canada n'a pu être trouvée. Toutefois, étant donné les faibles rejets de cobalt dans l'air déclarés à l'INRP par ce secteur (30 kg/an), on pense que le dépôt de cobalt dans les sols ne devrait pas être inquiétant pour les organismes y vivant. De même, le dépôt dans les plans d'eau devrait être faible (aucun rejet déclaré à l'INRP). Les échantillons d'eau collectés dans le port d'Hamilton (il y a deux aciéries à Hamilton) au printemps de 2010 et de 2011 dans le cadre du Programme de surveillance des Grands Lacs indiquent que les concentrations de cobalt étaient respectivement de 0,12 et 0,082 µg/L (Environnement Canada 2012b).

En termes de rejet ponctuel dans l'eau, les concentrations de cobalt dans l'effluent du procédé pour le secteur du fer et de l'acier sont disponibles dans un rapport d'état produit dans la cadre de la Municipal/Industrial Strategy for Abatement (MISA) du ministère de l'Environnement de l'Ontario. Même si elles ont été collectées il y a longtemps (1989-1990) et que la production d'acier a diminué dans les années 2000 en raison du déclin de certains secteurs comme celui de l'automobile, ces données sont prises en compte pour la présente évaluation, car ce sont les seules que nous avons pu relever pour ce secteur. Nous avons fait l'hypothèse que le niveau d'activité du secteur du fer et de l'acier en Ontario est représentatif de l'ensemble du secteur au Canada. Seulement deux des sept usines qui ont déclaré des données pour la MISA en 1989-1990 avaient pu détecter du cobalt dans leurs effluents de procédé (MEO 1991). La limite de détection pour le cobalt était élevée à 20 µg/L, ce qui peut expliquer pourquoi certaines usines n'ont pas rapporté de résultats pour le cobalt. Pour une des deux usines ayant rapporté du cobalt dans ses effluents, les données mesurées ont été jugées non fiables en se basant sur les valeurs statistiques fournies (également le cas pour d'autres métaux). Les données mesurées par l'autre usine, qui couvrent une période de surveillance des effluents de 9 mois, ont montré des concentrations moyennes de 6 à 13 µg Co/L pour les divers effluents rejetés par l'usine. La concentration mesurée la plus élevée pendant cette période était de 27 µg Co/L. Toutefois, le cobalt n'a été détecté que dans 11 à 13 % des échantillons. Les effluents de cette usine étaient rejetés dans le port d'Hamilton, qui a une capacité de dilution élevée, mais qui reçoit aussi d'autres eaux usées industrielles ainsi que les effluents d'UTEU publics. Les concentrations de cobalt mesurées dans le port d'Hamilton sont assez faibles (de 0,082 à 0,12 µg/L, voir plus haut). De plus, deux aciéries situées dans cette zone expédient leurs effluents vers une des UTEU d'Hamilton. Des données récentes collectées de 2010 à 2012 dans le cadre du programme de surveillance du Plan de gestion des produits chimiques indiquent que les concentrations de cobalt total de l'effluent final de cette UTEU vont de < 0,006 à 1,1 µg/L (médiane de 0,49 µg/L) (communication personnelle en 2013 de la Division des priorités émergentes d'Environnement Canada à la Division de l'évaluation environnementale d'Environnement Canada; non référencé).

8.3.11 Production d'électricité

La production d'électricité fait partie des secteurs qui brûlent le plus de combustibles fossiles au Canada. Il s'agit d'une source de cobalt dans l'air sous forme de matière particulaire de petite taille, qui devrait se déposer dans des écosystèmes terrestres ou aquatiques. La plupart des rejets atmosphériques de cobalt rapportés au cours des dernières années concernaient des centrales énergétiques situées en Alberta, dans la région du lac Wabamun (INRP 1995, Environnement Canada 2010a, Environnement Canada 2012a). En tant que tel, un scénario d'exposition pour cette zone a été élaboré en se basant sur les concentrations de cobalt mesurées dans divers milieux de l'environnement, et il a

été utilisé comme scénario réaliste de pire cas pour évaluer les rejets des centrales à charbon. En dehors des centrales énergétiques et des mines de charbon situées dans la même zone, il n'y a aucune autre industrie majeure le long ou à proximité du lac Wabamun. Les niveaux de cobalt supérieurs au niveau de fond mesuré dans divers milieux de l'environnement dans cette zone peuvent donc raisonnablement être attribués aux activités de ces deux secteurs. Aucune donnée de mesure n'était disponible pour pouvoir élaborer un scénario réaliste d'exposition due aux centrales à mazout. Toutefois, étant donné que les concentrations de cobalt dans le mazout lourd sont habituellement inférieures à celles dans le charbon (ATSDR 2004) et étant donné que la valeur calorifique du mazout lourd est plus élevée que celle du charbon (FAO 1990, Goodarzi 2013), les rejets de cobalt par les centrales à mazout ne devraient pas être supérieurs à ceux des centrales à charbon couvertes par le scénario d'exposition ci-après.

Une enquête sur les dépôts atmosphériques a été réalisée dans la région du lac Wabamun entre 1994 et 1997, par la Commission géologique du Canada (2002). Des échantillons de sol collectés dans le cadre de cette enquête ont mis en évidence une concentration médiane de cobalt dans le sol de 7,5 mg/kg. La concentration la plus élevée, 13 mg Co/kg sol, a été mesurée dans une station d'échantillonnage située en aval de toutes les centrales énergétiques situées dans cette zone (tableau 8-5). Toutefois, un dépôt de cobalt faible ou nul a été mesuré grâce à un bioindicateur de métal dans la mousse présent dans cette station pendant les quatre années de l'étude, suggérant que la plus grande partie du cobalt provenait de sources naturelles. Généralement, la faible vitesse d'accumulation de dépôts de cobalt autour du lac Wabamun (1,07 g/ha) suggère que les centrales énergétiques ne représentent pas une source importante de cobalt anthropique pour les terres de cette zone. Même si ces données ne sont pas récentes, elles sont considérées comme représentatives (ou même surestimant) des niveaux actuels, en tenant compte du fait qu'une des centrales de cette zone a depuis été fermée.

Le ministère de l'Environnement de l'Alberta a réalisé des enquêtes sur la qualité de l'eau et des sédiments du lac Wabamun en 2002 et 2005 (Alberta Environment 2002, 2003, 2006). La concentration de cobalt dans l'eau la plus élevée mesurée en 2002 était de 0,3 µg/L (dissous), dans un échantillon collecté dans l'effluent du bassin de cendres d'une centrale énergétique. Les concentrations dans les échantillons collectés dans le reste du lac, y compris à proximité du point de rejet de l'UTEU locale publique, étaient toutes inférieures à la limite de détection de 2 µg/L (Alberta Environment 2002). Les échantillons collectés en 2005 avaient une concentration maximale de cobalt de 0,056 µg/L dans la zone pélagique du lac. La CEE pour l'eau pour l'évaluation des risques était basée uniquement sur les données de 2005 puisque toutes les données de 2002 étaient inférieures à la limite de détection relativement élevée de 2 µg/L (sauf pour l'effluent du bassin de cendres) (tableau 8-5). La concentration de cobalt la plus élevée mesurée dans les sédiments était de 8 mg/kg en 2002 et de 9,1 mg/kg en 2005. La CEE pour les sédiments était basée sur les données de

2005 puisque cette valeur est pour le cobalt extractible (avec de l'acide nitrique) qui est considéré comme plus représentatif de la fraction biodisponible de cobalt pour les organismes benthiques que celle pour le cobalt total.

Tableau 8-5. Concentrations de cobalt dans la région du lac Wabamun en Alberta

Milieu et unité	Gamme des CEE	Période d'échantillonnage	Référence
Eau (µg/L)	0,019 à 0,056	2005	Alberta Environment 2006
Sédiments (mg/kg)	1,4 à 9,1 ¹	2005	Alberta Environment 2006
Sol (mg/kg)	3 à 13	1994	Commission géologique du Canada 2002

1 : extractible à l'acide nitrique

8.3.12 Raffinage du pétrole

La combustion de combustibles fossiles par les raffineries de pétrole pour répondre à leurs besoins en énergie peut entraîner le rejet de cobalt en tant que composant de cendres volantes. Aucun scénario d'exposition à des émissions atmosphériques n'a été élaboré pour ces installations, car les rejets de cobalt devraient être semblables à ceux des centrales énergétiques.

En termes de rejets dans l'eau, les concentrations de cobalt dans les effluents de procédés du secteur du raffinage du pétrole sont disponibles dans un rapport rédigé pour Environnement Canada (Gentsia Consulting Inc., 2009). Ce rapport contient des données sur trois raffineries au Canada. Les concentrations moyennes de cobalt dans l'effluent de ces raffineries pour l'année 2008 étaient respectivement de 0,49, 2 et 2,8 µg/L. Deux de ces raffineries rejettent leur effluent directement dans une grande rivière. En utilisant une valeur maximale par défaut de 10 comme facteur de dilution, les CAE obtenues pour ces sites seraient 0,049 et de 0,2 µg/L. La troisième raffinerie envoie son effluent traité vers une UTEU publique qui fait un traitement secondaire et rejette son effluent dans un grand plan d'eau. La CAE correspondante pour cette raffinerie devrait donc être inférieure à 0,1 µg/L.

Les seules autres données disponibles pour ce secteur proviennent d'un rapport plus ancien rédigé dans le cadre de la Municipal/Industrial Strategy for Abatement (MISA) du ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO, 1989). Ces données ont été recueillies en 1988 et 1989. La surveillance des effluents pendant une période de six mois a révélé une concentration totale moyenne de 2 et 9,8 µg de Co/L pour deux des sept raffineries de pétrole qui ont fait un suivi de leur effluent de procédé et qui sont toujours en exploitation. Ces raffineries rejetaient respectivement leurs effluents dans le lac Ontario et la rivière Sainte-Claire. En utilisant la concentration moyenne de cobalt la plus élevée

dans l'effluent ainsi qu'une valeur maximale par défaut de 10 comme facteur de dilution, la CAE obtenue serait de 0,98 µg/L. Une petite étendue (300 m) d'un ruisseau qui reçoit cet effluent avant de rejoindre la rivière Sainte-Claire aurait pu contenir des niveaux plus élevés de cobalt en raison de sa capacité de dilution plus faible.

8.3.13 Sables bitumineux

Certaines installations du secteur des sables bitumineux ont déclaré des rejets atmosphériques de cobalt (Environnement Canada 2010a, INRP 1995). Ces rejets devraient être inférieurs à ceux des centrales énergétiques (voir le tableau C-1). Un scénario d'exposition aux émissions atmosphériques et aux dépôts subséquents dans le sol n'a pas donc été élaboré pour le secteur des sables bitumineux.

Les dépôts de cobalt dans les plans d'eau ainsi que la lixiviation potentielle de l'eau de procédé des bassins de résidus pourraient constituer une source de cobalt pour les plans d'eau environnants. Les concentrations mesurées de cobalt total et de cobalt dissous dans l'eau sont disponibles pour près de 40 plans d'eau situés dans la région d'Athabasca (Alberta), où se déroulent la plupart des activités d'exploitation des sables bitumineux. Les concentrations de cobalt dans les sédiments sont disponibles pour 21 plans d'eau de la même région. Ces données proviennent du Regional Aquatics Monitoring Program (RAMP) et ont été collectées de manière régulière entre 1997 et 2011 (le programme est toujours en cours). Les résultats sont présentés dans le tableau 8-6 (RAMP 2012) et sont utilisés comme CEE réalistes pour le pire des cas afin de quantifier l'exposition des organismes aquatiques et benthiques au cobalt pour un scénario sur les sables bitumineux.

Tableau 8-6. Concentrations de cobalt dans la région d'Athabasca (sables bitumineux), Alberta, Canada

Milieu et unité	Gamme des CEE	5 ^e 1	50 ^e 1	95 ^e 1	Période d'échantillonnage	Référence
Eau (µg/L)	< 0,01 à 23 (dissous)	0,024	0,1	0,34	1997-2011	RAMP 2012
Eau (µg/L)	< 0,01 à 27 (total)	0,043	0,2	1,6	1997-2011	RAMP 2012
Sédiments (mg/kg)	0,2 à 13,5	0,9	5,0	10,0	1997-2011	RAMP 2012

1 : percentile; Pour les valeurs < LDM, la valeur de la LDM a été utilisée par défaut pour calculer les centiles.

8.3.14 Usines de pâtes et papiers

Les usines de pâtes et papiers brûlent divers combustibles pour répondre à leurs besoins en énergie, ce qui peut contribuer à des émissions atmosphériques de

Évaluation préalable

cobalt. Du cobalt peut également se retrouver dans les eaux de surface et les sédiments suite au rejet de l'effluent de l'usine, car il a été rapporté que des substances contenant du cobalt sont utilisées pour le traitement des eaux usées (Environnement Canada, 2010a). Des rejets de cobalt dans le sol ont également été déclarés pour 2006 (2 723 kg), principalement des déchets comme la lie de liqueur, les cendres de chaudière et les boues qui ont été enfouis (Environnement Canada, 2010a).

Les émissions atmosphériques de cobalt peuvent conduire à des dépôts de ce métal sur les terres et dans les plans d'eau qui entourent une usine. Quelques concentrations mesurées de cobalt dans les eaux de surface à proximité d'usines de pâtes et papiers sont disponibles et discutées ci-dessous. En fonction de la distance entre les usines et les sites d'échantillonnage, ces concentrations représenteraient probablement un mélange du cobalt rejeté dans les effluents des usines et du cobalt présent dans les émissions atmosphériques. Aucune concentration mesurée de cobalt dans le sol à proximité d'usines de pâtes et papiers n'a pu être trouvée. Par conséquent, l'exposition dans ce milieu de l'environnement n'a pu être évaluée pour ce secteur.

Les concentrations mesurées de cobalt dans l'eau et les sédiments à proximité de six usines de pâtes et papiers au Canada sont disponibles dans des rapports rédigés dans le cadre du Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) d'Environnement Canada (tableau 7). Des données sont disponibles pour 14 lieux (pour l'eau ou les sédiments), dont 7 lieux de référence (en amont) et 7 lieux d'exposition en aval (au point de rejet des effluents ou à proximité sur le terrain). Les données pour ces usines indiquent qu'elles ne constituent pas des sources significatives de cobalt pour les écosystèmes aquatiques. Des détails supplémentaires sur ces données sont disponibles dans le document d'EEEC (2016d).

En raison de la rareté des mesures de concentrations de cobalt dans l'environnement disponibles pour les écosystèmes aquatiques, les concentrations dans les effluents ont également été déterminées. Les concentrations de cobalt total moyennes dans les effluents de six usines étaient disponibles dans les rapports de SEE et allaient de 0,34 à 4,4 µg de Co/L pour l'échantillonnage réalisé entre 1990 et 2009. L'effluent ayant la concentration la plus élevée (4,4 µg de Co/L en 1990) était une combinaison d'eaux usées provenant de deux usines, dont une est fermée depuis. En tenant compte de la dilution dans le cours d'eau récepteur, la concentration de cobalt dans l'eau de surface en aval du point de rejet de l'effluent devrait être inférieure à 0,4 µg/L. L'effluent final d'une autre usine avait une forte concentration de cobalt (4,2 µ/L en 2009). Cette usine rejette son effluent dans un fossé d'écoulement qui rejoint ensuite un estuaire. En utilisant un facteur de dilution de 10, la concentration résultante ne devrait pas poser de problème.

Évaluation préalable

De 1998 à 2004, on a détecté du cobalt dans les échantillons d'effluent de 25 des 52 usines québécoises (NCASI 2006, MDDEP 2010). La première référence (NCASI 2006) est une ébauche de rapport non publié et jamais finalisé ou publié. Les données présentées dans l'ébauche souffrent donc d'une certaine incertitude, mais ont toutefois été jugées acceptables pour la présente évaluation. Pour 16 des 27 usines pour lesquelles on n'a pas détecté de cobalt dans les échantillons d'effluent, la limite de détection de la méthode était de 10 µg de Co/L ou plus élevée. Les concentrations moyennes de cobalt total dans l'effluent terminal des 25 usines où du cobalt a été détecté se situaient entre 0,17 et 48 µg de Co/L. Certaines de ces usines traitaient leurs effluents sur place (traitement secondaire ou primaire) avant de les rejeter dans l'environnement. D'autres usines les envoyaient vers une UTEU publique, parfois après un traitement primaire sur place. Quatre usines qui rejetaient leurs effluents dans l'environnement (suite à un traitement secondaire sur place) ont déclaré des concentrations moyennes de cobalt total relativement élevées dans leur effluent terminal (de 5,4 à 48 µg/L). Puisque souvent les usines de pâtes et papiers rejettent leurs effluents dans de grands plans d'eau, nous avons adopté une valeur maximale par défaut de 10 comme facteur de dilution pour calculer les CAE dues à ces effluents. Les CAE obtenues allaient de 0,54 à 4,8 µg de Co/L. L'ajout d'une concentration de fond par défaut de 0,16 µg de Co/L aux CAE conduit à des CEE comprises entre 0,70 et 5,0 µg de Co/L (cobalt total). On considère que les usines de pâtes et papiers québécoises sont représentatives de ce secteur au Canada, car elles utilisent une variété de procédés industriels communément utilisés ailleurs au Canada.

Tableau 8-7. Concentrations de cobalt à proximité des usines de pâtes et papiers au Canada

Milieu et unité	Gamme des CEE	Période d'échantillonnage	Références
Eau, zones de référence (µg/L)	0,1 à 0,3	1998 et 2009	Environnement Canada 2013d
Eau, zones exposées (µg/L)	0,1 à 0,81	1998 et 2009	Environnement Canada 2013d
Eau (usines québécoise de pâte et papier) (µg/L)	0,7-5,0	1998-2004	NCASI 2006, MDDEP 2010
Sédiments, zones de référence (mg/kg)	3 à 41	1993-2002	Environnement Canada 2013d
Sédiments, zones exposées (mg/kg)	3,1 à 19	1993-2002	Environnement Canada 2013d

8.3.15 Équipement électrique et électronique

Aucun scénario d'exposition n'a été élaboré pour l'équipement électronique et électrique, car la grande majorité de ces produits sont fabriqués à l'étranger et aucune entreprise de ce secteur n'a déclaré de rejets à l'INRP au cours des dernières années (INRP 1995).

8.3.16 Recyclage des piles

Certains types de piles contiennent du cobalt qui pourrait être émis soit au cours de leur recyclage à des fins de récupération de métaux soit après leur élimination dans des sites d'enfouissement. D'après une étude sur le recyclage des piles, deux installations au Canada participent à cette activité afin de récupérer le cobalt (Kelleher Environmental 2009). Une de ces installations n'a déclaré que de faibles rejets de cobalt à l'INRP au cours des dernières années (maximum de 3 kg en 2008), aucun scénario d'exposition n'a donc été élaboré pour cette installation. La deuxième installation est une fonderie pour laquelle un scénario d'exposition est déjà inclus dans une autre section du présent rapport (fusion et raffinage des métaux communs).

8.3.17 Élimination et gestion des déchets

8.3.17.1 Élimination

Le cobalt contenu dans des produits et des articles manufacturés éliminés dans des sites d'enfouissement peut être libéré de ces articles et produits et se retrouver dans le lixiviat du site. Des données de surveillance collectées sur 13 grands sites d'enfouissement à travers le Canada entre 2008 et 2012 dans le cadre du programme de surveillance du Plan de gestion des produits chimiques montrent que les concentrations totales de cobalt dans le lixiviat vont de < 0,006 à 82 µg/L avant tout traitement (médiane de 12 µg/L). Cinq de ces treize sites d'enfouissement traitent leur lixiviat sur place avant de l'envoyer vers une UTEU ou de le rejeter dans l'environnement. Pour ces sites, les concentrations totales de cobalt dans le lixiviat après traitement étaient de 12 à 47 µg/L (médiane de 21 µg/L). Dans certains cas, la concentration de cobalt dans le lixiviat était plus élevée après qu'avant traitement, comme le montre le faible taux d'élimination de 4 % (Conestoga-Rovers et Associates 2013). Dans le cas des sites d'enfouissement qui envoient leur lixiviat (traité ou non) vers une UTEU, la dilution du lixiviat dans l'influent de l'UTEU en plus de l'élimination du cobalt pendant le traitement des eaux usées suivi de la dilution de l'effluent de l'UTEU dans le cours d'eau récepteur conduira probablement à des concentrations de cobalt inférieures aux niveaux posant problème (CESE) aux écosystèmes aquatiques. Dans le cas des sites d'enfouissement qui rejettent leur lixiviat (traité ou non) dans l'environnement, les concentrations de cobalt pourraient s'avérer inquiétantes si le rejet se fait directement dans un écosystème aquatique. Par exemple, un des 13 sites d'enfouissement rejette son lixiviat traité dans une rivière. Les concentrations totales de cobalt dans le lixiviat traité de ce site

d'enfouissement vont de 15 à 47 µg/L. Une telle situation pourrait potentiellement exister pour d'autres sites d'enfouissement.

8.3.17.2 Incinération

Au Canada, 97 % des déchets sont expédiés dans des sites d'enfouissement et 3 % sont incinérés (Environnement Canada 2007b; Statistique Canada 2013b). Dans le cas des déchets incinérés, un calcul de bilan massique a été fait pour déterminer si cette source pourrait être importante en termes de rejets de cobalt dans l'atmosphère. L'incinérateur de déchets solides municipaux (DSM) situé à Burnaby, C.-B., a été choisi pour le calcul du bilan massique, car c'est le seul incinérateur pour lequel nous disposons de données sur ses émissions. Étant donné que c'est le deuxième plus grand incinérateur en termes de quantités de déchets traités annuellement, il représente probablement bien les autres installations de ce secteur (Environnement Canada 2007b). En 2007, les émissions totales d'As, de Co, de Ni, de Se et de Te de cette installation étaient de 0,008 mg/m³, basées sur des tests manuels périodiques sur la cheminée (Environnement Canada 2011). Les incinérateurs de DSM peuvent produire des volumes de gaz de cheminée allant de 3,5 à 7 m³/kg de déchets brûlés (Johnke 2000, UNEP 2002). En utilisant la limite supérieure de cette gamme et la quantité de déchets produits par l'incinérateur de Burnaby, nous avons estimé que 1,91 Mm³ de gaz ont été produits en 2006 par cet incinérateur. Ceci correspondrait à des rejets totaux de 15 kg pour As, Co, Ni, Se et Te pouvant avoir été émis dans l'atmosphère à cet endroit en 2006. En se basant sur cette valeur, les incinérateurs de DSM au Canada ne devraient pas constituer une source importante de cobalt en termes de rejets atmosphériques.

8.3.17.3 Eaux usées, boues et biosolides

Les eaux usées constituent un point d'entrée courant d'une substance dans les eaux par l'intermédiaire des effluents des systèmes de traitement, ainsi qu'un point d'entrée potentiel dans les sols par l'intermédiaire des biosolides. Les données collectées entre 2009 et 2012 sur 27 UTEU à travers le Canada, dans le cadre du programme de surveillance du Plan de gestion des produits chimiques, indiquent que les concentrations de cobalt totales allaient de < 0,006 à 43 µg/L dans l'influent brut et de < 0,006 à 34 µg/L dans l'effluent final. Les valeurs médianes pour l'influent et l'effluent étaient < 0,006 µg/L. Du cobalt a été détecté dans la moitié des échantillons d'eaux usées. Toutefois, il a été détecté dans tous ceux de boues et de biosolides, indiquant sa présence fréquente dans les eaux usées avec un certain degré de répartition dans les solides. Les concentrations dans la boue primaire, la boue activée et les biosolides traités allaient respectivement de < 0,012 à 102 mg/kg p.s. (médiane de 1,8), de < 0,012 à 11 mg/kg p.s. (médiane de 1,9) et de 0,060 à 138 mg/kg p.s. (médiane de 4,0) (communication personnelle de 2013 de la Division des priorités émergentes d'Environnement Canada à la Division de l'évaluation environnementale d'Environnement Canada; non référencé). Comme discuté précédemment dans le présent rapport, les taux médians d'élimination des eaux

Évaluation préalable

usées de 27 % pour un traitement primaire et de 62 % pour un traitement secondaire ont été calculés en se basant sur ces données. Lors d'une étude réalisée pour le Conseil canadien des ministres de l'Environnement pour documenter l'occurrence de certaines substances dans les boues et les biosolides, des échantillons ont été collectés en 2009 dans 11 UTEU à travers le Canada. Du cobalt a été détecté dans sept de ces onze usines, avec des concentrations médiane et maximale respectives de 2,6 et 4,2 mg/kg p.s. (Hydromantis Inc. et al. 2010).

Les concentrations les plus élevées (> 10 µg Co/L) mesurées dans les effluents finals des UTEU susmentionnées étaient dues à la présence d'une substance cobaltifère qui antérieurement avait été utilisée par une installation industrielle. Nous ne disposons pas de données de surveillance récentes pour cette UTEU, toutefois les rejets de cobalt de cette installation sont gérés à un point où les rejets actuels devraient être inférieurs aux concentrations préoccupantes. Toutes les autres concentrations dans les effluents des UTEU étaient < 1 µg Co/L (à l'exception d'une), suggérant que ces effluents ne poseront probablement pas de problème une fois dilués dans les cours d'eau récepteurs. Dans une installation, l'effluent avait une concentration allant de 1,5 à 3,1 µg Co/L et était rejeté dans un cours d'eau. En utilisant un facteur de dilution de 10, les CEE calculées pour le cours d'eau récepteur allaient de 0,31 à 0,47 µg Co/L après dilution et ajout d'une concentration de fond de 0,16 µg Co/L. Il existe de nombreuses autres UTEU au Canada et il est reconnu que les données disponibles n'en représentent qu'un petit échantillon. Toutefois, les concentrations de cobalt mesurées les plus élevées dans les effluents des UTEU devraient être celles des usines recevant des eaux usées provenant d'installations ayant rapporté l'utilisation de composés du cobalt couverts par la présente évaluation et/ou le rejet de cobalt sous forme de sous-produit d'un procédé industriel. Des scénarios d'exposition ont été élaborés pour de tels cas et ont été présentés précédemment dans la présente section.

Les biosolides des UTEU sont expédiés vers des sites d'enfouissement, incinérés ou épandus sur des terres agricoles. L'équation ci-dessous a été utilisée pour calculer l'intrant de cobalt dans les sols suite à l'épandage de biosolides contenant du cobalt.

$$CAE = \frac{[\text{cobalt}]_{\text{boue}} \cdot \text{vitesse d'application}}{\text{profondeur} \cdot \text{masse volumique}}$$

Afin de simuler un cas extrême, nous avons utilisé une vitesse maximale d'application de 8300 kg p.s./ha par an (basé sur la limite provinciale réglementaire la plus élevée; Environnement Canada 2006), une profondeur de mélange de 0,2 m (profondeur de labour; ECHA 2012) et une masse volumique du sol de 1200 kg/m³ (Williams 1999), ainsi que la plus forte concentration de cobalt mesurée dans les biosolides d'UTEU au Canada qui ne sont pas incinérés (9,33 mg/kg p.s.). Une période de 10 années consécutives d'épandage a été

retenue comme durée d'accumulation (ECHA 2012). La concentration accumulée de cobalt dans le sol à la fin de cette période a été calculée à 0,32 mg/kg p.s. Cette CAE est basée sur l'hypothèse prudente que le cobalt ne sera pas lixivié et éliminé dans des eaux de ruissellement, absorbé par des plantes, ni éliminé lors des récoltes. En tenant compte des concentrations de fond médianes de cobalt dans les sols agricoles au Canada (8 mg Co/kg; NTE 2011), l'épandage de biosolides sur des terres agricoles ne devrait pas poser de problème dans le cas du cobalt.

8.3.17.4 Autres sources de cobalt dans les terres agricoles

Les biosolides ne représentent qu'une des sources possibles de cobalt dans les terres agricoles. Afin d'estimer simultanément plusieurs sources de cobalt et d'évaluer l'importance relative des biosolides en tant que source, le modèle de chiffrer déterministe d'éléments traces du Programme national d'analyse et de rapport en matière de santé agroenvironnementale a été utilisé (NTE 2011, Sheppard *et al.* 2009). Le modèle du NTE permet d'estimer les concentrations de cobalt dans le sol prévues à l'équilibre, une fois que les intrants et les pertes ont atteint l'équilibre. D'autres détails supplémentaires sur ce modèle sont disponibles dans les documents de Sheppard *et al.* (2009) et d'EEEC (2016d).

Le modèle du NTE a permis d'estimer un niveau de fond pour le cobalt allant de 5,4 à 22,1 mg/kg p.s. dans les sols, avec une valeur médiane de 8. Cette gamme est comparable aux valeurs publiées pour les sols au Canada. La concentration totale de cobalt dans le sol résultant de dépôts atmosphériques, des engrais, du fumier et des biosolides a été estimée et se situe entre 0,025 et 0,77 mg/kg p.s. (médiane de 0,42). Ces résultats indiquent que les sources anthropiques de cobalt dans les sols, y compris les biosolides, ne sont pas significatives en termes d'exposition pour les organismes vivant dans ces sols.

8.4 Exposition basée sur la surveillance du milieu aquatique à l'échelle provinciale ou territoriale

8.4.1 Ontario

Le Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau (RPCQE) du ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO 2013) fait des mesures de nombreux métaux, dont le cobalt, ainsi que de paramètres physiques et chimiques dans les eaux de surface de 446 sites répartis sur 264 cours d'eau en Ontario. Les données sur les concentrations totales de cobalt collectées entre 2005 et 2011 ont été extraites ainsi que des facteurs clés modifiant la toxicité. Des concentrations de cobalt supérieures à la limite de détection ($\geq 1,5 \mu\text{g/L}$) ont été mesurées dans 203 sites sur 155 cours d'eau. Des critères ont été définis afin de sélectionner les sites ayant des concentrations élevées significatives. À partir de ces critères, 14 sites sur 12 cours d'eau ont été identifiés. Les gammes des concentrations de cobalt (totales) mesurées dans le nord de l'Ontario (8 sites) et le sud de l'Ontario

(6 sites) étaient respectivement de < 1,5 à 146 µg/L et de < 1,5 à 97 µg/L. Le document d'EEEC (2016d) contient les détails sur les données et les critères de sélection des sites présentant de fortes concentrations de cobalt.

8.4.2 Yukon

Le Biomonitoring Information System for the Yukon (BISY) (Environnement Canada, 2013bc) présente des données biologiques, physiques et chimiques sur les eaux de surface et les sédiments, recueillies depuis 1973 dans le Yukon. Toutes les données sur les concentrations de cobalt dissous dans les eaux de surface (de 2002 à 2011) ont été extraites de la base de données ainsi que des facteurs clés modifiant la toxicité. Deux limites distinctes de détection (> 0,005 ou > 5 µg/L) ont été utilisées et, en se basant sur ces valeurs, du cobalt a été détecté sur 281 des 702 sites où des mesures ont été faites. Les 702 sites étaient situés sur 298 cours d'eau, 281 sites étant situés sur 181 cours d'eau. Sur au moins 70 sites (25 % des sites où du cobalt a été détecté), les concentrations de cobalt étaient supérieures à la CESE la plus faible ajustée pour la dureté (0,78 µg/L). La plupart de ces sites se trouvaient souvent relativement proches les uns des autres, dans un rayon de 1 à 50 km environ, et formaient donc des groupes ($n > 3$) de sites de surveillance qui pouvaient être regroupés. Six zones (A à F) représentant un total de 55 sites (24 cours d'eau) ont été déterminées comme ayant des concentrations élevées et possiblement sous l'influence de rejets atmosphériques. Les concentrations de cobalt dissous variaient de 1,3 à 1333 µg/L dans ces zones ($n = 55$). Pour tous les autres sites ayant des concentrations en général inférieures à 0,78 µg/L ($n = 211$), on a calculé une concentration de fond géochimique approximative (médiane = 0,086 µg/L). Des détails sur les emplacements et les données sont disponibles dans le document d'EEEC (2016d).

9 Caractérisation des risques pour l'environnement

L'approche suivie pour la présente évaluation préalable ayant trait à l'environnement consistait à étudier les renseignements disponibles et à tirer des conclusions basées sur le poids de la preuve et le principe de précaution, tel que requis par la LCPE. Les éléments de preuve pris en compte comprennent les résultats de calculs de quotient de risque pour des scénarios d'exposition clés ainsi que des renseignements sur la persistance, la bioaccumulation, la toxicité, les sources et le devenir des substances. Dans la présente section, nous présentons d'abord les résultats des analyses de quotient de risque pour des scénarios d'exposition basés sur diverses activités anthropiques pouvant représenter des sources significatives de rejet de cobalt dans l'environnement. Les concentrations dans l'environnement étaient soit basées sur des calculs au moyen d'estimations réalistes de rejet (eaux de surface) soit des mesures sur le terrain (eaux de surface, sédiments et sols), avec l'accent mis sur les données collectées à proximité d'installations industrielles ou commerciales. Un résumé

de tous les éléments de preuve est ensuite fait afin d'en arriver à des conclusions sur le potentiel de risque pour l'environnement.

9.1 Scénarios industriels basés sur la modélisation de renseignements spécifiques des substances

Dans le tableau 9-1, nous présentons les calculs de quotient de risque pour huit secteurs faits en utilisant des données sur la teneur en cobalt de 13 substances non UVCB contenant du cobalt, sur lesquelles nous avons reçu des renseignements sur leur production, leur importation ou leur utilisation au Canada au cours des dernières années. Des concentrations estimées dans l'environnement (CEE) ont été calculées en ajoutant la concentration de fond médiane la plus élevée de 0,16 µg Co/L (voir le tableau 8-2) aux concentrations aquatiques estimées (CAE) déterminées à la section sur l'évaluation de l'exposition dans l'environnement. En cas d'inquiétude, la concentration de fond a été raffinée en utilisant des données spécifiques du site/zone géochimiquement pertinentes. Si ces dernières n'étaient pas disponibles, la concentration de fond médiane la plus élevée (0,16 µg/L) a été utilisée. Les CESE ont été ajustées pour tenir compte de la dureté de l'eau du cours d'eau récepteur (spécifique du site) ou de la dureté de l'eau du cours d'eau local ou régional le plus proche (voir ECCC (2016c) pour obtenir des détails sur les facteurs modifiant la toxicité). Les CEE et les CESE ont toutes été exprimées en termes de concentrations de cobalt dissous, et utilisées pour le calcul des quotients de risque (QR = CEE/CESE). Des détails supplémentaires sur les calculs de QR spécifiques du site sont disponibles dans le document d'EEEC (2016d).

Tableau 9-1. Gammes des résultats des calculs de quotient de risque (QR) pour des scénarios clés d'exposition industrielle modélisée spécifique des substances pour le milieu aquatique

Utilisation, secteur	CEE (µg Co/L)	CESE ajusté (µg Co/L)	Gamme des QR	Nombre de scénarios avec QR > 1
Caoutchouc	0,17-0,56	0,78-1,30	0,13-0,55	0
Production ou utilisation de catalyseurs	0,18-0,24	1,09-1,31	0,14-0,18	0
Production de composés chimiques	0,20-0,24	0,93-0,98	0,20-0,26	0
Peintures et revêtements	0,16	0,82-1,41	0,14-0,20	0
Matières plastiques (résines de polyester)	0,16	0,82-1,13	0,14-0,20	0
Engrais	0,26-0,70	1,27	0,20-0,55	0
Production de nourriture pour animaux	0,49	1,60	0,31	0

Production d'alliages et de superalliages	0,13	1,11	0,12	0
Fusion et raffinage de métaux de base	0,25-11,8	0,82-1,80	0,20-6,56	2

Les résultats montrent que pour deux scénarios les QR calculés à partir de CEE aquatiques modélisées sont supérieures à un. Les rejets prévus provenant de la fusion et du raffinage de métaux de base (deux des cinq installations) indiquent que les concentrations de cobalt dissous dans les plans d'eau à proximité des sources de rejet peuvent excéder les niveaux estimés sans effet pour des organismes aquatiques.

9.2 Scénarios industriels basés sur des rejets accidentels et la surveillance

Dans les sections ci-après, qui comprennent les tableaux 9.2 à 9.7, nous donnons les résultats des calculs de quotient de risque basés sur des mesures de concentrations faites sur le terrain dans des milieux de l'environnement pertinents pour des sites choisis représentant neuf secteurs industriels. Les zones où ces concentrations ont été mesurées sont pour la plupart à proximité d'installations à partir desquelles du cobalt peut être rejeté dans des effluents ou dans l'air. Les concentrations de cobalt, total et dissous, ont été mesurées dans les cours d'eau récepteurs, les sédiments ou les sols et sont présentées en tant que concentrations estimées dans l'environnement (CEE). Ces CEE incluent les contributions de fond géochimiques (approche de risque total). Parallèlement, des CESE ont été calculées en incluant la concentration de fond de cobalt dans l'eau, le sol ou les sédiments tirées des études de toxicité en laboratoire prises en compte. Les rejets industriels dans l'air, qui peuvent se déposer dans l'eau ou le sol, sont inclus. Les CESE ont été ajustées pour tenir compte de la dureté de l'eau des cours d'eau récepteurs ou de la CEC du sol affecté (spécifique du site). Si des données spécifiques du site n'étaient pas disponibles, la dureté des cours d'eau régionaux ou locaux les plus proches a été utilisée pour faire la correction (approche similaire pour la CEC du sol). Pour obtenir des détails sur les corrections appliquées pour tenir compte des facteurs modifiant la toxicité, consulter le document d'ECCC (2016c). Pour l'eau, les CEE sont exprimées sous la forme de concentrations totale ou dissoute, mais les CESE sont exprimées comme des concentrations totales. Pour les sédiments, les CEE et les CESE sont exprimés en concentrations de cobalt totales. Pour les sols, les CEE sont exprimées en termes de cobalt total et les CESE sont ajustées en utilisant la CEC. D'autres détails sur les calculs de QR spécifiques du site sont disponibles dans le document d'EHEC (2016d).

9.2.1 Extraction de métaux

Les données sur les concentrations dans l'environnement (41 lieux) associées à l'exploitation minière de métaux comprennent celles relatives à 19 sites de référence (souvent en amont), 21 lieux d'exposition en aval qui devraient subir

potentiellement les plus forts impacts dus au rejet d'effluents et un site affecté par une ancienne exploitation minière (Aldermac). Pour 15 des 21 sites d'exposition, nous avons trouvé que le QR était supérieur à un (tableau 9-2). Les QR calculés pour les sites en aval se situaient entre 0,01 et 23,3 pour l'eau et entre 0,36 et 3,83 pour les sédiments. Ils sont généralement supérieurs aux QR des sites de référence correspondants. Pour le site d'Aldermac, les QR se situaient entre 0,09 à 193. Les QR de sept sites de référence excédaient 1, trois de ces valeurs n'étant que légèrement supérieures à 1 (EEEC 2016d). Pour les quatre autres sites en amont, les QR sont nettement supérieurs à 1 (ECCC 2016d). Pour trois de ces lieux de référence, la présence d'autres mines actives et/ou d'une installation de fusion peut avoir contribué aux concentrations de cobalt mesurées. Pour les autres sites de référence, la source responsable du QR élevé n'a pas pu être identifiée. En résumé, pour ce secteur, les concentrations de cobalt total ou dissous dans les plans d'eau et les sédiments peuvent excéder les concentrations estimées sans effet pour les organismes aquatiques et les organismes vivant dans les sédiments.

Tableau 9-2. Calculs des quotients de risque (QR) pour le secteur de l'exploitation minière des métaux, pour les eaux de surface et les sédiments.

Milieu et unité	Gamme des CEE	CESE ajustée ¹	Gamme des QR	Nombre de lieux avec QR 1
Eau, zones de référence (µg/L)	< 0,05 à 11,8	0,78	< 0,06-15,1	3
Eau, zones d'exposition (µg/L)	0,01 à 42	1,80	0,01-23,3	9
Eau, en aval d'anciens sites de mine et de résidus (Aldermac) (µg/L)	0,08 à 176	0,91	0,09-193	1
Sédiments, zones de référence (mg/kg)	4,7 à 38	16,7	0,28-2,28	4
Sédiments, zones d'exposition (mg/kg)	6,0 à 64	16,7	0,36-3,83	6

¹ : sauf pour les sédiments pour lesquels la CESE est générique ; µg/L pour l'eau, mg/kg poids sec pour les sédiments

9.2.2 Fusion et raffinage des métaux de base

Des données sur les concentrations dans l'environnement étaient disponibles pour 22 endroits (couvrant tous les milieux), dont 14 sites d'exposition et 8 sites de référence (tableau 9-3). Les QR excédaient un pour la majorité des sites d'exposition (10 sur 14), et pour tous les milieux il y avait des sites d'exposition

Évaluation préalable

avec un QR supérieur à un. Les QR les plus élevés ont été déterminés pour l'eau (de < 0,06 à 77), suivie des sédiments (de 0,06 à 2,69) et des sols (de 0,06 à 1,63). Des QR supérieurs à un n'ont été déterminés que pour un seul site de référence sur les huit. Pour ce secteur, les concentrations de cobalt total ou dissous dans les plans d'eau, les sédiments et les sols à proximité des sources de rejet peuvent excéder les concentrations estimées sans effet sur les organismes aquatiques, les organismes vivant dans les sédiments et les organismes vivant dans les sols.

Tableau 9-3. Calculs des quotients de risque (QR) pour le secteur de la fusion et du raffinage des métaux de base, pour les eaux de surface, les sédiments et les sols

Milieu et unité	Gamme des CEE	CESE ajustée ¹	Gamme des QR	Nombre de lieux avec QR > 1
Eau, sites de référence (µg/L)	0,015 à 0,058	0,78	0,02 à 0,07	0
Eau, sites d'exposition (µg/L)	< 0,05 à 60	0,78	< 0,06 à 77	4
Sédiments, sites de référence (mg/kg)	14 à 50	16,7	0,84 à 2,99	1
Sédiments, sites d'exposition (mg/kg)	1 à 190	16,7	0,06 à 11,4	3
Sol, sites de référence (mg/kg)	2 à 38	70,7	0,03 à 0,54	0
Sol, sites d'exposition (mg/kg)	0,5 à 195	8,8 à 119,4	0,05 à 4,09 ²	3

1 : sauf pour les sédiments pour lesquels la CESE est générique ; µg/L pour l'eau, mg/kg poids sec pour les sédiments et les sols

2 : 4,09 calculé avec des valeurs non présentées dans le tableau – CEE (36 mg/kg) et CESE (8,8 mg/kg) (voir ECC 2016d).

9.2.3 Fer et acier

Pour ce secteur, le dépôt de cobalt sur les sols ne devrait pas être préoccupant pour les organismes y vivant. De même, les dépôts atmosphériques dans les plans d'eau devraient être faibles. Les concentrations de cobalt mesurées en 2010 et 2011 dans le port d'Hamilton, qui présente une forte capacité de dilution, étaient respectivement de 0,12 et de 0,082 µg/L. Cette valeur est nettement plus faible que la CESE aquatique de 0,68 µg/L établie pour le pire des cas (dureté la plus faible). Par conséquent, ces concentrations, qui reflètent toutes les sources de cobalt dans la zone du port d'Hamilton, sont inférieures aux seuils préoccupants pour les organismes aquatiques. Cependant, il n'a pas été

possible d'évaluer les risques pour les organismes benthiques de ce port, car aucune concentration de cobalt mesurée dans les sédiments n'était disponible. Étant donné que les concentrations mesurées dans le milieu aquatique sont faibles, les concentrations dans les sédiments devraient aussi être faibles. Par conséquent, les risques pour les organismes aquatiques ne devraient pas être préoccupants pour ce secteur.

9.2.4 Électricité (production d'énergie)

Les usines de production d'électricité à charbon ou à mazout lourd représentent des sources de cobalt qui ont été prises en compte pour la présente évaluation. Aucune donnée mesurée n'était disponible pour établir un scénario d'exposition réaliste pour les centrales électriques à mazout. Toutefois, on s'attend à ce que les rejets de cobalt par une centrale électrique à mazout ne soient pas supérieurs à ceux des centrales à charbon. En se basant sur quelques-unes des concentrations mesurées dans l'environnement et présentées dans la partie 8, des gammes de CEE établies pour un scénario réaliste de pire cas ont été choisies et des QR calculés pour quantifier l'exposition et les risques posés aux récepteurs de l'environnement dus à une centrale électrique à charbon. Les résultats sont présentés dans le tableau 9-4. Les quotients de risque associés à la production d'énergie électrique sont faibles et, en conséquence, des risques posés par cette source aux organismes ne sont envisagés pour aucun des milieux.

Tableau 9-4. Calculs des quotients de risque (QR) dans les eaux de surface, les sédiments et les sols pour un scénario de centrale énergétique à charbon dans la région du lac Wabamun, en Alberta.

Milieu et unité	Gamme de CEE	CESE ajustée ¹	Gamme de QR
Eau (µg/L)	0,019 à 0,056	1,07	0,02 à 0,05
Sédiments (mg/kg)	1,4 à 9,1	16,7	0,08 à 0,54
Sol (mg/kg)	3 à 13	30,2	0,10 à 0,43

¹ Sauf pour les sédiments pour lesquels la CESE est générique ; µg/L pour l'eau, mg/kg poids sec pour les sédiments et les sols.

9.2.5 Raffinage du pétrole

Il est possible que du cobalt soit rejeté dans l'eau à partir des effluents de raffineries de pétrole. La concentration moyenne la plus élevée calculée à partir de données plus anciennes (9,8 µg/L, deux raffineries) pourrait être préoccupante en fonction du facteur de dilution attendu sur une petite distance (300 m) du plan d'eau récepteur avant de rejoindre la rivière Sainte-Claire. En supposant un facteur de dilution de 10 et une concentration de fond de 0,04 µg/L (région Érié-Supérieur-Ontario de l'Ontario, tableau 8-2), on obtiendrait une CEE

Évaluation préalable

de 1,02 µg/L. En utilisant la CESE ajustée pour la dureté de ce site (0,94 µg/L), on obtiendrait un quotient de risque calculé de 1,09, légèrement supérieur au seuil de risque possible pour les organismes aquatiques.

Des données plus récentes, de 2008, sur trois autres raffineries au Canada ont révélé que les CEE obtenues (0,21, 0,26 et 0,36 µg/L) sont toutes inférieures au seuil d'inquiétude pour les organismes aquatiques (CESE la plus faible de 0,78 µg/L), après ajout de la concentration de fond la plus élevée de 0,16 µg/L aux CAE.

Globalement, des données sont disponibles pour 6 des 15 raffineries au Canada. En se basant sur ces renseignements, la preuve de dommages est faible étant donné que certaines des données sur les concentrations sont anciennes (1988-1989) et que, pour celles-ci, le dépassement n'est que léger et sur un seul site. Les données plus récentes, de 2008, ne suggèrent pas d'inquiétude.

9.2.6 Sables bitumineux

Les rejets de cobalt dans l'air par le secteur des sables bitumineux devraient être inférieurs à ceux des centrales énergétiques. Par conséquent, aucun risque ne devrait découler de ces rejets de cobalt dans l'air. La contribution aux dépôts atmosphériques dans les plans d'eau se refléterait probablement dans la concentration de cobalt prise en compte ci-dessous.

Des concentrations mesurées de cobalt total et dissous sont disponibles pour près de 40 plans d'eau situés dans la région d'Athabasca (Alberta) où se déroule la plus grande partie de l'exploitation des sables bitumineux (programme RAMP, 2012). Dans le tableau 9-5 ci-dessous, nous présentons les résultats de cette surveillance en termes de CEE, de CESE et des QR calculés. Seules les concentrations de cobalt dissous ont été prises en compte pour le calcul des QR.

Tableau 9-5. Calculs des quotients de risque (QR) pour les eaux de surface et les sédiments de la région des sables bitumineux d'Athabasca (Alberta).

Milieu	Gamme des CEE	5 ^e 1	50 ^e 1	95 ^e 1	CESE a justée ²	Percentiles des QR ³ (5 ^e , 50 ^e , 95 ^e)
Eau (µg/L)	< 0,01 à 23	0,024	0,1	0,34	0,90	0,03 0,11 0,38
Sédiments (mg/kg)	0,2 à 13,5	0,9	5,0	10,0	16,7	0,05 0,30 0,60

1 : Percentiles

2 : Sauf pour les sédiments pour lesquels la CESE est générique ; µg/L pour l'eau, mg/kg poids sec pour les sédiments

3 : Quotients de risque calculés en se basant les données sur les percentiles (5, 50, 95).

Les quotients de risque sont faibles et, en conséquence, des risques pour les organismes aquatiques et les organismes vivant dans les sédiments ne sont pas attendus.

9.2.7 Usines de pâtes et papiers

En ce qui concerne les rejets de cobalt dans l'eau, deux sources de données ont été prises en considération : le Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement, dans le cadre duquel des données sur le terrain ont été recueillies, et un programme réglementaire du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, dans le cadre duquel des concentrations dans les effluents bruts ont été mesurées. Cette dernière source a permis de calculer des CEE (pour plus de détails, voir la section sur l'évaluation de l'exposition dans l'environnement). Dans le tableau 9-6 ci-dessous, nous présentons les quotients de risque calculés à partir de ces deux sources de données.

Tableau 9-6. Calculs des quotients de risque (QR) pour les eaux de surface et les sédiments à proximité des usines de pâtes et papiers au Canada.

Milieu et unité	Gamme des CEE	CESE ajustée ¹	Gamme des QR	Nombre de lieux avec un QR > 1
Eau, sites de référence (µg/L)	0,1 à 0,3	0,78	0,13 à 0,38	0
Eau, sites d'exposition (µg/L)	0,1 à 0,81	0,78 à 0,21	0,13 à 0,67	0
Sédiments, sites de référence (mg/kg)	3 à 41	16,7	0,18 à 2,46	1
Sédiments, sites d'exposition (mg/kg)	3,1 à 19	16,7	0,19 à 1,14	1
Eau (usines de pâtes et papiers au Québec) (µg/L)	0,7 à 5,0	0,78 à 0,94	0,90 à 6,41	3

¹ Sauf pour les sédiments pour lesquels la CESE est générique; µg/L pour l'eau, mg/kg poids sec pour les sédiments et les sols.

Les quotients de risque indiquent que six usines de pâtes et papiers ne rejettent pas une quantité importante de cobalt dans les écosystèmes aquatiques. Dans tous les cas, seule une différence minimale, voire aucune différence, ne fut détectée entre la concentration mesurée de cobalt dans les échantillons de référence d'eau ou de sédiments et celle des échantillons prélevés au point de rejet de l'effluent ou encore à un point en aval. Bien qu'un risque potentiel ait été identifié dans les sédiments sur un site, la source de cobalt n'est probablement

pas attribuable à des usines de pâtes et papiers, car les concentrations loin du point de rejet sont plus élevées qu'au point de rejet (ECCC 2016d). La source de ce cobalt est donc inconnue. Nous constatons l'existence d'un risque potentiel dans le cas de trois usines québécoises. Les concentrations de cobalt dans cet effluent découlent probablement du procédé de mise en pâte et de l'utilisation de produits chimiques cobaltifères.

9.2.8 Élimination et gestion des déchets

Parmi les 13 sites d'enfouissement surveillés à travers le Canada en 2008-2012 dans le cadre du programme de surveillance du PGPC, un cas a nécessité une caractérisation plus poussée, car ce site rejetait son lixiviat traité dans une rivière et les concentrations de cobalt dans ce lixiviat étaient relativement élevées (de 15 à 47 µg/L). En utilisant un facteur de dilution de 10 et en ajoutant une concentration de fond de 0,16 µg/L, on obtient des CEE allant de 1,66 à 4,86 µg/L. En utilisant la CESE (0,78 µg/L) d'un scénario du pire cas, les QR calculés seraient compris entre 2,13 et 6,23. Il y a donc un risque identifié pour les organismes aquatiques dans un tel scénario.

9.2.9 Eaux usées, boues et biosolides

Des données ont été recueillies entre 2009 et 2012 sur 27 UTEU à travers le Canada dans le cadre du programme de surveillance du Plan de gestion des produits chimiques. Des CEE allant de 0,31 à 0,47 µg/L ont été calculées pour l'installation présentant l'effluent avec la concentration de cobalt la plus élevée et n'ayant pas été prise en compte précédemment dans d'autres secteurs ou pour d'autres scénarios. En utilisant les CESE ajustées en fonction de la dureté spécifique du site (0,80 µg/L), les QR calculés allaient de 0,39 à 0,59. Aucun risque n'a donc été identifié pour les organismes aquatiques.

Les calculs présentés dans la section sur l'évaluation de l'exposition dans l'environnement ont montré que l'épandage de biosolides sur des sols agricoles n'est pas considéré comme préoccupant pour les organismes terrestres dans le cas du cobalt.

9.3 Surveillance du milieu aquatique à la grandeur de la province ou du territoire

9.3.1 Ontario

Le Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau (RPCQE) du ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO, 2013) permet, entre autres, de mesurer la concentration de cobalt et d'autres paramètres physiques et chimiques à la surface de l'eau pour 446 sites dans 264 cours d'eau en Ontario. Des critères ont été élaborés (ECCC 2016d) pour sélectionner les quatorze sites ayant les plus fortes concentrations de cobalt : huit sites dans le Nord ontarien et six sites dans

le Sud. Le tableau 9-7 ci-dessous montre les résultats des calculs du quotient de risque (QR) pour les sites des deux régions.

Les résultats indiquent que plus de la moitié des sites sélectionnés ayant un QR élevé (variant entre $< 0,83$ et 81) sont situés dans le nord de l'Ontario, près des lieux d'exploitation minière de métaux, de fusion ou de raffinage de métaux de base (six sites), ou près de mines anciennes (deux sites); et subissent l'influence d'importants rejets de cobalt dans le milieu aquatique. Ces sites sont à proximité de zones minières où les activités sont toujours en cours ou ont cessé. Dans les anciennes mines de métaux et de charbon, le drainage minier acide (DMA) est généralement rejeté dans l'environnement sans être traité. En revanche, le DMA en entier, ou presque, des sites miniers exploités actuellement est recueilli avec d'autres flux, comme les écoulements et les effluents de traitement, et est rejeté avec les effluents liquides traités au point de rejet final. Le niveau de dureté à certains sites était élevé, comparativement à celui de cours d'eau à proximité, ce qui porte à croire qu'une partie des effluents miniers pourraient être traités à la chaux dans le but de précipiter certains des métaux qu'ils contiennent, avant leur rejet dans l'environnement. Toutefois, malgré les traitements possibles, les rejets de cobalt sont toujours significatifs à ces endroits, et cela se reflète dans les QR élevés calculés pour les cours d'eau recevant ces effluents.

Par conséquent, les effluents du point de rejet final des mines exploitées actuellement et des installations de fusion et de raffinage des métaux de base, ainsi que le drainage minier acide des anciennes mines sont probablement les principales sources du cobalt trouvé dans le milieu aquatique, près des installations minières ou des parcs de résidus. Les fonderies contribuent peut-être également aux concentrations aquatiques après le dépôt de particules, mais probablement dans une moindre mesure à court terme, en raison de la petite superficie directe où se fait le dépôt, comparativement à la superficie du sol. De plus, les particules moins solubles contenant du cobalt sont plus susceptibles de se déplacer vers le bas de la colonne d'eau.

Six autres sites dans le sud de l'Ontario présentent aussi des QR élevés (variant entre $1,36$ et 58), mais ils ne sont pas à proximité ou de toute autre source de cobalt ayant pu être identifiée.

9.3.2 Yukon

Le Biomonitoring Information System for the Yukon (BISY) (Environnement Canada 2013b) recueille de l'information sur les concentrations de cobalt dissous dans l'eau de surface pour 702 sites dans 298 cours d'eau du territoire du Yukon. Nous avons défini des critères pour choisir les six zones présentant la plus forte concentration de cobalt. Ils sont présentés à la section sur l'évaluation de l'exposition dans l'environnement. Le tableau 9-7 contient les résultats des calculs du quotient de risque pour les six zones.

Les quotients de risque pour les eaux de surface dans cette région étaient élevés, variant de 0,98 à 741, ce qui indique un risque élevé pour les organismes aquatiques. Des sources potentielles de cobalt ont été identifiées pour toutes les zones. Quatre des six zones (A, B, E, F) sont proches de sources de cobalt identifiables simples ou combinées, notamment des mines métallifères en exploitation (A et B), de mines (E) anciennes (dont les résidus d'une mine abandonnée) ou de zones de prospection de gisements métallifères (F). Dans ces zones, le milieu aquatique reçoit probablement d'importants rejets anthropiques de cobalt. Selon les détails tirés de la base de données du BISIY, les deux zones restantes (C et D) sont touchées par le ruissellement/suintement qui a été en contact avec des roches naturelles ayant une forte concentration de cobalt, ce qui pourrait potentiellement contribuer aux concentrations élevées de cobalt. Même si les cas naturels de fortes concentrations de cobalt dans la roche peuvent, dans de rares circonstances, augmenter la concentration de fond naturelle dans le milieu aquatique à certains endroits précis, le fond géochimique à l'échelle du Yukon est d'un (1) ordre de grandeur inférieur à la concentration estimée sans effet (CESE) aquatique du scénario de la pire éventualité et est comparable à celui d'autres régions canadiennes (médiane de 0,086 µg/L). Des sources naturelles de concentration élevée pourraient exceptionnellement être présentes dans la région. Cependant, les activités anthropiques passées et actuelles peuvent toujours contribuer aux charges de cobalt qui sont mesurées actuellement. De plus, étant donné l'absence de fonderies ou de raffineries actives dans le territoire, les rejets proviennent probablement d'installations minières, de mines anciennes et d'activités de prospection de gisements métallifères (Environnement Canada 2013b Association minière du Canada 2015). Les possibilités que la prospection minière soit une source de rejet de cobalt sont possiblement réduites, car ce sont des activités limitées créant de faibles perturbations environnementales. Ainsi, la zone F pourrait présenter un suintement ou un ruissellement d'origine naturelle causée par sa minéralisation ou encore une ancienne source anthropique, mais aucune preuve n'était ces deux hypothèses.

Tableau 9-7. Calcul des quotients de risque (QR) pour les eaux de surface de l'Ontario et du Yukon, provenant des bases de données du RPCQE et du BISIY.

Région	Sources ou secteurs pouvant contribuer	Plage de CEE (µg/L)	CESE ajustée ¹ (µg/L)	Plage du QR	Nombre de sites où QR > 1
Nord de l'Ontario	extraction de métaux	< 1,5 à 146 ²	1,80	<0,83-81	3
Nord de l'Ontario	fonte et affinage de métaux communs	< 1,5 à 2,9 ²	0,78	<1,92-3,72	2
Nord de l'Ontario	mines métallifères et fonte et	< 1,5 à 12,1 ²	1,80	<0,83-5,64	1

Région	Sources ou secteurs pouvant contribuer	Plage de CEE (µg/L)	CESE ajustée ¹ (µg/L)	Plage du QR	Nombre de sites où QR > 1
	affinage de métaux communs				
Nord de l'Ontario	activités minières anciennes	4,12 à 46,4 ²	1,14; 1,21	3,61-38,3	2
Sud de l'Ontario	inconnu	1,5 à 97 ²	1,10-1,66	1,36-58	6
Yukon, zones A et B	extraction de métaux ³	1,3 à 225 ¹	1,32	0,98- 137 ⁴	2 ⁵
Yukon, zone E	activités minières anciennes	1,42 à 141 ¹	1,80	0,79- 78,3	1 ⁶
Yukon, zone F	prospection de gisements métallifères	9 à 122 ¹	1,80	5-67,8	1 ⁷
Yukon, zones C et D	ruissellement ou suintement ⁷	3,08 à 13 33 ¹	1,80	1,71-741	2 ⁹

¹ Concentration de cobalt dissous

² Concentration de cobalt total

³ Pourrait aussi inclure la prospection de gisements métallifères comme source contributive moins importante

⁴ La valeur de 137 est le 95^e percentile de la concentration (181,4 µg/L)

⁵ Les zones A et B comportent 35 sites

⁶ La zone E comporte 6 sites

⁷ La zone F comporte 7 sites

⁸ Dus au contact avec des roches naturelles ayant une forte teneur en cobalt.

9.4 Résumé de la caractérisation des risques pour l'environnement

La présente évaluation préalable porte principalement sur l'entité cobalt, et, de ce fait, porte sur le cobalt sous sa forme élémentaire, les substances contenant du cobalt et le cobalt rejeté dans sa forme dissoute, solide ou particulaire. Elle tient compte de toutes les substances qui peuvent se dissoudre, se dissocier ou se dégrader et rejeter du cobalt au moyen de divers mécanismes de transformation pouvant contribuer à l'exposition combinée de récepteurs écologiques à l'entité cobalt préoccupante (c.-à-d. le cobalt dissous). À son tour, le cobalt dissous peut avoir des effets nocifs sur les organismes. Sont considérées comme sources de cobalt, entre autres, les activités dans le cadre desquelles sont utilisées les 50 substances contenant du cobalt, qui répondent aux critères de catégorisation, ainsi que la production fortuite et la concentration de fond naturelle/ambiante de cobalt. Les données sur la fabrication, l'importation et l'utilisation de substances précises ont été utilisées, lorsque c'était possible, afin de modéliser les rejets pour calculer les concentrations environnementales estimées (CEE). De plus, d'autres sources anthropiques accidentelles de ce métal dans l'environnement ont été ajoutées systématiquement au moyen d'une approche fondée sur les secteurs et grâce à l'utilisation de données de surveillance pour calculer les CEE.

Les quotients de risque, fondés sur les concentrations mesurées ou modélisées de cobalt (total ou dissous), ont été calculés pour une variété de secteurs et d'activités engendrant des rejets de cobalt. Le tableau 9-8 contient un résumé des secteurs et des activités préoccupants et des milieux touchés. Les emplacements où le QR dépasse 1 ont été associés avec les sources (secteurs/activités) censées contribuer aux concentrations de cobalt, se trouvant à proximité de ces emplacements, dans la mesure du possible. Lorsque le lieu de référence et le lieu d'exposition correspondant avaient un QR supérieur à 1, les risques n'ont pas été attribués au secteur/à l'activité en question, sauf si d'autres sources ont pu être identifiées. Si d'autres sources n'ont pas pu être identifiées, ces emplacements ont été ajoutés dans la catégorie « sources non identifiées ».

Tableau 9-8. Résumé des activités et des secteurs préoccupants, d'après le nombre d'emplacements ou de zones, et plage du quotient de risque.

Secteur ou activité	Type de scénario (modélisé ou mesuré)	Nombre de sites où le quotient de risque est supérieur à 1 (eau)	Nombre de sites où le quotient de risque est supérieur à 1 (sédiments)	Nombre de sites où le quotient de risque est supérieur à 1 (sol)
Exploitation minière de métaux ¹	mesuré	13 (0,56-137)	5 (0,36-3,83)	-
Fusion et raffinage des métaux de base	modélisé	2 (6,56 ²)	-	-
Fusion et raffinage des métaux de base	mesuré	5 (<0,06-77)	3 (0,06-11,4)	3 (0,19-4,09)
Mines métallifères ou fonte et affinage de métaux communs	mesuré	3 (0,93-5,64)	2 (0,43-1,06)	-
activités minières anciennes	mesuré	4 (0,09-193)	-	-
Prospection de gisements métallifères	mesuré	1 (5-67,8)	-	-
Usines de pâtes et papiers	modélisé (eau) ³	3 (0,90-6,41)	-	-
Lixiviat (des sites d'enfouissement)	modélisé ⁴	1 (2,13-6,23)	-	-
Sources non identifiées ⁵	mesuré	8 (0,13-58)	4 (0,90-2,46)	-
Total		40 (0,09-193)	14 (0,06-11,4)	3 (0,19-4,09)

¹ Comprend les sites indiqués au tableau 9-2 (eau et sédiments – Étude de suivi des effets sur l'environnement) et au tableau 9-7 (eau – RPCQE et BISIY)

² Plage maximale

Évaluation préalable

³ D'après les concentrations des effluents

⁴ D'après les concentrations de lixiviats

⁵ Comprend les sites pour le secteur de l'exploitation minière de métaux (eau et sédiments) et le secteur des pâtes et papiers (sédiments)

En tout, 40 sites ou zones préoccupants, touchés par les rejets de quatre secteurs, ont été identifiés pour les organismes aquatiques. Ces secteurs comprennent, notamment : l'exploitation minière de métaux, la fusion et le raffinage des métaux de base, les usines de pâtes et papiers et le lixiviat (depuis les sites d'enfouissement). De plus, les activités minières anciennes et les activités de prospection de gisements métallifères ainsi que les sites préoccupants connexes ont aussi été identifiés. Quatorze sites préoccupants ont été identifiés pour les organismes vivant dans les sédiments, ces sites étant touchés par deux secteurs (l'exploitation minière de métaux et la fusion et le raffinage des métaux de base). Trois sites présentant des risques pour les organismes terrestres ont été identifiés pour le secteur de la fusion et du raffinage des métaux de base. Une proportion relativement petite, mais significative (~5 % ou trois emplacements), des usines de pâtes et papiers a été identifiée comme étant préoccupante en raison des résultats des QR. Les concentrations de cobalt dans les effluents dépendent probablement du type de procédé et de l'utilisation de produits chimiques cobaltifères. Cependant, nous ne disposons pas de renseignements suffisants pour conclure que le secteur des pâtes et papier dans l'ensemble, ou un sous-secteur particulier (procédé de fabrication), soit préoccupant. Un autre secteur ou source trouvée qui pourrait être préoccupant est le lixiviat depuis les sites d'enfouissement dont un site dans le milieu aquatique. En outre, huit sites préoccupants pour les organismes aquatiques et quatre sites préoccupants pour les organismes vivant dans les sédiments ont été identifiés, mais les sources ne sont pas caractérisées.

Les données indiquent que les secteurs de l'exploitation minière de métaux et de la fusion et du raffinage des métaux de base sont préoccupants en ce qui concerne le cobalt (dans tous les milieux) dans plus ou moins la moitié du nombre total de sites ou de zones évalués. C'est dans ces secteurs que la présente évaluation ont trouvé le nombre le plus élevé de sites où un quotient de risque supérieur à 1. Les rejets d'effluent liquide au point de rejet final sont la plus importante source de préoccupation pour les organismes aquatiques en lien avec ces secteurs. Les rejets atmosphériques peuvent aussi être significatifs dans le secteur de la fusion et du raffinage des métaux de base, et les résultats de certaines études de surveillance des sols abondaient dans ce sens. Les rejets atmosphériques peuvent aussi contribuer à l'exposition dans le milieu aquatique par le biais du dépôt ; toutefois, cette contribution semble être limitée. Les activités minières anciennes et la prospection de gisements métallifères sont également une source de préoccupation relativement au cobalt : les QR calculés de ces activités sont aussi élevés voire plus élevé que ceux des installations minières en activité (ECCC 2016d). Toutefois, puisque la présente évaluation était surtout centrée sur les installations en production, les activités anciennes d'extraction et de prospection de gisements métallifères n'ont pas fait l'objet d'un examen exhaustif, ce qui se traduit par le faible nombre de sites recensés. Ainsi,

bien que nos travaux nient pas été exhaustifs, ils nous ont permis de découvrir que les activités d'extractions anciennes et, à moindre mesure, la prospection de gisements métallifères étaient une causes de préoccupations relatives au cobalt. Nous supposons que les activités minières anciennes présentent un risque plus élevé de rejet que la prospection de gisements métallifères.

9.5 Examen des éléments de preuve et des incertitudes

Une méthode du poids de la preuve, tenant compte de plusieurs éléments de preuve concernant les risques pour l'environnement (p. ex. le devenir dans l'environnement, la bioaccumulation, les effets sur l'environnement) ainsi que du principe de prudence (s'il y a lieu), a été appliquée pour formuler une conclusion, conformément à la LCPE de 1999. Les éléments de preuve et le poids attribué à chacun de ces éléments, en fonction de l'incertitude et de la pertinence pour l'évaluation, sont décrits au tableau 9-9 et dans la présente section.

La méthode du poids de la preuve comprend une évaluation qualitative de la pertinence de chaque élément de preuve, selon son importance scientifique ou en matière de réglementation du point de vue de l'évaluation. Un poids est attribué à chaque élément de preuve, en fonction du degré d'incertitude et de la tendance de celle-ci et de la pertinence de l'élément pour l'évaluation. Nous avons utilisé une fourchette qualificative allant de faible à élevé dans la présente analyse. Le poids de la preuve permet de déterminer le degré de confiance global accordé au processus décisionnel ainsi que d'indiquer les principaux éléments de preuve corroborant le degré de risque obtenu.

Pour évaluer les conséquences des incertitudes identifiées sur l'évaluation des risques posés par le cobalt et les substances contenant du cobalt, le degré d'incertitude et la tendance de celle-ci ont été identifiés pour chaque élément de preuve. Les incertitudes découlent des lacunes dans les données, c'est-à-dire de données limitées, incomplètes ou manquantes, et de la variabilité des données. L'estimation du degré d'incertitude est fondée sur la disponibilité et la qualité des données et leur caractère approprié (p. ex. la représentativité de conditions environnementales réalistes, compte tenu de la concentration de fond naturelle, et la détermination adéquate des sources). La tendance de l'incertitude est fondée sur un jugement et une analyse scientifiques, à savoir si l'incertitude en question pourrait donner lieu à une surestimation ou à une sous-estimation des risques ou si elle a une incidence négligeable ou inconnue sur le degré de risque obtenu. La pertinence est la portée scientifique de l'élément probant pour dans l'évaluation ou du point de vue de la réglementation.

Tableau 9-9. Caractérisation de l'incertitude et analyse du poids de la preuve dans l'évaluation des risques posés par le cobalt.

Évaluation préalable

Élément de preuve	Degré d'incert. ¹	Tendance de l'incert. ²	Pertinence pour l'évaluation ³	Poids attribué ⁴
Propriétés physiques et chimiques – solubilité dans l'eau	Faible	+/-	Modérée	Faible à modéré
Devenir dans l'environnement – persistance	Faible	+/-	Modérée	Faible à modéré
Bioaccumulation/ bioamplification	Faible	+/-	Modérée	Modéré
Écotoxicité – CESE – eau	Faible	+/-	Élevée	Élevé
Écotoxicité – CESE – sédiments	Modéré	+/-	Élevée	Modéré à élevé
Écotoxicité – CESE – sols	Faible à modéré	+/-	Élevée	Modéré
Exposition dans l'environnement – concentration biodisponible (cobalt total par rapport au cobalt dissous)	Faible à modéré	+	Élevée	Modéré à élevé
Exposition dans l'environnement –identification des sources – exploitation minière de métaux; fusion et raffinage des métaux de base	Faible à modéré	+/-	Élevée	Modéré à élevé
Exposition dans l'environnement –identification des sources – pâtes et papier; lixiviat.	Faible	+/-	Élevée	Modéré à élevé
Analyse du quotient de risque – ampleur; sites/zone touchés – exploitation minière de métaux; fusion et raffinage des métaux de base	Faible à modéré	+/-	Élevée	Modéré à élevé
Analyse du quotient de risque – ampleur; sites/zone touchés – pâtes et papier; lixiviat	Modéré	+/-	Élevée	Modéré

¹ Le degré d'incertitude est déterminé compte tenu de la qualité des données, de la variabilité des données, des lacunes dans les données et du niveau d'adaptation des données.

² Indique si l'incertitude peut contribuer à la surestimation du risque (+) ou à la sous-estimation du risque (-); +/- indique que l'incidence est faible ou que la tendance est inconnue

³ La pertinence fait référence à l'incidence de la preuve dans le cadre de l'évaluation d'un point de vue scientifique ou réglementaire

⁴ Le poids est attribué à chaque élément de preuve en fonction directe de sa pertinence dans l'évaluation ainsi que de facteurs, tels le caractère approprié des données et leur qualité

Un faible degré d'incertitude a été attribué à la solubilité dans l'eau des substances contenant du cobalt, puisque des points de données empiriques existent pour la plupart des substances distinctes. Cependant, dans certains cas, la solubilité variera en fonction des conditions environnementales. La solubilité a une pertinence modérée pour l'évaluation, car les valeurs peuvent être utiles pour confirmer la solubilité dans les scénarios de modélisation, toutefois la

Évaluation préalable

pertinence est plus faible, dans le cas des concentrations mesurées de cobalt dissous, lorsque l'état dissous est connu et qu'on n'a pas besoin des valeurs de solubilité dans l'eau. Par conséquent, nous attribuons un poids entre faible et modéré, parce que ce renseignement est parfois important, ne serait-ce que pour confirmer qualitativement le potentiel de substances discrètes de contribuer à la charge de cobalt du milieu.

Il est fort probable que, une fois rejeté dans l'environnement, le cobalt est infiniment persistant dans l'eau, le sol et les sédiments. Il s'ensuit que le cobalt peut s'accumuler dans l'environnement année après année, entraînant une augmentation de l'exposition, principalement dans les deux milieux mentionnés en dernier. Néanmoins, la biodisponibilité du cobalt dans ces milieux peut être partiellement réduite par le processus du vieillissement. Cet élément de preuve est plus approprié pour prédire les tendances futures des concentrations environnementales mesurées, surtout dans le sol et les sédiments. En effet, les concentrations mesurées intègrent cette caractéristique du devenir. Par conséquent, le poids attribué à la persistance varie de faible à modéré.

Le potentiel de bioaccumulation du cobalt est relativement faible. Toutefois, l'absorption du cobalt, à des concentrations corporelles dépassant celles nécessaires à la santé, peut dépasser la teneur dangereuse chez les espèces sensibles. La pertinence et le poids attribués sont donc modérés.

Il a été démontré que le cobalt était très toxique pour les organismes sensibles vivant dans l'eau, les sédiments et le sol. La survie, la croissance et la reproduction de ces organismes pourraient être compromises. De plus, le cobalt peut avoir des effets défavorables sur la diversité biologique et la stabilité de la chaîne alimentaire (il pourrait, par exemple, entraîner une réduction de la quantité et de la qualité des sources de nourriture des poissons). Compte tenu de nombre d'espèces, ou de taxons, et de l'étendue des facteurs modifiant la toxicité, la CESE en milieu aquatique possède le plus faible degré d'incertitude, suivie par la CESE dans le sol et la CESE dans les sédiments. La pertinence pour l'évaluation est élevée pour les trois CESE, mais si on tient compte de la fréquence selon laquelle elles sont utilisées dans l'évaluation, on attribue le poids le plus élevé à l'eau et, ensuite, dans l'ordre, aux sédiments et au sol.

Bien qu'on sache que d'autres facteurs abiotiques, outre la dureté (p. ex. pH, COD), peuvent influencer sur la toxicité du cobalt dans les eaux de surface, sous certaines circonstances, on n'a pas fait de correction pour en tenir compte dans cette évaluation. Trois raisons sous-tendent cette décision : (i) Compte tenu des observations courantes, la dureté de l'eau est le principal facteur expliquant presque toute la variabilité de la réaction des organismes. (ii) Il y a des signes selon lesquels, en plus des ions cobalt (Co^{2+}), des complexes de cobalt avec des particules de matière organique ou des acides humiques ou fulviques dissous pourraient être disponibles et absorbés par certains types d'organismes aquatiques. (iii) Pour la plupart des sites, les quotients de risque sont élevés, et

Évaluation préalable

l'ajout d'autres facteurs modifiant la toxicité (p. ex. MLB) n'a probablement entraîné que des variations mineures de la toxicité, sans changer de façon significative la majorité des quotients de risque et des conclusions tirées.

La prise en compte de la biodisponibilité du cobalt un aspect important de l'exposition environnementale. Les concentrations environnementales mesurées pour de nombreux secteurs, notamment celles comprises dans la base de données provinciale du RPCQE, sont souvent exprimées sous forme de cobalt total plutôt que de cobalt dissous. La fraction dissoute est une fraction du cobalt total pouvant varier en fonction de la quantité de particules et de leur force de liaison et de facteurs propres au site, comme le type de bassin versant et de cours d'eau, les propriétés géologiques, la productivité biologique et d'autres facteurs. La plage du pourcentage de la fraction dissoute calculée à partir des données du RAMP varie entre 10 et 50 % (RAMP, 2012). Il a été impossible de calculer une correction à partir des données du RAMP, étant donné que les facteurs propres au site sont trop complexes et variables pour élaborer un modèle fiable. Cependant, malgré l'écart entre les concentrations totales et dissoutes, on s'attend quand même à ce que la plupart des quotients de risque calculés pour le milieu aquatique demeurent supérieurs à un. Par exemple, les QR calculés au moyen des données de la base du BSY (territoire du Yukon) étaient fondés sur des concentrations de cobalt dissous dans un contexte semblable d'exploitation minière de métaux du nord de l'Ontario (RPCQE, MEO, 2013). Ils étaient comparables et, même, plus élevés. Ainsi, il n'a pas été jugé nécessaire, ou crucial, d'intégrer d'autres facteurs modifiant le milieu aquatique à ce moment-ci, aux fins de la présente évaluation préalable. Cet élément de preuve s'est vu attribuer un poids variant de modéré à élevé, étant donné que le degré d'incertitude peut varier de faible à modéré, selon les données prises en compte. La pertinence pour l'évaluation est élevée.

Les sources de cobalt et d'autres métaux présents naturellement dans l'environnement sont réparties selon trois types t : les sources anthropiques (« non naturelles »), les sources du passé (par rapport aux sources récentes) et le type d'activité ou de secteur en jeu. Les deux derniers types sont décrits ci-dessous.

Une contamination héritée du passé pourrait être présente et contribuer à une partie de la concentration mesurée dans les sols et les sédiments, en fonction de l'épaisseur. Aux fins de l'évaluation, on a mesuré la concentration dans des échantillons prélevés dans la couche superficielle du sol, de 0 à 5 cm plutôt que de 0 à 10 cm et qui devraient correspondre à la contamination récente. Dans ces échantillons, il ne fut pas possible de distinguer la contamination du passé de celle plus récente. Par conséquent, en ce qui concerne les sites où ces échantillons de sols et de sédiments ont été prélevés, les quotients de risque représenteraient une estimation des effets nocifs totaux (contaminations anciennes et récente). Cependant, pour le milieu aquatique, il est raisonnable de s'attendre à ce que les concentrations mesurées correspondent aux rejets

Évaluation préalable

récents issus de sites actifs ou qui l'ont été dans le passé. Puisque cette évaluation n'a pas couvert aussi exhaustivement la composante historique – son intérêt principal étant les installations en activité –, la description de cette préoccupation est plus incertaine.

Des efforts ont été déployés au cours de cette évaluation écologique pour déterminer toutes les sources de cobalt et, dans la mesure du possible, associer les paramètres d'évaluation et les scénarios d'exposition aux activités industrielles. Bien que la grande majorité des concentrations mesurées ont été associées à des secteurs/activités identifiables, des concentrations relativement élevées mesurées à certains sites figurant dans la base de données du RPCQE et ailleurs n'ont pas pu être associées à des sources évidentes. Par conséquent, la répartition des sources n'a pas été possible pour ces sites. Les concentrations de cobalt mesurées à ces sites pourraient donc provenir de multiples sources ou d'une source principale.

Le degré d'incertitude relatif à la détermination des sources pour les secteurs de l'exploitation minière de métaux et de la fusion et du raffinage des métaux de base est de faible à modéré. Le poids attribué est de modéré à élevé. Une partie des renseignements est utilisée pour éclairer la phase de gestion des risques potentiels, mais il faut toujours confirmer quelles sont les sources anthropiques préoccupantes pour la détermination de la toxicité (au sens de la LCPE).

Pour les secteurs/activités suivants : pâtes et papiers, lixiviat (des sites d'enfouissement) et fabrication ou utilisation de catalyseurs, le degré d'incertitude est plus faible, étant donné qu'il est plus facile de les distinguer, parce que les concentrations sont mesurées directement dans l'effluent ou le lixiviat (pâtes et papiers, lixiviat) ou que la quantité traitée par l'usine de traitement des eaux usées est connue et que les concentrations modélisées et mesurées sont relativement semblables (fabrication ou utilisation de catalyseurs). Pour les mêmes raisons que pour les secteurs de l'exploitation minière de métaux et de la fusion et du raffinage des métaux de base, le poids attribué à l'exposition environnementale est de modéré à élevé pour ces secteurs.

Des quotients de risque, fondés sur des concentrations de cobalt (total ou dissous) modélisées ou mesurées, ont été calculés pour plusieurs secteurs et activités donnant lieu à des rejets de cobalt. L'ampleur et l'étendue des conséquences, en termes du nombre ou de la proportion de sites/zones touchés, ont été évaluées pour les principaux secteurs/activités préoccupants. Le degré d'incertitude relatif aux secteurs de l'exploitation minière de métaux et de la fusion et du raffinage des métaux de base est plus faible qu'il ne l'est pour les autres secteurs/activités préoccupants. Il y a moins d'estimations et de mesures des concentrations environnementales pour ces derniers que pour les secteurs de l'exploitation minière de métaux et de la fusion et du raffinage des métaux de base, qui ont été jugés préoccupants dans environ la moitié du nombre total de

sites/zones évalués. La pertinence de ces éléments de preuve pour l'évaluation est cruciale, et on la considère comme étant élevée pour tous les secteurs/activités. Le poids attribué aux secteurs de l'exploitation minière de métaux et de la fusion et du raffinage des métaux de base est de modéré à élevé, tandis que le poids attribué aux autres secteurs est modéré.

Il est reconnu que le résultat du calcul des QR aurait pu comprendre des intervalles de confiance ou appliquer des méthodes probabilistes axées sur les marges. Il est aussi reconnu que le degré d'incertitude associé à la détermination des risques pour les QR alentour de 1 est très élevé comparativement aux QR supérieurs. Si possible, d'autres éléments de preuve ont été pris en considération lorsque la valeur des QR était proche de 1 (p. ex. le secteur du raffinage du pétrole; voir la section sur la caractérisation des risques pour l'environnement).

9.6 Conclusion de la caractérisation des risques pour l'environnement

Les concentrations mesurées à tous les sites où des rejets accidentels pouvaient être significatifs, ont été prises en compte, et les résultats ont indiqué qu'une proportion importante de ces sites présentait aussi des concentrations supérieures à la concentration de fond, pour tous les milieux, au Canada, en particulier dans l'eau. De plus, les forts volumes fabriqués ou importés de certaines substances cobaltifères, au Canada — notamment le cobalt élémentaire, le sulfate de cobalt, le chlorure de cobalt et l'hydroxyde de cobalt — , ainsi que les renseignements sur leur utilisation et les QR calculés augmentent la probabilité que les rejets anthropiques de ces substances engendrent des concentrations de ce métal plus élevées que la concentration naturelle locale et que les concentrations des seuils d'effets dans l'environnement (eau, sédiments et sols), au Canada.

La présente évaluation basée sur de la proportionne cobalt portait sur l'exposition combinée à une gamme étendue de sources, compte tenu de toutes les substances pouvant contribuer aux charges de l'entité cobalt dans l'environnement.

Si on prend en considération les principaux éléments de preuve, comme la persistance infinie, la bioaccumulation, la forte toxicité inhérente, l'ampleur des QR, le nombre de sites/zones touchés dans tous les milieux et les liens établis avec des sources et des rejets anthropiques, il y a des risques d'effets nocifs sur les organismes découlant du cobalt et des composés de cobalt solubles au Canada. En outre, il a été déterminé que le cobalt et les composés de cobalt solubles répondent aux critères de la persistance énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE, mais non aux critères de la bioaccumulation.

10 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

10.1 Évaluation des effets sur la santé

Les risques pour la santé humaine que posent quatre des substances incluses dans le groupe des substances contenant du cobalt ont été évalués dans le cadre de l'initiative Défi du PGPC (cobalt élémentaire, n° CAS 7440-48-4; chlorure de cobalt, n° CAS 7646-79-9; deux sulfates de cobalt, n°s CAS 10124-43-3 et 10393-49-4) [Environnement Canada et Santé Canada 2011a]. On peut obtenir des détails sur la base de données concernant les effets sur la santé de ces substances en consultant la section Évaluation des effets sur la santé et l'annexe VIII du rapport d'évaluation préalable du cobalt (<http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=8E18277B-1>) [Environnement Canada et Santé Canada, 2011a]. Le document à l'appui (SC 2016) présente en tableaux la base de données sur les effets sur la santé pris en considération lors de l'évaluation préalable du cobalt et des substances qui en contiennent et un résumé des effets sur la santé sont synthétisés dans les tableaux E-1 et E-2 de l'annexe E.

Justification d'une évaluation basée sur une proportion

Stopford *et al.* (2003) et le CoRC (2010a) ont mené des études de bioaccessibilité *in vitro* afin d'étudier la solubilité de divers composés de cobalt dans des liquides physiologiques artificiels. Il ressort de ces études que presque toutes les substances contenant du cobalt sont totalement solubles à des concentrations physiologiquement pertinentes et à un pH similaire à celui du liquide gastrique (environ 1,5). Ces études ont aussi démontré que toutes les substances solubles contenant du cobalt libèrent une entité cobalt divalente (Co^{2+}) toxicologiquement équivalente. L'entité cobalt divalente est très soluble et facilement biodisponible par rapport à l'entité cobalt trivalente, laquelle est habituellement présente dans les oxydes et hydroxydes insolubles. Par conséquent, les effets généraux des substances contenant du cobalt sur la santé devraient être principalement attribuables au Co^{2+} , alors que les effets localisés devraient résulter de la combinaison des ions libérés et du composé d'origine au point de contact (réexaminé dans ATSDR, 2004; IPCS, 2006; IARC, 2006). De plus, les études *in vitro* existantes concernant une vaste gamme de carboxylates de cobalt indiquent que la biodisponibilité (dans des conditions physiologiques), la pharmacocinétique et les effets toxicologiques sont indépendants du contre-ion (Stopford *et al.*, 2003; Firriolo *et al.*, 1999). Des observations constantes ont été faites dans une étude de toxicité aiguë *in vivo* chez des rats exposés à une série de sels de cobalt solubles. La dose létale médiane (DL_{50}) de la majorité des substances se situait dans un intervalle de 140 à 190 mg Co/kg de poids corporel (p.c.). Les chercheurs ont conclu que les DL_{50} (calculées d'après la dose d'ions Co^{2+}) étaient égales ou inférieures à un facteur de deux pour bon nombre des composés de cobalt biodisponibles, quel que soit le contre-ion (Speijers *et al.*, 1982). Cependant, les DL_{50} des substances insolubles

Évaluation préalable

contenant du cobalt peuvent être significativement différentes du chiffre susmentionné (p. ex., la DL₅₀ du sulfure de cobalt est > 3 200 mg Co/kg p.c.).

Les données existantes corroborent le bien-fondé de l'utilisation des données concernant les effets sur la santé de l'entité cobalt pour caractériser les effets sur la santé des composés de cobalt biodisponibles. L'utilisation des données concernant les effets sur la santé des composés de cobalt fortement biodisponibles pour caractériser les effets sur la santé des substances moins biodisponibles est jugée prudente.

Toxicocinétique

Le cobalt est un élément essentiel de la molécule de la vitamine B₁₂, laquelle agit comme cofacteur dans la synthèse de la méthionine et le métabolisme des folates et des purines. La dose journalière recommandée de vitamine B₁₂ chez les adultes est de 2,4 µg/jour, et la teneur en cobalt de cette dose est d'environ 0,1 µg/jour (ATSDR, 2004; Santé Canada, 2010; IOM, 1998). Le cobalt présent dans la vitamine B₁₂ demeure lié et n'a pas d'incidence sur les concentrations de cobalt libre dans l'organisme. Ainsi, le cobalt provenant de la vitamine B₁₂ ne contribue à aucun effet négatif sur la santé que pourrait avoir l'ion cobalt libre chez l'humain ou les animaux. Après une exposition par voie orale, les sels de cobalt se dissocient complètement ou presque en ion Co²⁺ et en composé anionique. L'ion Co²⁺ est rapidement absorbé dans l'intestin grêle (Ayala-Fierro *et al.*, 1999). Bien que l'absorption du cobalt ingéré puisse varier de 3 à 97 % d'une personne à l'autre selon la dose, la forme et l'état nutritionnel, la fraction absorbée par la majorité des personnes se situe entre 15 et 35 % dans le cas du chlorure de cobalt soluble et entre 1 et 3 % dans le cas de l'oxyde de cobalt relativement insoluble (Christensen *et al.*, 1993, Leggett, 2008). Dans une étude chez l'humain, les chercheurs ont observé que l'absorption gastro-intestinale du cobalt était significativement plus élevée chez les femmes que chez les hommes (Christensen *et al.*, 1993). Des études ont révélé que les personnes à jeun et celles dont le taux de fer est bas absorbent davantage le cobalt que les personnes en bonne santé et bien nourries. Le cobalt et le fer ont une voie d'absorption intestinale commune, mais, pour être absorbé, le cobalt n'a pas besoin de se lier à la ferritine, une protéine de liaison au fer présente dans l'organisme (ATSDR, 2004; Harp et Scoular, 1952; Smith *et al.*, 1972; Sorbie *et al.*, 1971; Reuber *et al.*, 1994; Valberg *et al.*, 1969).

Après une exposition par inhalation au cobalt, principalement sous forme métallique en milieu de travail et sous forme d'oxydes de cobalt dans la poussière aéroportée, le profil de dépôt du cobalt dans les voies respiratoires dépend principalement de la taille des particules. Les grosses particules (> 5 µm) se déposent dans la région nasopharyngée des voies respiratoires supérieures, alors que les plus petites particules se déposent dans la région trachéo-bronchique (2-5 µm) ou dans les sacs alvéolaires (1 µm ou moins) des voies respiratoires inférieures (Klaassen, 2001). Une fois déposées, les grosses

particules et les particules physiologiquement insolubles peuvent être éliminées mécaniquement ou transférées dans le tube digestif, ce qui explique leur faible absorption générale. Les petites particules qui sont plus hydrosolubles peuvent être absorbées et distribuées par les systèmes lymphatique et vasculaire (Bailey *et al.*, 1989; Collier *et al.*, 1989). Des études chez le hamster ont indiqué qu'environ 30 % de l'oxyde de cobalt inhalé est absorbé par les poumons (Wehner *et al.*, 1977).

En général, les études *in vivo* chez les animaux indiquent que l'absorption cutanée du cobalt est relativement faible (ATSDR, 2004; Horev-Azaria *et al.*, 2011; Lauwerys et Lison, 1994). Cependant, un certain nombre de réactions positives aux tests de sensibilisation cutanée et une élimination urinaire élevée du cobalt chez des volontaires humains exposés dans des conditions expérimentales démontrent que le cobalt peut être absorbé par contact cutané (Scansetti *et al.*, 1994). Les études *in vitro* sur l'absorption cutanée de composés de cobalt hautement solubles indiquent aussi que l'absorption cutanée du Co^{2+} est faible; par conséquent, les auteurs ont conclu que l'absorption percutanée était une voie négligeable pour la caractérisation des risques (CoRC, 2010a). D'autres études d'absorption *in vitro* ont révélé que, lorsque de la poudre de cobalt dispersée dans de la sueur synthétique (pH 4,5) était appliquée sur la surface de la peau, une quantité substantielle de cobalt pouvait pénétrer par la peau lésée comparativement à la peau intacte (Filon *et al.*, 2009).

Le cobalt n'est pas métabolisé dans l'organisme, mais se transforme rapidement en Co^{2+} une fois dissout. Après l'absorption, le cobalt est distribué dans tout l'organisme, mais les plus fortes concentrations s'observent dans le foie et le rein. Peu après une administration intraveineuse, le chlorure de cobalt radioactif se dépose principalement dans le foie, lequel peut stocker environ 20 % de la charge corporelle totale en cobalt (Elinder et Friberg, 1986). L'élimination du sang semble s'effectuer en trois étapes, les demi-vies étant de 0,5, 2,7 et 59 jours (Morsy *et al.*, 1970). Le cobalt est éliminé dans l'urine et les excréments. En général, l'élimination fécale est la principale voie d'élimination du cobalt non absorbé, alors que, dans le cas du cobalt absorbé, l'élimination rénale prédomine (Leggett, 2008). Les études chez l'humain et les animaux ont démontré que l'élimination du cobalt s'effectue en plusieurs étapes et que la plus grande partie du cobalt est éliminée rapidement de l'organisme quelle que soit la voie d'exposition. Après une exposition par inhalation à des particules de cobalt en milieu de travail, la première élimination était rapide ($t_{1/2}$ de 2 à 44 h) et principalement attribuable à l'épuration mucociliaire des particules déposées dans la région trachéo-bronchique; venaient ensuite une élimination plus lente ($t_{1/2}$ de 10 à 78 jours), qui pourrait représenter l'élimination par les macrophages des particules de cobalt logées dans les poumons, puis une rétention à long terme du cobalt relativement insoluble (p. ex. oxyde de cobalt) dans le bas des poumons, avec une demi-vie se chiffrant en années (Mosconi *et al.*, 1994). Chez des volontaires humains à qui on avait administré du cobalt par voie orale, la période biologique à long terme allait jusqu'à 625 jours (Beleznyay et Osvay,

1994; Leggett, 2008). Smith *et al.* (1972) ont étudié la rétention du cobalt dans le corps entier chez des volontaires humains en bonne santé qui avaient reçu du chlorure de cobalt radiomarqué ($^{60}\text{CoCl}_2$) par injection intraveineuse. Les périodes biologiques et les pourcentages de rétention étaient de 0,5 jour (44 %), 6 jours (32 %), 60 jours (13 %) et 800 jours (11 %). Un profil de rétention similaire a été signalé par Letourneau *et al.* (1972) après une exposition au $^{58}\text{CoCl}_2$ par injection intraveineuse. L'injection intra-péritonéale de cobalt radiomarqué à des rats a révélé que la plus grande partie du cobalt se déposait initialement dans le foie; toutefois, c'est principalement dans le squelette, suivi des muscles squelettiques, du foie et des reins, que le cobalt s'accumulait à long terme (Barnaby *et al.*, 1968). La concentration du cobalt dans le squelette et les muscles squelettiques augmente avec le temps après l'exposition initiale (Leggett, 2008).

Effets sur la santé humaine

Le cobalt stimule la production de globules rouges et est un puissant inducteur de la transcription de l'érythropoïétine (Davis et Fields, 1958; Unice *et al.*, 2012). Une hausse transitoire du nombre de globules rouges et du taux d'hémoglobine (polycythémie) a été observée dans une étude menée chez six hommes adultes volontaires ayant reçu par voie orale du chlorure de cobalt à une dose d'environ 1 mg Co/kg p.c. par jour pendant 3 semaines (Davis et Fields, 1958). Des effets similaires ont été notés chez des patients sous dialyse ayant reçu du chlorure de cobalt comme traitement de l'anémie à des doses d'environ 0,16 à 0,32 mg Co/kg p.c. par jour pendant plusieurs mois (Duckham et Lee, 1976; Taylor *et al.*, 1977). En revanche, des femmes enceintes à qui on avait administré du chlorure de cobalt pendant le troisième trimestre de grossesse à des doses allant de 0,45 à 0,62 mg Co/kg p.c. par jour n'ont pas montré de hausse du taux d'hémoglobine ou du nombre de globules rouges. De plus, aucun effet sur le développement des fœtus n'a été observé à la suite du traitement des femmes enceintes par le chlorure de cobalt (Holly, 1955). Aucune modification des taux d'hémoglobine n'a été observée chez des enfants de 5 à 9 ans ayant reçu des doses allant jusqu'à 1,8 mg Co/kg p.c. par jour (Jaimet et Thode, 1955, réexaminé par Finley *et al.*, 2012). Bien que la polycythémie soit considérée comme un effet souhaitable chez les patients anémiques, la polycythémie à long terme peut entraîner un ralentissement de l'irrigation sanguine des organes vitaux parce que le sang est plus épais. Parmi les symptômes secondaires initiaux peuvent figurer des maux de tête, une vision floue, un teint rougeâtre, une augmentation de la pression artérielle, des acouphènes et des étourdissements. Les patients peuvent également éprouver des démangeaisons cutanées, en particulier après la douche, en raison de la libération d'histamine par les globules blancs, dont le nombre est augmenté. Dans les cas graves, le faible débit sanguin peut également entraîner la formation de caillots de sang, lesquels augmentent le risque de crise cardiaque, d'accident vasculaire cérébral et d'obstruction pulmonaire. La polycythémie est un effet hématologique réversible, les valeurs étant revenues à la normale après la fin du traitement au cobalt chez les

Évaluation préalable

personnes exposées. Des chercheurs ont aussi avancé que de grandes quantités de sel de cobalt pourraient être administrées à des athlètes comme agent de dopage sanguin de remplacement à cause de la capacité du cobalt à induire la production d'érythropoïétine (Simonsen *et al.*, 2012). La plus faible dose dans l'intervalle des doses n'ayant pas entraîné de polycythémie chez les femmes enceintes, soit 0,45 mg Co/kg p.c. par jour (correspondant à une concentration de cobalt dans le sang complet de 290 µg/L selon le modèle biocinétique dont il sera question plus loin), s'est révélée être le paramètre le plus pertinent pour la caractérisation du risque lié à l'exposition par voie orale au cobalt dans la population générale.

Des effets réversibles sur la thyroïde ont été signalés chez certaines personnes exposées au cobalt par voie orale. Une hyperplasie et une hypertrophie de la thyroïde ont été constatées chez certains enfants anémiques ayant subi un traitement au cobalt à des doses allant de 2,8 à 3,9 mg Co/kg p.c. par jour pendant 3 à 8 mois (Gross *et al.*, 1955; Kriss *et al.*, 1955). Roche et Layrisse (1956) ont constaté une baisse de l'absorption de l'iode chez des adultes en bonne santé à qui ils avaient administré une dose de 0,97 mg Co/kg p.c. par jour pendant 2 semaines, tandis que Paley *et al.* (1958) ont fait état d'observations similaires chez deux des quatre patients qui avaient reçu par voie orale une dose de 0,54 mg Co/kg p.c. par jour pendant 10 à 21 jours. Par contre, aucun effet sur la thyroïde n'a été observé chez certains enfants anémiques à qui on avait administré par voie orale une dose de 1,8 mg Co/kg p.c. par jour pendant 10 semaines, ni chez les mères ou les bébés de femmes enceintes traitées par le chlorure de cobalt à des doses de 0,45 à 0,62 mg Co/kg p.c. par jour (Holly, 1955; Jaimet et Thode, 1955, dans Finley *et al.*, 2012).

Au milieu des années 1960, une série d'études de cas ont été publiées sur le décès par myocardiopathie de grands consommateurs de bière en Amérique du Nord et en Europe. La myocardiopathie est une maladie chronique du muscle cardiaque qui se caractérise par des anomalies à l'électrocardiogramme, une hypertrophie du cœur, une insuffisance ventriculaire gauche, une diminution de la compliance myocardique, un épanchement péricardique et des changements intracellulaires importants, notamment une altération des myofibrilles, du glycogène et des mitochondries cellulaires (Paustenbach *et al.*, 2013). Dans ces études de cas, les sujets buvaient régulièrement de grandes quantités de bière contenant du sulfate de cobalt, qui était ajouté par certaines brasseries en tant que stabilisateur de mousse. Une hyperplasie de la thyroïde a également été observée chez certains de ces grands consommateurs de bière. Selon les estimations, l'exposition de ces personnes au cobalt provenant de la bière était de 0,04 à 0,14 mg Co/kg p.c. par jour, en fonction d'une concentration de cobalt dans la bière de 1 à 1,5 mg/L et d'une consommation de 8 à 30 pintes (4 à 14 litres) par jour (Bonenfant *et al.*, 1969; Alexander, 1972, réexaminé dans ATSDR, 2004; IPCS, 2006). Un fort degré d'incertitude est associé aux estimations des doses signalées chez les consommateurs de bière, car la concentration de cobalt dans la bière, la quantité de bière consommée par ces

personnes et leurs poids corporels ne sont pas bien documentés. Les consommateurs de bière se nourrissaient mal, et ils avaient un régime faible en protéines et, par conséquent, une faible quantité de protéines en circulation dans le sang. En conséquence, ces sujets étaient plus sensibles à la toxicité du cobalt en raison de la présence de concentrations élevées de cobalt non lié à des protéines (cobalt libre) dans le sang et les tissus cardiaques. Kesteloot *et al.* (1968) ont indiqué que les consommateurs de bière qui se nourrissaient bien et qui consommaient des quantités similaires de bière traitée au sulfate de cobalt n'ont pas souffert de problème cardiaque. Les auteurs d'une enquête transversale récente menée dans une installation de production de cobalt en Belgique ont conclu qu'il n'existait pas de relation dose-réponse entre l'exposition professionnelle au cobalt déterminée par la concentration de cobalt dans l'urine, et les paramètres reflétant une myocardiopathie dilatée (Lantin *et al.*, 2013).

Bien qu'il soit peu probable qu'une population en bonne santé soit sujette à de tels problèmes cardiaques, la plus faible valeur de la dose absorbée estimée — 0,04 mg Co/kg p.c. par jour, correspondant à une concentration de cobalt dans le sang complet de 26 µg/L selon le modèle biocinétique dont il sera question plus loin —, d'après les études de cas de l'exposition au cobalt par la consommation de bière a été choisie comme paramètre le plus prudent pour la caractérisation du risque associé à l'exposition au cobalt par voie orale.

Le niveau d'exposition le plus faible associé à des effets respiratoires a été signalé dans une étude transversale chez des personnes exposées en milieu de travail dans l'industrie du diamant, étude dans laquelle les cohortes étaient exposées à de la poussière de cobalt aéroportée issue de l'utilisation de disques de polissage contenant du cobalt (Nemery *et al.*, 1992). Dans cette étude, 194 facetteurs (166 hommes et 28 femmes) de l'industrie de la taille du diamant en Belgique ainsi que 59 travailleurs d'autres ateliers (groupe témoin) dans l'industrie du diamant ont été étudiés. Les sujets ont été divisés en trois catégories d'exposition : témoin (concentration moyenne dans l'air ambiant de $0,0004 \pm 0,0006$ mg Co/m³), faible (concentration moyenne dans l'air ambiant de $0,0053 \pm 0,0032$ mg Co/m³) et élevée (concentration moyenne dans l'air ambiant de $0,0151 \pm 0,0117$ mg Co/m³). Les groupes exposés ont été définis selon des mesures prises dans l'air au moment de l'étude, et l'exposition a été confirmée par la mesure du cobalt dans l'urine. La durée de l'emploi n'a pas été indiquée. Dans le groupe fortement exposition, des augmentations significatives des cas d'irritation des yeux, du nez et de la gorge, de toux et de réduction de la fonction pulmonaire ont été observées. Bien que certains symptômes, tels que la toux et les mucosités, aient été signalés dans le groupe faiblement exposé, ces symptômes n'étaient pas statistiquement significatifs par rapport aux valeurs obtenues dans le groupe témoin. Les concentrations dans l'air de $0,0053$ mg Co/m³ et de $0,0151$ mg Co/m³ ont été déterminées comme étant la concentration sans effet nocif observé (CSENO) et la concentration minimale entraînant un effet nocif observé (CMENO), respectivement. La CMENO de

Évaluation préalable

0,0151 mg Co/m³ a été considérée comme la dose à effet critique pour la caractérisation du risque lié à l'exposition au cobalt par inhalation.

L'Union européenne a classé le cobalt d'après son potentiel de sensibilisation cutanée (« peut entraîner une sensibilisation par contact avec la peau »). Plusieurs essais de sensibilisation cutanée au moyen de l'essai de stimulation locale des ganglions lymphatiques chez la souris indiquent que le cobalt est un sensibilisant cutané potentiel (CoRC, 2010d, f; CoRC, 2013a, b; Ikarashi *et al.*, 1992a, b). Une sensibilisation cutanée a été signalée dans des études menées chez des volontaires humains, chez des travailleurs exposés au cobalt en milieu de travail et dans le cadre d'essais cliniques (CoRC, 2010a; Pratt, *et al.*, 2002; Uter *et al.*, 2005). Dans une étude chez l'humain, lorsque des volontaires ont été exposés au chlorure de cobalt à une dose de 0,02 mg/m², des résultats positifs aux tests de sensibilisation cutanée ont été signalés chez 5 hommes et 30 femmes (CoRC, 2010a). De même, des résultats positifs ont été obtenus dans un essai de corrosion cutanée *in vitro* à l'aide du modèle de peau humaine, dans un essai de stimulation locale des ganglions lymphatiques chez la souris, dans un essai *in vivo* de maximisation chez le cobaye et dans un test épicutané avec adjuvant *in vivo* chez le cobaye (Yamano *et al.*, 2006; Yanagi *et al.*, 2001). La dermatite de contact est fréquente chez l'humain : dans plusieurs études de grande envergure, les tests épicutanés ont permis de détecter une sensibilisation au cobalt chez 10 % ou moins des patients (ATSDR, 2004; IPCS, 2006).

L'Union européenne a classé le cobalt comme un sensibilisant par inhalation (« peut entraîner une sensibilisation par inhalation »). Des cas d'asthme bronchique ont été décrits parmi des travailleurs exposés à diverses formes de cobalt, y compris des particules de cobalt « pur » et d'autres composés de cobalt, dont des sels de cobalt (Nemery *et al.*, 1992; Swennen *et al.*, 1993; ATSDR, 2004).

Calcul des concentrations de cobalt dans le sang complet

Le cobalt est l'une des substances chimiques mesurées dans le cadre de l'étude de biosurveillance de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS). Le cobalt a été mesuré dans le sang et l'urine de plus de 6 000 Canadiens de 3 à 79 ans dans 18 sites au Canada entre 2009 et 2011 (Santé Canada, 2013). Afin de pouvoir utiliser les concentrations sanguines de cobalt mesurées dans la population générale dans le cadre de l'étude de biosurveillance de l'ECMS pour caractériser le risque, il fallait connaître les concentrations correspondantes de cobalt dans le sang complet au point de départ chez les animaux de laboratoire et dans les études épidémiologiques. Étant donné que très peu d'études ont mesuré les concentrations sanguines de cobalt chez des animaux de laboratoire ou l'humain après une administration de cobalt, un modèle biocinétique a été utilisé. Les modèles biocinétiques décrivent le comportement biologique du cobalt inorganique chez l'humain et les animaux de laboratoire et offrent une méthode pour convertir les doses par voie orale en concentrations sanguines

correspondantes au point de départ (Leggett, 1998; Unice *et al.*, 2012; Finley *et al.*, 2012). Le modèle proposé par Leggett (2008) est l'un des modèles biocinétiques les plus complets pour mesurer le cobalt, car il repose sur une vaste base de données de la littérature relative à la distribution du cobalt inorganique chez l'humain et les animaux de laboratoire. De plus, le modèle a été conçu avec l'intention d'intégrer un cadre physiologique réaliste qui représente le cycle du cobalt entre le sang et les tissus et le transfert vers les voies d'excrétion. Unice *et al.* (2012) ont utilisé le modèle biocinétique de Leggett (2008) de pair avec un modèle standard des voies digestives humaines (ICRP, 2006). L'objectif de ce modèle est de prédire les concentrations urinaires ou sanguines de cobalt après différents degrés d'exposition : exposition professionnelle aiguë ou chronique par voie orale, traitement médical, apport nutritionnel, prise de suppléments et autres expositions non professionnelles.

Les concentrations sanguines de cobalt sont considérées comme étant représentatives d'une exposition à l'état d'équilibre, alors que les concentrations urinaires sont représentatives d'une exposition plus récente. Les concentrations urinaires déclinent rapidement dans les 24 heures suivant la fin de l'exposition (Alexandersson *et al.*, 1988). De plus, le cobalt n'est pas métabolisé dans l'organisme. Étant donné l'absence de métabolite, on peut présumer que les concentrations sanguines de cobalt sont relativement en équilibre avec les concentrations tissulaires. Par conséquent, l'estimation des concentrations sanguines est considérée comme un meilleur biomarqueur de l'exposition au cobalt que les concentrations urinaires.

Dans une publication récente, Finley *et al.* (2012) ont utilisé le modèle biocinétique d'Unice *et al.* (2012) pour prédire les concentrations de cobalt dans le sang complet et l'urine pour un certain nombre de critères d'effet du cobalt sur la santé. Dans cette publication, les auteurs ont présumé que la fraction absorbée dans le tractus gastro-intestinal et le poids corporel étaient respectivement de 15 % et de 70 kg. Les concentrations estimées de cobalt dans le sang complet correspondant à la dose par voie orale (0,04 mg Co/kg p.c. par jour) associée à une myocardopathie chez les grands consommateurs de bière mal nourris variaient de 15 à 34 µg/L. La concentration de cobalt dans le sang complet à la DMENO (environ 1 mg Co/kg p.c. par jour) associée à la polycythémie chez des hommes volontaires en bonne santé était de 320 µg/L, et la DSENO (0,53 mg Co/kg p.c. par jour) associée à la polycythémie chez les femmes enceintes se chiffrait à 200 µg/L (Finley *et al.*, 2012). Par ailleurs, les auteurs de cette publication ont conclu que les concentrations sanguines de cobalt constituent un facteur prédictif valable des effets nocifs pour la santé.

Santé Canada (Nong *et al.*, 2013) a utilisé le même modèle d'Unice *et al.* (2012) avec la fraction absorbée dans le tube digestif de 25 % pour estimer la concentration de cobalt dans le sang complet au point de départ associée à la myocardopathie chez les consommateurs de bière. Malgré les données laissant croire à une variation selon le sexe de l'absorption du cobalt, lorsque la fraction

Évaluation préalable

absorbée chez les hommes et celle absorbée chez les femmes ont été combinées, la plupart des personnes présentaient une fraction absorbée du cobalt soluble de l'ordre de 15 à 35 % (Christensen *et al.*, 1993; Leggett, 2008). La tendance centrale de cet intervalle d'absorption, soit environ 25 %, a été utilisée pour estimer la concentration de cobalt dans le sang complet. Cet intervalle applicable au cobalt soluble est aussi compatible avec le taux d'absorption du cobalt inorganique chez les rats matures : l'absorption gastro-intestinale était de 13 à 34 % dans le cas du chlorure de cobalt, mais de 1 à 3 % seulement dans le cas de l'oxyde de cobalt insoluble (ATSDR, 2004). Unice *et al.* (2012) ont signalé les doses quotidiennes et les concentrations sanguines et urinaires moyennes estimées de cobalt après une courte exposition (1 jour) et après une exposition quotidienne continue de longue durée (365 jours) (tableau 1 dans Unice *et al.*, 2012). Ces données ont servi à produire les droites de régression utilisées pour prédire les concentrations sanguines et urinaires d'après la dose par voie orale. Ces concentrations sanguines et urinaires estimées étaient basées sur un poids corporel de 70 kg et une fraction moyenne absorbée présumée de 25 %. Les estimations représentant l'exposition la plus longue (365 jours) ont été utilisées pour l'analyse de régression. La relation linéaire entre la dose quotidienne chronique et les concentrations sanguines ou urinaires de cobalt modélisées après un an peuvent être décrites comme suit :

1. concentration sanguine de cobalt ($\mu\text{g/L}$) = $0,0092 \times (\text{dose de cobalt par voie orale en } \mu\text{g/jour}) + 0,2374$ (R^2 0,99)
2. concentration urinaire de cobalt ($\mu\text{g/L}$) = $0,1095 \times (\text{dose de cobalt par voie orale en } \mu\text{g/jour}) + 0,3741$ (R^2 0,99)

Ces équations de régression laissent croire à une relation linéaire entre l'apport de cobalt par voie orale et les concentrations sanguines et urinaires correspondantes au-delà d'une concentration de fond initiale de cobalt. La concentration de fond est présumée être la concentration statique essentielle stockée dans l'organisme chez les personnes en bonne santé avant la perte ou l'apport de cobalt.

Dans le cas des études d'administration par voie orale dans lesquelles les concentrations sanguines de cobalt n'ont pas été signalées, les concentrations sanguines de cobalt associées à des effets et les doses sans effet ont été estimées à l'aide des équations de régression décrites ci-dessus qui ont été dérivées du modèle biocinétique d'Unice *et al.* (2012) (comme expliqué antérieurement).

D'après les équations de régression décrites ci-dessus, la concentration de cobalt dans le sang complet d'après le point de départ de 0,04 mg/kg p.c. par jour (équivalent de 2 800 μg par jour chez une personne de 70 kg) chez les consommateurs de bière présentant une myocardiopathie a été estimée à 26 $\mu\text{g/L}$. De même, la concentration dans le sang complet d'après le point de

départ de 0,45 mg/kg p.c. par jour (équivalent de 31 500 µg par jour chez une personne de 70 kg) chez les cas de polycythémie a été estimée à 290 µg/L.

Unice *et al.* (2012) et Nong *et al.* (2013) ont appliqué des méthodes de validation pour déterminer l'exactitude des prédictions du modèle. Une description détaillée de la méthode de validation employée par Unice *et al.* (2012) figure dans les articles de Finley *et al.* (2012) et Tvermoes *et al.* (2013). En bref, on a exposé quatre volontaires masculins à 400 µg/jour de cobalt (0,005 mg Co/kg p.c./jour) par voie orale sous forme d'un supplément alimentaire liquide de chlorure de cobalt (Mineralife) pendant 14 jours. Les échantillons de sang ont été prélevés et le cobalt a été dosé avant l'administration et à plusieurs reprises pendant la période d'administration. Les concentrations sanguines de cobalt avant l'administration étaient inférieures à la limite de détection de 0,5 µg/L; la concentration moyenne dans le sang complet des volontaires à la fin de la période d'administration était de 3,6 µg Co/L, et les valeurs variaient de 1,8 à 5,1 µg Co/L. Les données de surveillance dans le sang laissent croire que deux des volontaires ont atteint l'état d'équilibre après 8 ou 9 jours de prise de supplément. Cependant, il a été impossible de déterminer si le reste des volontaires ont atteint l'état d'équilibre pendant la période d'administration, car les concentrations sanguines de cobalt augmentaient encore à la fin du traitement. Lorsque les chercheurs ont appliqué le modèle biocinétique, pour une dose absorbée moyenne par voie orale de 25 %, la concentration de cobalt signalée dans le sang complet à la fin des 14 jours d'exposition était de 2,4 µg/L. Lorsque la concentration sanguine moyenne de cobalt chez les volontaires à la fin de la période d'exposition a été comparée aux prédictions du modèle, les concentrations sanguines de cobalt des volontaires se situaient au plus à 5 % de l'intervalle de concentrations prédit par le modèle biocinétique en présumant d'une absorption gastro-intestinale de 15 à 35 % dans la circulation générale. Ces données montrent que le modèle biocinétique élaboré par Unice *et al.* (2012) prédit avec exactitude les tendances centrales des concentrations de cobalt dans le sang complet pendant une exposition au cobalt par voie orale. Le modèle biocinétique humain (Unice *et al.*, 2012) appliqué dans cette étude indique que, avec un facteur d'absorption moyen par voie orale de 25 %, la concentration de cobalt dans le sang complet devrait augmenter de moins de 1 µg/L lorsque la période d'administration passe de 14 jours à 1 an (Tvermoes *et al.*, 2013).

La deuxième méthode de validation a été utilisée par Nong *et al.* (2013). Tout d'abord, les doses journalières estimées (alimentaires) ont été utilisées pour prédire les concentrations sanguines et urinaires. La dose journalière est considérée comme la principale source d'exposition au cobalt dans la population générale canadienne, et les estimations de doses ont été obtenues auprès de la Direction des aliments de Santé Canada. Ensuite, les estimations alimentaires ont été utilisées de pair avec les droites de régression décrites ci-dessus (équations 1 et 2) pour prédire les concentrations sanguines et urinaires correspondantes. Les concentrations sanguines prédites allaient de 0,28 à

0,40 µg/L, alors que les concentrations urinaires s'échelonnaient entre 0,14 et 1,51 µg/L. Ces concentrations ont à leur tour été comparées aux concentrations sanguines et urinaires mesurées dans l'ECMS. Le cobalt a été détecté chez presque 100 % de la population; la concentration médiane dans le sang complet était de 0,22 µg/L, et la concentration au 95^e centile se chiffrait à 0,40 µg/L (Santé Canada, 2013). Les concentrations urinaires médiane et au 95^e centile étaient respectivement de 0,25 et de 0,97 µg/L (Santé Canada, 2013). Par conséquent, les concentrations sanguines et urinaires prédites à l'aide des équations de régression se situaient dans l'intervalle des concentrations de cobalt mesurées chez les Canadiens.

Les modèles biocinétiques décrits ont été appliqués pour calculer les concentrations de cobalt dans le sang complet à la dose de départ des études de toxicité par voie orale, dans lesquelles une toxicité systémique a été observée. La plupart des études de toxicité par inhalation sur le cobalt font état d'effets liés à la voie d'entrée (pulmonaires). Les lignes directrices relatives au calcul des équivalents de biosurveillance (Hays *et al.*, 2008) indiquent qu'il est inadéquat de calculer les concentrations d'un composé chimique dans le sang complet ou l'urine dans le cas des effets au point d'entrée ou des effets par contact, en particulier lorsque la population générale est exposée par de multiples voies d'entrée. Selon les lignes directrices qu'ont publiées Hays *et al.* (2008), étant donné que les données de biosurveillance ne permettent pas de distinguer les voies d'entrée en cas d'exposition à un composé chimique, les équivalents de biosurveillance calculés à l'aide des valeurs guides d'exposition établies pour protéger contre les effets à la voie d'entrée peuvent être trompeurs à moins que l'on sache que l'exposition à un composé chimique donné survient principalement par la voie d'entrée préoccupante. Par conséquent, les concentrations de cobalt dans le sang complet ou l'urine n'ont pas été établies pour le point de départ d'après les études de toxicité par inhalation.

Effets sur la santé des animaux de laboratoire et effets *in vitro*

Cancérogénicité et génotoxicité

Les études d'exposition professionnelle sont insuffisantes pour évaluer la cancérogénicité des substances contenant du cobalt chez l'humain en raison des effets de confusion (CIC, 2006). Cependant, dans une étude par inhalation de 2 ans chez des rats et des souris exposés au sulfate de cobalt en aérosol ($\text{CoSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) à des doses de 0,11, 0,38 ou 1,14 mg Co/m³, des hausses significatives des tumeurs alvéolaires ou bronchiques bénignes ou malignes ont été observées chez les deux espèces et les deux sexes (significatives à la concentration élevée chez les souris et rats mâles, et significatives aux concentrations intermédiaire et élevée chez les souris et rats femelles) (Butcher *et al.*, 1999; NTP, 1998). Aucune étude de cancérogénicité par voie orale ou cutanée n'a été recensée (IARC, 2006). Cependant, les études de toxicité à court terme et subchronique par voie orale menées chez les animaux et les

études de cas humains ne fournissent aucune donnée étayant une cancérogénicité potentielle systémique ou au niveau d'un site donné par voie orale. D'après les résultats de l'étude par inhalation de 2 ans chez les rongeurs, le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a classé le cobalt élémentaire et les sels de cobalt(II) solubles dans le groupe de cancérogénicité 2B (probablement cancérogène pour l'homme) d'après des preuves insuffisantes chez l'humain et des preuves suffisantes chez les animaux de laboratoire (IARC, 2006). De même, la Commission européenne a classé le chlorure de cobalt et le sulfate de cobalt dans la catégorie de cancérogénicité 2 (devraient être considérés comme cancérogènes pour l'homme) (ESIS, 2006; Commission européenne, 2004a, b). Le National Toxicology Program (NTP) des États-Unis considère le sulfate de cobalt comme une substance « dont on peut raisonnablement présumer qu'elle est cancérogène pour les humains » d'après des preuves suffisantes de cancérogénicité chez les animaux de laboratoire (NTP, 2005).

En 2014, le NTP a effectué une étude d'exposition chronique de rats mâles et femelles et de souris par inhalation de particules de cobalt métallique en aérosol à des concentrations of 0, 1,25, 2,5, ou 5 mg/m³ pendant deux ans. À l'instar de l'étude susmentionnée portant sur le sulfate de cobalt, cette étude a signalé une plus grande incidence d'adénomes alvéolaires ou bronchiolaires ou de carcinomes pulmonaires. Toutefois, cette étude a décelé une incidence accrue de phéochromocytomes bénins et malins de la médullosurrénale, et des adénomes et carcinomes des îlots pancréatiques, ce qui suggère l'existence d'un profil toxicologique particulier à la forme métallique. En outre, on a aussi considéré que la survenue de kératinisation kystique de l'épithélium des poumons, et d'adénomes et celle de carcinomes (combinés) des tubules rénaux pouvaient aussi être liée à l'exposition. À partir de ces éléments probants, le NTP a conclu qu'il existait « des preuves claires d'une activité cancérogène du cobalt sous forme métallique » chez les rats F344/NTac mâles ou femelles et les souris B6C3F1/N mâles ou femelles. En accord avec ces conclusions récentes, le quatorzième rapport du NTCP sur les cancérogènes a inscrit la classe du cobalt et de ses composés qui émettent des ions cobalt *in vivo*, parmi les substances dont « on peut raisonnablement prévoir qu'ils soient cancérogènes chez l'humain ». Cette liste repose sur suffisamment de preuves résultant d'essais en laboratoire sur des animaux de la cancérogénicité de l'exposition par inhalation ou par injection (propre au siège) et soutient les données des études sur les mécanismes de carcinogénèse. (NTP 2016).

Les données de génotoxicité *in vitro* et *in vivo* indiquent que le cobalt élémentaire et les substances contenant du cobalt peuvent endommager l'ADN et les chromosomes. En 2004 le chlorure de cobalt et le sulfate de cobalt furent classés comme des substances mutagènes de catégorie 3 (« substances qui, en raison de possibles effets toxiques sur le développement, suscitent des inquiétudes pour la santé humaine ») par la Commission européenne (ESIS, 2006; Commission européenne, 2004a, b). Lors d'une récente revue de toutes

les données de mutagénicité et de génotoxicité disponibles sur le cobalt dans le cadre d'une réunion sur l'évaluation coopérative des substances chimiques de l'OCDE, les participants ont conclu que « les sels de cobalt solubles ne provoquent pas d'activité mutagène dans des systèmes d'essai bactériens ou mammaliens » (OCDE, 2014). La génotoxicité du cobalt *in vitro* est probablement médiée par des mécanismes indirects, notamment la production d'espèces réactives de l'oxygène, l'augmentation du stress oxydatif et l'inhibition des enzymes de réparation de l'ADN (réexaminé dans IPCS, 2006; OCDE, 2014).

Bien qu'aucune étude de cancérogénicité du cobalt par voie orale n'ait été menée, les études par inhalation chez le rat et la souris (Butcher *et al.*, 1999; NTP, 1998) indiquent que le point de départ des effets cancérogènes était environ 25 fois plus élevé que les doses associées à des effets autres que le cancer, par exemple une diminution de la fonction pulmonaire chez des travailleurs exposés à de la poussière de cobalt (Nemery *et al.*, 1992).

Effets sur la reproduction et le développement

L'Union européenne a classé le chlorure de cobalt et le sulfate de cobalt dans la catégorie 2 des agents toxiques pour la reproduction (« substances devant être assimilées à des substances altérant la fertilité humaine ») (ESIS, 2006; Commission européenne, 2004a, b). Aucune donnée concernant la toxicité potentielle du cobalt élémentaire ou des sels de cobalt(II) solubles pour la reproduction humaine n'était disponible; cependant, des effets sur l'appareil reproducteur masculin ont été observés chez des rongeurs. Des souris mâles ont reçu du chlorure de cobalt dans leur eau potable à raison de 0, 200, 400 ou 800 ppm (0, 9,9, 19,8, 39,7 mg Co/kg p.c. par jour) pendant 12 semaines et ont ensuite été accouplés avec des femelles non traitées. À toutes les doses, les chercheurs ont observé une baisse des implantations, une augmentation du nombre de résorptions, une diminution du nombre de fœtus viables et une baisse du nombre de spermatozoïdes; aux deux doses les plus fortes, ils ont constaté en outre une diminution du poids relatif des testicules ainsi qu'une nécrose et une dégénérescence testiculaires (Elbetieha *et al.*, 2008). Une fertilité réduite, une baisse de la concentration et de la mobilité des spermatozoïdes ainsi qu'une atrophie, une dégénérescence et une nécrose des testicules ont été observées dans plusieurs autres études chez des souris et des rats mâles ayant reçu des doses plus fortes de chlorure de cobalt par voie orale (Anderson *et al.*, 1992, 1993; Corrier *et al.*, 1985; Domingo *et al.*, 1985; Mollenhaur *et al.*, 1985; Nation *et al.*, 1983; Pedigo *et al.*, 1988; Pedigo et Vernon, 1993). Dans une étude de 13 semaines chez des souris exposées à du sulfate de cobalt en aérosol par inhalation, la mobilité des spermatozoïdes était abaissée à une dose de 1,14 mg Co/m³ et plus; à la dose de 11,38 mg Co/m³, les animaux présentaient une atrophie testiculaire, un nombre plus élevé de spermatozoïdes anormaux et une diminution du poids des testicules (Bucher *et al.*, 1990; NTP, 1991).

Évaluation préalable

Chez des rates gravides ayant reçu du sulfate de cobalt par gavage à raison de 5,2, 10,5 ou 21 mg Co/kg p.c. par jour pendant la gestation, les chercheurs ont observé une augmentation statistiquement significative de la fréquence de certains effets : malformations squelettiques, diminution du poids corporel des petits aux jours postnataux 1 et 7, diminution de la survie entre la naissance et le jour postnatal 5 et retards des paramètres du développement postnatal (déploiement du pavillon de l'oreille, percée des incisives, descente des testicules, performance natatoire et réflexe auditif) à toutes les doses par rapport aux animaux témoins. Au jour postnatal 21, le poids corporel, les paramètres du développement et les taux de survie (du jour 5 au jour 21) étaient les mêmes que ceux des témoins. Une légère toxicité maternelle a été observée à la forte dose (augmentation du poids relatif du foie, des surrénales et de la rate; anomalies sériques) (Szakmary *et al.*, 2001).

Les effets du cobalt sur la reproduction et le développement des animaux de laboratoire sont survenus à des doses plus de 100 fois supérieures à la dose associée à une myocardiopathie chez les consommateurs de bière, laquelle est la dose la plus faible entraînant des effets nocifs sur la santé. Par conséquent, les effets sur la reproduction et le développement n'ont pas été considérés comme des effets critiques sur la santé pour la caractérisation des risques pour la santé humaine.

Autres effets sur la santé

Lors d'études à court terme par voie orale dans lesquelles des rats ont reçu du chlorure de cobalt hexahydraté pendant 8 semaines, une augmentation du nombre de globules rouges (polycythémie) a été signalée à la dose de 2,5 mg Co/kg p.c. par jour (Stanley *et al.*, 1947). Dans une étude d'exposition subchronique au chlorure de cobalt chez le rat, une augmentation transitoire des globules rouges et une hausse du taux d'hémoglobine sont survenues à une dose de 0,5 mg Co/kg p.c. par jour, et une polycythémie persistante, à la dose de 2,5 mg Co/kg p.c. par jour (Krasovskii et Fridlyand, 1971). Des effets similaires ont aussi été signalés chez des humains exposés à des substances contenant du cobalt.

Chez des rats ayant reçu du sulfate de cobalt dans leurs aliments pendant 24 semaines à raison de 8,4 mg Co/kg p.c. par jour, l'activité des enzymes cardiaques et la production d'ATP mitochondrial étaient significativement réduites. Les cœurs des animaux traités ont été isolés et présentaient une hypertrophie ventriculaire gauche et une altération de la fonction ventriculaire (Haga *et al.*, 1996; Clyne *et al.*, 2001). Une myocardiopathie a été observée chez des cobayes exposés par gavage oral à du sulfate de cobalt à une dose de 20 mg Co/kg p.c. par jour pendant 5 semaines (Mohiuddin *et al.*, 1970) ainsi que chez des rats exposés à une dose unique de 176,6 mg Co/kg p.c. par gavage (Speijers *et al.*, 1982). Une nécrose de la thyroïde a été observée chez des

Évaluation préalable

souris ayant reçu par voie orale du chlorure de cobalt à raison de 26 mg Co/kg p.c. par jour pendant 15 à 45 jours (Shrivastava *et al.*, 1996).

L'exposition de rats à des substances contenant du cobalt a entraîné des effets neurologiques, dont une réduction légère à modérée de l'activité spontanée, du tonus musculaire, de la réponse au toucher et de la respiration après exposition par gavage à une dose unique de 4,24 mg Co/kg sous forme de chlorure de cobalt (Singh et Junnarkar, 1991). L'exposition à long terme au chlorure de cobalt chez des rats a provoqué un allongement significatif du temps de latence des réflexes à une dose égale ou supérieure à 0,5 mg Co/kg p.c. par jour (Krasovskii et Fridlyand, 1971).

Dans des études par inhalation de 13 semaines et de 2 ans, lorsque des rats et des souris ont reçu du sulfate de cobalt à une dose allant de 0 à 11,38 mg Co/m³, une gamme de lésions inflammatoires, fibreuses et prolifératives ont été observées dans le nez, le larynx et les poumons. La gravité des effets augmentait avec la dose chez les deux espèces (Bucher *et al.*, 1990, 1999; NTP, 1991, 1998).

Confiance à l'égard de la caractérisation des effets sur la santé

La confiance à l'égard de la base de données concernant les effets sur la santé de l'entité cobalt est modérée. Des données sur la toxicité aiguë, la toxicité après administration de doses répétées, la cancérogénicité, la génotoxicité et la toxicité pour la reproduction et le développement chez les animaux de laboratoire sont disponibles, mais aucune étude d'exposition chronique par voie orale ne l'est. Parmi les études chez l'humain figurent des études d'exposition professionnelle au cobalt par inhalation, des études à court terme sur l'exposition par voie orale à des sels de cobalt chez des patients anémiques et des volontaires, et des études d'exposition à long terme par voie orale au sulfate de cobalt chez des consommateurs de bière ainsi que chez des personnes qui prenaient des composés de cobalt comme suppléments alimentaires. La valeur de la base de données est limitée par le petit nombre de sujets dans les études par voie orale chez l'humain ainsi que par l'absence de témoins en bonne santé dans ces études. Les études par inhalation chez l'humain ont une valeur limitée parce que la plupart ont été réalisées dans des milieux professionnels où d'autres substances sont présentes (métaux lourds) et que l'exposition est difficile à caractériser.

La confiance à l'égard de l'utilisation de l'approche de l'entité pour caractériser les effets sur la santé est modérée. Les études de solubilité et de biodisponibilité de plusieurs substances contenant du cobalt indiquent que la plupart des substances inorganiques contenant du cobalt sont solubles et biodisponibles dans des conditions physiologiques (Stopford *et al.*, 2003; CoRC 2010a). Les études chez les rongeurs qui comparent la toxicité aiguë de plusieurs substances organiques contenant du cobalt démontrent que les substances solubles

contenant du cobalt ont une toxicité aiguë relativement similaire quels que soient les contre-ions (Firriolo *et al.*, 1999; Speijers *et al.*, 1982; Stopford *et al.*, 2003). Ces observations confirment le bien-fondé de l'application des données concernant les effets sur la santé de l'entité cobalt pour caractériser les effets sur la santé des substances solubles contenant du cobalt dans le groupe. Toutefois, il existe peu de données sur la toxicité des substances moins biodisponibles contenant du cobalt. L'applicabilité de l'approche de l'entité dans le cas des substances moins solubles contenant du cobalt est incertaine, car elle pourrait susciter plus de prudence à l'égard de ces substances. De même, il existe peu de données sur les substances organométalliques et les UVCB contenant du cobalt. Cependant, la caractérisation du risque est basée sur les paramètres toxicologiques les plus prudents dans la base de données, laquelle tient compte des incertitudes de la base de données relatives aux effets sur la santé des substances du groupe.

La confiance à l'égard du modèle biocinétique utilisé pour prédire les concentrations de cobalt dans le sang complet au point de départ chez les consommateurs de bière aux prises avec une myocardopathie est modérée. Le modèle biocinétique décrit dans Leggett (2008) était basé sur une vaste base de données de la littérature relative à la distribution du cobalt chez les humains et les animaux et intégrait aussi des facteurs physiologiques nécessaires à l'estimation fiable des échanges de cobalt entre les principaux compartiments tissulaires et le sang. Par ailleurs, les méthodes de validation laissent croire que le modèle biocinétique décrit dans Unice *et al.* (2012) prédit avec exactitude les tendances centrales des concentrations de cobalt dans le sang complet dans les divers scénarios d'exposition étudiés. La confiance à l'égard de l'utilisation de la concentration sanguine de cobalt comme mesure de l'exposition à l'état d'équilibre est élevée, tout comme la confiance à l'égard de l'utilisation de la concentration sanguine de cobalt, au point de départ dans l'étude des effets sur la santé, comme dose d'effet relativement à la myocardopathie et à la polycythémie chez l'humain.

10.2 Évaluation de l'exposition

Le cobalt est naturellement présent dans l'environnement et est un élément constitutif de la croûte terrestre à une concentration moyenne de 0,0025 % (ATSDR, 2004). En raison de sa présence naturelle et de son utilisation anthropique, le cobalt est présent dans le sol, la poussière domestique, les particules en suspension dans l'air, les eaux de surface, les eaux souterraines, l'eau potable et les aliments. Les concentrations de cobalt dans l'environnement et les aliments au Canada, lesquelles ont servi à estimer l'apport en cobalt, sont décrites plus loin; les estimations moyennes de la dose quotidienne et les tableaux de données sont présentés à l'annexe G. Outre l'environnement et les aliments, les autres sources d'exposition possible au cobalt comprennent l'utilisation de produits contenant du cobalt, ainsi que les sources industrielles ponctuelles passées ou actuelles, telles les mines.

Il existe des données de biosurveillance concernant la population générale canadienne et des personnes fortement exposées. La mesure du cobalt dans le sang et l'urine représente l'exposition toutes sources confondues. Les méthodes analytiques courantes utilisées pour mesurer les substances inorganiques telles que le cobalt ne permettent pas de déterminer les différents états d'oxydation du cobalt ni d'identifier les substances contenant du cobalt (p. ex. élémentaire, ionique, oxyde ou sous forme de sel). Par conséquent, les données de biosurveillance intègrent l'exposition non seulement par toutes les sources, mais également par toutes les substances contenant du cobalt, naturelles ou anthropiques, qui libèrent l'entité cobalt (notamment les substances figurant au tableau A-1). Un résumé des concentrations de cobalt dans l'environnement et les aliments au Canada est présenté après les données de biosurveillance.

Données de biosurveillance

Le cobalt a été mesuré dans un grand éventail de milieux biologiques dont le sang complet, le sérum, le plasma, l'urine, des tissus humains, le lait humain, les ongles et les cheveux (ATSDR, 2004); les concentrations dans le sang et l'urine sont présentées aux tableaux F-1 et F-2 de l'annexe F. En avril 2013, le gouvernement du Canada a publié les données de biosurveillance nationales du cobalt recueillies de 2009 à 2011 dans le cadre de l'ECMS. Le cobalt a été mesuré dans le sang et l'urine de plus de 6 000 Canadiens âgés de 3 à 79 ans dans 18 sites au Canada entre 2009 et 2011. Afin que les résultats de l'ECMS soient représentatifs de toute la population canadienne, les échantillons ont été pondérés. Les données pondérées représentent 96,3 % de la population canadienne. Les personnes vivant dans les réserves ou d'autres établissements autochtones dans les provinces, les résidents d'établissements, les membres à temps plein des Forces canadiennes, les personnes vivant dans certaines régions éloignées et les personnes vivant dans des zones de faible densité démographique ont été exclues. L'ECMS n'étant pas une enquête ciblée, elle n'a pas ciblé les personnes fortement exposées au cobalt. Le cobalt a été détecté dans le sang de presque 100 % de la population à une concentration médiane dans le sang complet de 0,22 µg/L et à une concentration au 95^e centile de 0,40 µg/L (Santé Canada, 2013). De même, le cobalt a été détecté dans l'urine de 93 % de la population à des concentrations médiane et au 95^e centile de 0,25 et de 0,97 µg/L, respectivement (Santé Canada, 2013). Les concentrations sanguines ne variaient pas selon l'âge. Par contre, les concentrations urinaires étaient significativement plus élevées chez les enfants de 3 à 19 ans que chez les adultes. En général, les concentrations urinaires déclinaient avec l'âge. Par ailleurs, les concentrations sanguines et urinaires étaient plus élevées chez les femmes que chez les hommes, mais les différences n'étaient statistiquement significatives qu'au 95^e centile de concentration. Les concentrations sanguines et urinaires de cobalt étaient plus élevées chez les femmes que dans la population totale, mais les différences n'étaient pas statistiquement significatives.

Évaluation préalable

Les concentrations de cobalt mesurées chez des adultes de la Ville de Québec, des adultes de la côte ouest de la Colombie-Britannique et des enfants de l'Alberta sont similaires aux concentrations dans la population générale du Canada mesurées dans le cadre de l'ECMS, mais elles sont plus faibles que les concentrations mesurées chez les femmes enceintes de l'Alberta (Alberta Health and Wellness, 2008; Clark *et al.*, 2007; INSPQ, 2004; gouvernement de l'Alberta, 2010). Des hausses des concentrations sanguines de cobalt durant la grossesse, suivies d'un déclin après l'accouchement, ont été observées dans d'autres études (Hansen *et al.*, 2011). Le cobalt traverse facilement la barrière placentaire, et les concentrations dans le sang de cordon reflètent les concentrations sanguines chez les mères (Ziaee *et al.*, 2007). Les concentrations sériques de cobalt augmentent chez les nourrissons immédiatement après la naissance au début de l'alimentation (lait humain ou préparation pour nourrissons) (Krachler *et al.*, 1999). Généralement, les concentrations sériques sont légèrement plus élevées que les concentrations dans le sang complet. Les concentrations urinaires de cobalt dans la population canadienne sont similaires à celles mesurées aux États-Unis en 2009-2010 dans le cadre de la National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES) (US CDC, 2013), en France en 2006-2007 (Fréry *et al.*, 2010) et en Allemagne (Heitland *et al.*, 2006).

Des concentrations élevées de cobalt ont été mesurées dans le sang de personnes exposées au cobalt en milieu de travail et de personnes ayant subi un remplacement de la hanche (prothèse à couple de frottement métal-métal), mais ces sous-populations ne sont pas visées par l'évaluation.

Le cobalt total mesuré dans le sang complet est représentatif de l'exposition au cobalt toutes voies et toutes sources confondues, notamment l'environnement, les aliments, les produits consommés fréquemment ou quotidiennement et la vitamine B₁₂. Étant donné que le cobalt est présent naturellement dans la vitamine B₁₂ et considérant que cette vitamine est essentielle à la santé humaine, le cobalt sera toujours présent chez l'humain. La vitamine B₁₂ a été mesurée dans le sérum des Canadiens qui participaient à l'ECMS (MacFarlane *et al.*, 2011; Statistique Canada, 2013). Les enfants (de 3 à 11 ans) présentaient des concentrations de vitamine B₁₂ significativement plus élevées que les adultes. Les concentrations sériques médiane et au 95^e centile de la vitamine B₁₂ chez les Canadiens de 3 à 79 ans étaient respectivement de 0,42 et de 0,85 µg/L. D'après les concentrations de cobalt et de vitamine B₁₂ mesurées lors de l'ECMS, on estime que la vitamine B₁₂ représente environ 10 % du cobalt total mesuré dans le sang; d'autres études ont fait état d'estimations similaires (Hansen *et al.*, 2011). Le cobalt dans la vitamine B₁₂ est séquestré et n'est pas biodisponible comme l'ion cobalt libre. Les concentrations sanguines de cobalt mesurées dans le cadre de l'ECMS sont représentatives de l'exposition à l'état d'équilibre, alors que les concentrations urinaires sont représentatives d'une exposition plus récente. Les concentrations urinaires déclinent rapidement dans les 24 heures suivant la fin de l'exposition (Alexandersson *et al.*, 1988). Les différences d'une personne à l'autre en ce qui concerne l'absorption du cobalt

dans le tube digestif sont grandes et dépendent de la forme du cobalt, de la dose, de l'état nutritionnel et des concentrations de fer chez les sujets (ATSDR, 2004). Des études chez les animaux donnent à penser que les enfants absorbent plus de cobalt par les aliments et les liquides contenant du cobalt que les adultes (ATSDR, 2004) et que l'absorption est plus forte chez les femmes que chez les hommes (Christiansen *et al.*, 1993, tiré de ATSDR, 2004). Une fois absorbé et distribué dans l'organisme, le cobalt est excrété principalement dans l'urine et, dans une moindre mesure, dans les selles (US CDC, 2009). Le cobalt non absorbé est excrété principalement dans les selles.

Environnement et aliments

Comme il est indiqué à la section Sources, utilisations et rejets dans l'environnement du présent rapport, il existe des sources naturelles et des sources anthropiques de cobalt aéroporté. Au Canada, de 2003 à 2008, plus de 4 500 mesures du cobalt dans l'air extérieur (ambient) ont été effectuées et analysées par le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) dans 18 sites au Canada (tableau G-4). Ce réseau pancanadien prélève par filtration des échantillons de particules (PM) d'un diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm (PM₁₀) et procède à des dosages de divers éléments, dont le cobalt, dans les particules. Les particules PM₁₀ sont inhalables et peuvent donc être absorbées dans la circulation générale. Les concentrations médianes aux 18 sites allaient de < 0,05 (limite de détection) à 0,14 ng/m³; les concentrations au 95^e centile variaient de 0,04 à 0,68 ng/m³ (Sable Island et Halifax, Nouvelle-Écosse, respectivement). La valeur maximale signalée était de 5,5 ng/m³ (Dow Settlement, Nouveau-Brunswick) (RNSPA, 2003-2008). Il existe aussi des données canadiennes relatives à l'air extérieur près de plusieurs mines et fonderies dans la région entourant Sudbury, en Ontario. Selon la Sudbury Area Risk Assessment (SARA, 2008), la concentration de cobalt dans la grande majorité des échantillons était inférieure de plusieurs ordres de grandeur à 10 ng/m³, et la concentration maximale absolue dans un échantillon de PM₁₀ prélevé sur 24 heures se chiffrait à 60 ng/m³. Ces concentrations mesurées au Canada sont similaires à celles des États-Unis, où les concentrations aériennes moyennes en milieux urbains vont de moins de 1 à 2 ng/m³ et atteignent 10 ng/m³ près des sources industrielles (ATSDR, 2004).

Santé Canada mène des études sur la qualité de l'air à Windsor (Ontario), à Edmonton et à Calgary (Alberta) et à Halifax (Nouvelle-Écosse). Ces études fournissent des données sur la concentration de cobalt dans diverses fractions de taille de particules (PM₁, PM_{2,5} et PM₁₀) et dans l'air personnel (Windsor), ambient (Windsor, Calgary et Halifax) et intérieur (Windsor, Edmonton et Halifax). Les données sont présentées au tableau G-4. Même si les études ne sont pas directement comparables à cause des différentes méthodes employées pour prélever et analyser les échantillons, lorsque les valeurs de l'air intérieur et de l'air extérieur sont disponibles dans la même étude, les concentrations médianes dans l'air extérieur sont généralement supérieures à celles de l'air

intérieur et de l'air personnel. Globalement, dans toutes les études, les mêmes fractions PM affichaient des concentrations de cobalt similaires, et les concentrations mesurées dans les PM₁₀ extérieures dans l'étude d'évaluation de l'exposition menée à Windsor différaient au maximum par un facteur de 2 de certains sites du RNSPA (p. ex. Montréal, Edmonton et Halifax).

Les concentrations de cobalt dans le sol sont très variables, et le cobalt est souvent présent dans des dépôts minéraux, fréquemment en association avec le minerai de nickel, d'argent, de plomb, de cuivre et de fer (ATSDR, 2004). Le sol et les sédiments sont les principaux puits environnementaux des composés de cobalt. Au Canada, les concentrations de fond de cobalt dans les sols des différentes régions géographiques sont fournies par la Commission géologique du Canada de Ressources naturelles Canada. La Commission géologique du Canada a fait état d'une concentration de cobalt dans le till glaciaire (concentration de fond géologique) allant de 0,25 à 95 mg/kg, avec des concentrations médiane et au 95^e centile de 7 mg/kg et de 23 mg/kg, respectivement (Rencz *et al.*, 2006). Ces résultats sont basés sur l'analyse de 7 398 échantillons prélevés entre 1956 et 2006. La concentration dans le till glaciaire est considérée comme la concentration de fond (abondance normale dans le sol non minéralisé qui n'est pas modifiée par les activités anthropiques) (Rencz *et al.*, 2006). Le rapport de la Commission géologique du Canada indique que les concentrations de fond de cobalt au Canada sont similaires à celles des États-Unis, où la concentration moyenne de cobalt dans le sol s'élève à 7,2 mg/kg (Barceloux, 1999). En 1993, de la terre de jardin a été prélevée dans un périmètre de 15 mètres de 50 résidences d'Ottawa (Ontario), et plusieurs éléments contenus dans cette terre, dont le cobalt, ont été dosés (Rasmussen *et al.*, 2001). Les concentrations médiane et au 95^e centile dans la terre de jardin étaient de 8,05 et de 11,58 mg/kg, respectivement. À Toronto (Ontario), Wiseman *et al.* (2013) ont prélevé et analysé des échantillons de sol en bordure de routes à circulation modérée ou dense et à deux endroits sans circulation et ont ensuite comparé la concentration de cobalt à chaque site. Dans cette étude, les concentrations médianes de cobalt dans tous les échantillons de sol variaient de 6,0 à 10,0 mg/kg et les concentrations minimale et maximale étaient respectivement de 2,3 mg/kg et de 21,0 mg/kg. D'après ces données, des activités anthropiques mineures ne contribuent pas significativement à la variabilité des concentrations de cobalt dans le sol. L'Enquête sur la poussière domestique au Canada (EPDC) a fourni des données représentatives à l'échelle nationale sur la concentration de cobalt dans les résidences canadiennes (Rasmussen, 2013). Parmi les activités de l'EPDC, qui est statistiquement représentative des résidences urbaines au Canada, figurait la mesure du cobalt total et du cobalt bioaccessible dans 1 017 résidences. Les concentrations de cobalt bioaccessible représentent les concentrations de cobalt extrait de l'échantillon dans des conditions biologiquement pertinentes (dans des liquides gastriques simulés). Dans l'EPDC, la bioaccessibilité du cobalt allait de 7 à 98 %, avec une médiane de 35 % (Rasmussen, 2013). Dans le cas du cobalt total, la concentration médiane était de 5,6 mg/kg et la concentration au 95^e centile, de

Évaluation préalable

18,9 mg/kg (Rasmussen, 2013). Ces résultats sont similaires à ceux d'une étude précédente menée dans 48 résidences à Ottawa (Ontario), où les concentrations médiane et au 95^e centile du cobalt total étaient respectivement de 8,77 mg/kg et 13,10 mg/kg (Rasmussen *et al.*, 2001). Les concentrations médiane et au 95^e centile du cobalt bioaccessible signalées dans l'EPDC étaient respectivement de 2,0 et de 5,1 mg/kg (Rasmussen, 2013).

Les mines sont situées à des endroits où existent des formations géologiques riches en minéraux d'intérêt. C'est pour cette raison que les concentrations de métaux dans le sol à proximité des mines actives ou passées et à proximité des raffineries sont généralement plus élevées qu'ailleurs. Des évaluations de sites en particulier ont été réalisées dans plusieurs collectivités de l'Ontario qui subissaient les effets négatifs des activités minières ou du raffinage (MEO, 2011; MEO, 2002; SARA, 2005). Le ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO) a réalisé une étude des sols autour de la Ville de Cobalt et du comté de Coleman (MEO, 2011), région qui est le site d'activités minières depuis 1903. Les concentrations de cobalt dans le sol ont été mesurées dans des secteurs jugés accessibles à la population générale (espaces verts publics, cours d'école, propriétés résidentielles, etc.). Les concentrations moyennes variaient de 6 mg/kg dans des échantillons prélevés sur un sentier de randonnée à 340 mg/kg dans des échantillons prélevés dans des parcs à résidus miniers exposés (concentrations au 95^e centile de 7 et 1 200 mg/kg, respectivement). Sur les 11 sites jugés accessibles à la population générale, neuf affichaient des concentrations moyennes inférieures à 40 mg/kg. À Port Colborne, en Ontario, ville située près d'une raffinerie de métaux, les concentrations de cobalt dans le sol variaient de 5 à 262 mg/kg, et la concentration moyenne était de 51 mg/kg (MEO, 2002). La présence de cobalt dans le sol résulte du dépôt atmosphérique du cobalt émis par les cheminées locales sur de longues périodes (MEO, 2002). La Ville de Sudbury, en Ontario, compte plusieurs mines et installations de traitement. Dans une étude portant sur de multiples substances, dont le cobalt, réalisée à cet endroit, la moyenne arithmétique des concentrations de cobalt était de 55,23 mg/kg (intervalle de 6,28 à 246,00 mg/kg) dans des échantillons de poussière prélevés dans 86 résidences et de 28,80 mg/kg (intervalle de 13,6 à 45,1 mg/kg) dans des échantillons prélevés dans dix écoles élémentaires (SARA, 2005).

Bien qu'il n'existe actuellement aucune recommandation canadienne concernant le cobalt dans l'eau potable (Santé Canada, 2009c), le cobalt est couramment mesuré dans les installations de traitement de l'eau potable et dans les réseaux de distribution au Canada. Les mesures du cobalt dans l'eau potable sont représentatives des sels solubles et des particules en suspension. Des données provinciales étaient disponibles pour l'Alberta, le Manitoba, l'Ontario, le Nouveau-Brunswick et la Saskatchewan, et les concentrations sont présentées au tableau G-5 (courriels envoyés en 2013 par le Bureau de la qualité de l'air et de l'eau de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes [BERSE] de Santé Canada; non cités dans la bibliographie). Des

données étaient aussi disponibles auprès de plusieurs villes canadiennes : Toronto (Ontario), Montréal (Québec), Winnipeg (Manitoba), Victoria (Colombie-Britannique) et Ottawa (Ontario) (Ville d'Ottawa, 2008, 2009, 2010; Ville de Winnipeg, 2008, 2009, 2010; CRD Water Services, 2008, 2009, 2010, 2011; Montréal, 2008, 2009, 2011; Toronto Water, 2008, 2009, 2010). Une enquête nationale a été menée en 1981 pour déterminer les concentrations de certaines substances inorganiques, dont le cobalt, dans l'eau potable canadienne provenant d'un réseau de distribution (Méranger *et al.*, 1981). D'après les échantillons représentatifs prélevés au robinet après 5 minutes de rinçage au débit maximal, les auteurs de l'enquête ont conclu que les concentrations de cobalt n'étaient pas significativement augmentées dans l'eau potable du robinet comparativement à l'eau brute et à l'eau traitée (Santé Canada, 2009 b). Par conséquent, on considère que les concentrations mesurées dans les installations de traitement et les réseaux de distribution sont représentatives des concentrations dans l'eau du robinet, et la source de cobalt dans l'eau potable est associée à l'eau brute qui entre dans l'installation de traitement. Le cobalt n'est pas fréquemment détecté dans l'eau potable; la valeur médiane la plus élevée au-delà de la limite de détection était de 0,11 µg/L en Ontario, et des concentrations atteignant 6,1 µg/L ont été signalées (courriels envoyés en 2013 par le Bureau de la qualité de l'air et de l'eau de Santé Canada au BERSE de Santé Canada; non cités dans la bibliographie).

Le cobalt est un élément essentiel de la vitamine B₁₂; toutefois, comme il a été expliqué précédemment, les méthodes analytiques employées pour mesurer les concentrations de cobalt dans l'environnement et les aliments ne permettent pas de distinguer les formes de cobalt. Le cobalt est le seul métal qui fait partie intégrante d'une vitamine chez l'humain. L'ion cobalt est essentiel à de nombreuses autres formes de vie, telles les bactéries du sol ou du rumen, où il participe à la synthèse de la vitamine B₁₂. Comme il est mentionné plus haut, le cobalt est naturellement présent dans le sol et est utilisé dans certains engrais et certains suppléments pour animaux; par conséquent, il peut être présent à de faibles concentrations dans une grande variété d'aliments par suite de son absorption par les végétaux et le bétail. Le cobalt peut aussi pénétrer dans les aliments par enrichissement, pendant la transformation, l'emballage ou la préparation des aliments. Le cobalt est présent dans les matières servant à l'emballage des aliments, et sa migration à partir des matières en céramique en contact avec les aliments augmente de pair avec l'acidité du contenu (Demont *et al.*, 2012). Le cobalt est aussi présent en tant qu'impureté des concentrés de matières colorantes utilisés dans les barquettes de poly(téréphtalate d'éthylène (courriels envoyés en 2013 par la DGPSA de Santé Canada au BERSE). Les estimations de l'apport alimentaire sont produites par Santé Canada et sont basées sur des repas préparés; elles tiennent donc compte à la fois des sources naturelles et des sources anthropiques de cobalt dans les aliments. Des données relatives aux concentrations totales de cobalt dans les aliments, les préparations pour nourrissons et l'eau potable figurent dans le rapport de l'Étude canadienne sur l'alimentation totale (ECAT) de 1986 à

Évaluation préalable

1988 (Dabeka, 1989; Dabeka et McKenzie, 1995), de 1992 à 1999 (Santé Canada, 2009 b) et de 2000 à 2007 (Santé Canada, 2009 b). S'appuyant sur l'ECAT de 1986 à 1988, Dabeka et McKenzie (1995) ont déterminé que les produits de boulangerie-pâtisserie, les céréales et les légumes étaient les catégories qui contribuaient le plus à l'apport alimentaire en cobalt. Les résultats de l'ECAT de 2007 allaient dans le même sens : les produits de boulangerie-pâtisserie, les céréales et les légumes contribuent le plus à l'apport en cobalt, et les produits laitiers y contribuent aussi de façon marquée. Les concentrations de cobalt mesurées dans les aliments et les boissons achetés et les apports estimés d'après ces résultats sont aussi disponibles (Santé Canada, 2009b). L'ECAT estime l'apport dans tous les groupes d'âge, hommes et femmes combinés; la combinaison facilite les comparaisons annuelles. Les études menées de 1993 à 1997 ont été combinées en une seule estimation, 0,24 µg/kg p.c. par jour, et pour chacune des huit années entre 2000 à 2008, les apports estimés se chiffraient à 0,21, 0,20, 0,20, 0,17, 0,26, 0,17, 0,32, et 0,21 µg/kg p.c. par jour (Santé Canada, 2009b), et sont donc stables.

Plusieurs rapports internationaux et un rapport canadien sur les concentrations de cobalt dans le lait humain ont été recensés (voir le tableau G-3 pour connaître les détails). Une étude canadienne a signalé les concentrations de cobalt dans le lait maternel de 43 mères allaitantes; les auteurs ont comparé la composition du lait des mères d'enfants prématurés et des mères d'enfants nés à terme pendant les trois premiers mois; les concentrations médianes se situaient dans un intervalle de 0 à 6 µg/L (Friel *et al.*, 1999). Dix-huit concentrations médianes ont été signalées : 17 étaient inférieures ou égales à 2 µg/L, et une était de 6 µg/L. La tendance centrale (médiane ou moyenne arithmétique) des concentrations de cobalt mesurées dans des échantillons de lait maternel d'autres pays est de < 0,001 à 1,40 µg/L.

Produits

Comme il est indiqué à la section Sources les utilisations et rejets dans l'environnement du présent rapport, les substances contenant du cobalt sont présentes dans une vaste gamme de produits offerts aux Canadiens, dont les peintures et les revêtements, les cosmétiques et les produits de santé naturels, , en plus d'entrer dans la composition d'objets manufacturés avec lesquels la population générale pourrait entrer en contact. La voie d'exposition au cobalt la plus fréquente dans la population générale par suite de l'utilisation de ces produits est présumée être la voie cutanée, considérant que le cobalt de la vitamine B12 n'est pas biodisponible. La population générale peut aussi être exposée au cobalt indirectement (p. ex. traces de catalyseur demeuré dans un produit en plastique, émissions des cheminées d'installations industrielles, composant de la poussière domestique intérieure issue de peintures ou de revêtements contenant du cobalt) ou directement (p. ex. utilisation d'un produit cosmétique contenant un pigment à base de cobalt, ou action de peindre une pièce au moyen d'une peinture contenant du cobalt). Ces expositions peuvent

être quotidiennes ou occasionnelles. Globalement, la principale voie d'exposition est la voie cutanée; par exemple, certaines substances contenant du cobalt sont présentes dans les produits de maquillage des yeux (courriels envoyés en 2011 et 2013 par la Direction de la sécurité des produits de consommation de Santé Canada au BERSE de Santé Canada; non cités dans la bibliographie), et, comme l'indique la section Toxicocinétique, l'absorption cutanée par la peau intacte est faible. Le cobalt biodisponible absorbé, par suite de l'utilisation de produits fréquemment ou quotidiennement utilisés est représenté dans les données de biosurveillance de l'ECMS quelle que soit la voie d'exposition.

Résumé de l'exposition

Bien que les données sur les concentrations sanguines de cobalt représentent l'exposition totale au cobalt toutes sources confondues, elles ne permettent pas de déterminer les sources individuelles ou la mesure dans laquelle ces sources contribuent à l'exposition totale. Des estimations moyennes de la dose quotidienne de cobalt issue de l'air, de l'eau, des aliments, des boissons, de la poussière domestique et du sol dans la population générale du Canada ont été produites afin d'identifier les principales sources d'exposition en comparant la contribution relative des différents milieux et aliments à la dose totale; ces estimations sont présentées au tableau A7.1. Les doses estimées varient de 0,64 µg/kg p.c. par jour chez les nourrissons non allaités et déclinent avec l'âge jusqu'à 0,19 µg/kg p.c. par jour chez les plus de 60 ans. Dans tous les groupes d'âge, les aliments représentent la principale source d'exposition, soit au moins 98 % de la dose totale selon les estimations; le sol et la poussière contribuent peu aux doses estimées chez les nourrissons, les bambins et les enfants, jusqu'à 1,7 %; quant à l'air (intérieur et ambiant) et à l'eau potable, ils ne contribuent pas de façon importante à l'exposition totale. Les Canadiens qui vivent à proximité de sources d'émissions ponctuelles actuelles ou passées, par exemple les mines et les fonderies, sont exposés à des concentrations plus fortes dans le sol et la poussière que ceux qui vivent dans un endroit exempt de source ponctuelle. Cependant, la tendance centrale diffère environ par un facteur de 4 et de 10, respectivement, entre les sols et la poussière contaminés par des émissions de cobalt et ceux qui ne le sont pas. Par conséquent, même aux endroits où existe une source ponctuelle de cobalt, l'alimentation devrait demeurer la principale source d'exposition. Dans l'ensemble, l'absorption et l'excrétion estimées du cobalt sont plus grandes chez les enfants que chez les adultes, mais des concentrations sanguines similaires ont été observées, et il n'existe pas de différence statistiquement significative entre les concentrations sanguines de la population générale et celles des sous-populations réparties selon l'âge ou le sexe.

Le cobalt absorbé est représenté dans les données de biosurveillance de l'ECMS, qu'elles que soient la voie ou la source d'exposition

Confiance à l'égard de la base de données sur l'exposition

La confiance à l'égard de la base de données sur l'exposition est élevée. Les données canadiennes sur les concentrations de cobalt dans tous les milieux et dans les aliments proviennent de multiples sites ou encore d'études représentatives à l'échelle nationale. Ces études ont fait état des concentrations de cobalt total, soit le cobalt provenant de toutes les substances contenant du cobalt, solubles ou insolubles, et des sources naturelles ou anthropiques. De plus, les concentrations sanguines de cobalt mesurées dans le cadre de l'ECMS étaient disponibles. Les concentrations sanguines représentent tout le cobalt absorbé provenant de toutes les sources anthropiques et naturelles, des milieux de l'environnement et des aliments ainsi que de l'exposition découlant de l'utilisation de produits contenant du cobalt. La dose journalière totale provenant de l'environnement et des aliments chez les Canadiens adultes peut être convertie en équivalent sanguin (voir la section Modèles biocinétiques de l'Évaluation des risques pour obtenir plus de détails) afin de permettre la comparaison avec les concentrations mesurées chez les Canadiens dans le cadre de l'ECMS. La dose estimée de 0,23 µg/kg p.c. par jour est égale à une concentration sanguine estimée de 0,39 µg/L (tableau A6.1), laquelle est très près du 95^e centile mesuré dans l'ECMS (0,40 µg/L). Cette très faible différence renforce l'hypothèse que les doses estimées provenant de l'environnement et des aliments représentent la plus grande partie de l'exposition. Les concentrations sanguines de cobalt signalées à la suite de l'ECMS représentent 96,3 % de la population canadienne âgée de 3 à 79 ans. Bien qu'il n'existe pas de concentration sanguine nationale de cobalt pour les enfants de moins de 3 ans, aucune différence liée à l'âge n'est à prévoir. Aucune tendance liée à l'âge n'a été observée dans l'ensemble de données de l'ECMS. Les comparaisons des concentrations sanguines dans la population avec celles obtenues dans des études comptant des enfants de moins de 5 ans en Alberta et des enfants de 2 à 6 ans en Allemagne et dans des études menées sur des femmes enceintes, des nouveau-nés et du sang de cordon ne révèlent pas de différence liée à l'âge dans les concentrations sanguines de cobalt. La dose et l'excrétion urinaire estimées sont plus grandes chez les enfants que chez les adultes, et les concentrations sanguines sont comparables. Par ailleurs, le cobalt a été mesuré dans le sang des mères qui participaient à l'étude mère-enfant sur les composés chimiques de l'environnement (MIREC); ces données ont été recueillies à des fins futures. L'étude MIREC comptait plus de 2 000 participants de 10 villes canadiennes, mais les données ne sont pas encore connues.

10.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

Étant donnée la disponibilité des données de biosurveillance du cobalt, nous pouvons caractériser le risque que pose le cobalt sur la santé humaine en comparant les concentrations dans le sang complet mesurées dans la population canadienne générale et leurs équivalents dans le sang complet associés aux

Évaluation préalable

effets critiques sur la santé constatés lors d'études chez les animaux de laboratoire et les humains.

Le cobalt total mesuré dans le sang complet représente l'exposition à toutes les formes de cobalt, toutes voies et sources confondues. D'après les données de l'ECMS, la concentration médiane de cobalt dans le sang complet est de 0,22 µg/L et la concentration au 95^e centile est de 0,40 µg/L (10 % du cobalt mesuré provient de la vitamine B₁₂) (Santé Canada, 2013).

Deux paramètres ont été retenus pour la caractérisation du risque : la myocardiopathie chez des consommateurs chroniques de bière, et la polycythémie chez des personnes traitées par le cobalt. La dose minimale par voie orale associée à une toxicité chronique chez l'humain est de 0,04 mg Co/kg p.c. par jour, dose à laquelle une myocardiopathie a été observée chez de grands consommateurs de bière qui s'alimentaient mal. À l'aide d'un modèle biocinétique, une concentration de 26 µg /L dans le sang complet a été calculée pour ce point de départ. Ce paramètre d'effet critique est compatible avec les évaluations menées auparavant par d'autres organismes de réglementation (ATSDR, 2004; IPCS, 2006). Il est toutefois jugé très prudent, car les consommateurs de bière qui s'alimentaient bien n'ont pas présenté d'effet cardiaque à la concentration estimée de 34 µg/L dans le sang complet.

Étant donné que la myocardiopathie ne s'observe que chez des personnes dont l'état de santé est gravement altéré et qui consomment de façon chronique de grandes quantités d'alcool, l'utilisation de ce paramètre pourrait n'être adéquate que pour protéger une sous-population atypique sensible. Par conséquent, la polycythémie (augmentation du nombre de globules rouges dans le sang) observée chez des humains a été retenue comme autre paramètre d'effet critique pour la caractérisation des risques pour la population générale. Une augmentation du nombre de globules rouges et du taux d'hémoglobine a été observée chez des volontaires et des patients anémiques ayant reçu des sels de cobalt par voie orale à des doses s'approchant de 1 mg Co/kg p.c. par jour pendant plusieurs semaines à plusieurs mois (Davis et Fields, 1958). Bien que cet effet soit souhaitable chez les patients anémiques, la polycythémie à long terme peut entraîner des effets secondaires indésirables chez les personnes en bonne santé, par exemple un risque élevé d'accident vasculaire cérébral ou de crise cardiaque parce que le sang devient plus épais. Par conséquent, le point de départ de 0,45 mg/kg p.c. par jour (équivalent d'une concentration de cobalt dans le sang complet de 290 µg/L), auquel la polycythémie n'a pas été détectée chez des femmes enceintes, a été choisi pour la caractérisation des risques (Holly, 1955). De plus, la polycythémie est un effet hématologique réversible, les valeurs des personnes exposées étant revenues à la normale après la fin du traitement au cobalt.

La comparaison des concentrations de cobalt dans le sang complet aux doses d'effet critique en ce qui concerne la toxicité à doses répétées par voie orale

Évaluation préalable

(26 µg/L pour la myocardopathie) avec les concentrations médiane et au 95^e centile de cobalt dans le sang complet dans la population générale (0,22 et 0,40 µg/L, respectivement) a permis d'établir à environ 118 et 65, respectivement, les marges d'exposition. La concentration sanguine estimée pour la DSENO dans le cas de la polycythémie était d'environ 290 µg/L, et les marges d'exposition résultantes basées sur les concentrations moyennes et au 95^e centile dans le sang complet dans la population générale se chiffraient respectivement à 1 318 et 725. Les marges d'exposition calculées d'après la myocardopathie chez les consommateurs de bière, qui est la plus faible dose dans la base de données humaines, sont considérées comme adéquates pour protéger les humains des effets nocifs répertoriés dans la base de données animales, y compris les effets sur la reproduction et le développement, car ces effets n'ont été observés qu'à des doses plus de 100 fois supérieures à la dose d'effet critique utilisée pour calculer les marges d'exposition. Puisque les points de départ considérés dans la caractérisation du risque sont fondés sur les effets chez les humains, nous ne prendrons pas en compte la variabilité interspécifique lorsque nous déterminerons l'adéquation des marges d'exposition. En outre, dans leurs publications récentes, Finley et al. (2013) et Tvermoes et al. (2014) n'ont trouvé aucun effet cliniquement significatif dans l'état de santé de volontaires masculins et féminins exposés à environ 1 mg de Co par jour pendant respectivement 31 et 90 jours. Ces deux études rapportent des concentrations maximales de cobalt dans le sang de 91 et 117 µg/L respectivement.

L'appareil respiratoire est le principal siège des lésions après une exposition par inhalation au cobalt chez les animaux de laboratoire et l'humain. La dose d'effet critique établie d'après les études chez l'humain est une concentration minimale avec effet nocif observé (CMENO) de 0,0151 mg Co/m³ chez des travailleurs exposés à de la poussière de cobalt dans des ateliers de taille de diamants (Nemery *et al.*, 1992). La fréquence de la toux et de l'irritation des yeux, du nez et de la gorge était significativement élevée, et la fonction pulmonaire était significativement réduite, dans ce groupe (0,0151 mg Co/m³) comparativement aux sujets non exposés. Dans une étude d'exposition chronique par inhalation, une hausse significative des tumeurs alvéolaires ou bronchiques bénignes ou malignes a été observée chez les rats et les souris (Bucher *et al.*, 1999; NTP, 1998). La plus faible dose à laquelle des tumeurs ont été signalées (0,38 mg Co/m³) est 25 fois plus élevée que la dose d'effet critique chez l'humain (0,0151 mg Co/m³).

L'absorption quotidienne maximale par inhalation est estimée être inférieure à 0,001 µg/kg p.c. par jour (< 0,2 % de la dose quotidienne par voie orale) à partir de la plus forte concentration au 95^e centile ($2,8 \times 10^{-7}$ mg/m³), dans les particules PM₁₀ présentes dans les échantillons d'air personnel prélevés à Windsor en Ontario. Une comparaison de la dose d'effet critique pour la toxicité par inhalation (CMENO de 0,0151 mg/m³ chez l'humain) avec l'estimation au 95^e centile de l'exposition de la population générale ($2,8 \times 10^{-7}$ mg/m³) donne

une marge d'exposition d'environ 53 000. Une marge d'exposition de 1 340 000 a été calculée relativement aux tumeurs du poumon répertoriées dans la base de données sur les rongeurs. Ces marges d'exposition sont jugées adéquates pour tenir compte des incertitudes dans les bases de données relatives aux effets sur la santé et à l'exposition. Les marges d'exposition calculées d'après les concentrations de cobalt dans le sang complet des Canadiens mesurées lors d'une enquête représentative à l'échelle nationale, les concentrations de cobalt dans les échantillons d'air personnel et les doses d'effet prudentes sont jugées adéquates pour tenir compte des incertitudes dans les bases de données sur les effets sur la santé et l'exposition. Il y a donc lieu de conclure que le cobalt et le cobalt issu des substances contenant du cobalt ne répondent pas au critère de l'alinéa 64c) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

10.3.1 Incertitude liée à l'évaluation des risques pour la santé humaine

La principale voie d'exposition au cobalt dans la population générale est la voie orale (l'exposition par inhalation est estimée à 0,16 % de l'exposition totale). Il existe peu de données toxicologiques sur les effets chroniques de l'exposition par voie orale au cobalt; toutefois, les données tirées des études d'exposition à court terme ou subchronique ne permettent pas de croire que la cancérogénicité serait un paramètre pertinent après une exposition à long terme par voie orale.

Si, d'une part, les études d'exposition chronique du NTP chez des rongeurs aient révélé que les voies respiratoires constituent la principale cible de l'activité cancérogène après l'inhalation d'aérosols de substances contenant du cobalt, d'autre part, l'étude récente du NTP avec des aérosols de cobalt métallique a permis d'observer des tumeurs sur la médullosurrénale et les îlots pancréatiques du rat. Toutefois, la surrénale et le pancréas n'ont pas été désignés comme les organes cibles après l'exposition par voie orale, ce que suggère que ces effets ne résulteraient pas de l'exposition directe par la voie d'exposition. En contrepartie, ces mêmes effets ont seulement été relevés avec le cobalt métallique comme matériel d'essai, ce qui suggère un effet toxicologique particulier de cette forme spécifique du cobalt. L'exposition à long terme des humains à différentes substances cobaltifères ne s'est pas traduit par la prévalence de la formation de tumeur.

Le modèle biocinétique utilisé pour prédire les concentrations sanguines de cobalt au point de départ reposait sur une population constituée d'hommes adultes en bonne santé. Par conséquent, il existe des incertitudes à savoir si le modèle peut être appliqué aux enfants et aux femmes. Il existe aussi des incertitudes concernant la fraction de cobalt absorbée. Selon les prédictions du modèle, 25 % du cobalt ingéré serait absorbé dans le tube digestif, mais l'absorption peut varier en fonction de divers facteurs. Cependant, les données

de biosurveillance disponibles laissent croire que la Canadienne moyenne présente une concentration sanguine de cobalt similaire à celle du Canadien moyen. L'hypothèse selon laquelle, en moyenne, 25 % du cobalt ingéré est absorbé est jugée raisonnable.

11 Conclusion

Compte tenu de toutes les données décrites dans la présente évaluation préalable, le cobalt et les composés solubles de cobalt présentent un risque d'effets nocifs sur les organismes.

Il y a lieu de conclure que le cobalt et les composés solubles de cobalt répondent au critère de l'alinéa 64a) de la LCPE du fait qu'ils pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. Cependant, il y a lieu de conclure que le cobalt et les composés solubles de cobalt ne posent pas de risque à l'intégrité globale de l'environnement et ne répondent pas au critère de l'alinéa 64b) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie. Il a été déterminé que le cobalt et ses composés solubles satisfont aux critères de persistance, mais pas à ceux de bioaccumulation, énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE.

Les marges d'exposition calculées d'après les concentrations de cobalt dans le sang complet des Canadiens mesurées lors d'une enquête représentative à l'échelle nationale, les concentrations de cobalt dans les échantillons d'air personnel et les doses d'effet prudentes sont jugées adéquates pour tenir compte des incertitudes concernant les bases de données sur effets sur la santé et l'exposition. Il y a donc lieu de conclure que le cobalt et le cobalt issu des substances contenant du cobalt ne répondent pas au critère de l'alinéa 64c) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il y a lieu de conclure que le cobalt et les composés solubles de cobalt répondent à l'un des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Références

Abballe A, Ballard TJ, Dellatte E, Dellatte E, di Domenico A, Ferri F, Fulgenzi AR, Grisanti G, Iacovella N, Ingelido AM, Malisch R, Miniero R, Porpora MG, Risica S, Ziemacki G, De Felip E. 2008. Persistent environmental contaminants in human milk: Concentrations and time trends in Italy. *Chemosphere* 73:S220-S227.

[ACIA] Agence canadienne d'inspection des aliments. 1997. T-4-093 – Normes pour les métaux dans les engrais et les suppléments [Internet]. Ottawa (Ont.) : Agence canadienne d'inspection des aliments. [consulté en août 2013]. Disponible à l'adresse : <http://www.inspection.gc.ca/vegetaux/engrais/circulaires-a-la-profession/t-4-93/fra/1305611387327/1305611547479>

Adam C, Baudin JP, Garnier-Laplace J. 2001. Kinetics of ^{110m}Ag, ⁶⁰Co, ¹³⁷Cs, and ⁵⁴Mn Bioaccumulation from water and Depuration by the Crustacean *Daphnia Magna*. *Water Air Soil Pollut.* 125: 171-188.

Alberta Environment. 2002. Lake Wabamun water quality and sédiment survey. Preliminary report. Edmonton (AB): Alberta Environment, ISBN 0-7785-2296-0, 37 p, disponible à l'adresse : <http://environment.gov.ab.ca/info/library/5811.pdf>.

Alberta Environment. 2003. A survey of metals and trace organic compounds in sédiments from Wabamun Lake and other Alberta lakes. Edmonton (AB): Alberta Environment, ISBN 0-7785-2501-4, 147 p, disponible à l'adresse : <http://environment.gov.ab.ca/info/library/5703.pdf>.

Alberta Environment. 2006. Wabamun Lake Oil Spill August 2005: Data report for Water and Sédiment Quality in the Pelagic Area of the Lake (August 4-5 to September 15, 2005). Edmonton (AB): Alberta Environment, ISBN 0-7785-4589-X, 99 p, disponible à l'adresse : <http://environment.gov.ab.ca/info/posting.asp?assetid=7657&categoryid=5>.

Alberta Health and Wellness. 2008. The Alberta Biomonitoring Program: Chemical Biomonitoring in Serum of Pregnant Women in Alberta. Edmonton: Alberta Health and Wellness, ISBN 978-0-7785-6695-3 [cité le 2 mai 2013], disponible à l'adresse : <http://www.health.alberta.ca/documents/Chemical-Biomonitoring-2008.pdf>.

Alexander CS. 1969. Cobalt and the heart. *Annals of Internal Medicine*. 70:411-413 [cité dans IPCS, 2006].

Alexander CS. 1972. Cobalt-beer cardiomyopathy. A clinical and pathologic study of twenty eight cases, *Am. J. Med.* 53:395–417.

Alexandersson R. 1988. Blood and urinary concentrations as estimators of cobalt exposure. *Arch Environ Health* 43(4):299-303 [cité dans US CDC, 2009].

Alvarez-Puebla RA, Valenzuela-Calahorro C, Garrido JJ. 2004. Retention of Co(II), Ni(II), and Cu(II) on a purified brown humic acid. Modeling and characterization of the sorption process, *Langmuir* 20:3657-3664.

Anderson MB, Lepak K, Farinas V, George WJ. 1993. Protective action of zinc against cobalt-induced testicular damage in the mouse, *Reprod Toxicol* 7:49-54.

Anderson MB, Pedigo NG, Katz RP, George WJ. 1992. Histopathology of testes from mice chronically treated with cobalt. *Reprod Toxicol* 6:41-50.

Évaluation préalable

ARCHE Consulting. 2012. Predicted No Effect Concentration (PNEC) calculator. August 2012, Belgique, ARCHE [cite en juillet-août 2013], disponible à l'adresse : <http://www.arche-consulting.be/2013/01/16/new-soil-pnec-calculator-is-available/>.

Arnot JA, Gobas FAPC. 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ Rev.* 14: 257-297.

Asante KW, Agusa T, Mochizuki H, Ramu K, Inoue S, Kubodera T, Takahashi S, Subramanian A, Tanabe S. 2008. Trace elements and stable isotopes ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) in shallow and deep-water organisms from the East China Sea. *Environ Pollut.* 156:862-873.

Association canadienne des carburants. 2014. The Fuels Industry. [Modifié en 2012, consulté le 7 oct. 2013], disponible à l'adresse : http://canadianfuels.ca/index_e.php?p=65 / <http://canadianfuels.ca/en/the-fuels-industry> [en français : Association canadienne des carburants. 2014. Notre industrie. Disponible à l'adresse : <http://canadianfuels.ca/fr/notre-industrie>].

Association minière du Canada 2015). Commentaires de l'Association datés du 15 février 2015 reçus pendant la période de commentaires par le public de l'ébauche d'évaluation préliminaire dur cobalt. Gatineau (Québec). Environnement Canada, Division de l'évaluation environnementale. 23 p. tableau 23.

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2004. Toxicological Profile for Cobalt. [Internet]. Atlanta (GA): U.S. Department of Health and Human Services, ATSDR. Disponible à l'adresse : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp33.html>.

Ayala-Fierro F, Firriolo JM, Carter DE. 1999. Disposition, toxicity, and intestinal absorption of cobaltous chloride in male Fischer 344 rats. *J Toxicol Environ Health A*, 56:571–591.

Bailey MR, Kreyling WG, Andre S, Bachelor A, Collier CG, Drosselmeyer E, Ferron GA, Foster P, Haider B, Hodgson A, et al. 1989. An interspecies comparison of the lung clearance of inhaled monodisperse cobalt oxide particles- Part 1: Objectives and summary of results. *J Aerosol Sci.* 20: 169-188.

Barceloux DG. 1999. Cobalt. *Clin Toxicol* 37(2): 201-216.

Barnaby CF, Smith T, Thompson BD. Dosimetry of the radioisotopes of cobalt. 1968. *Phys Med Biol* ;13:421–33.

[BDIPSN] Base de données d'ingrédients de produits de santé naturels [base de données sur Internet]. 2013. Version 2.1. Ottawa (Ont.), Santé Canada. [Consulté en avril 2013]. Disponible à l'adresse : <http://webprod.hc-sc.gc.ca/nhpid-bdipsn/search-rechercheReq.do?url=&lang=fra>.

[BDPPP] Base de données sur les produits pharmaceutiques [base de données sur Internet]. 2013. Ottawa (Ont.). Santé Canada [consulté en août 2013], disponible à l'adresse : <http://webprod5.hc-sc.gc.ca/dpd-bdpp/language-langage.do?lang=fra&url=t.search.recherche>.

[BDPSNH] Base de données des produits de santé naturels homologués [base de données sur Internet]. 2013. Version 1.0. Ottawa (Ont.), Santé Canada. [Consulté le 10 avril 2013]. Disponible à l'adresse : <http://webprod5.hc-sc.gc.ca/lnhpd-bdpsnh/index-fra.jsp>.

Beleznyay E, Osvay M. 1994. Long-term clearance of accidentally inhaled ^{60}Co aerosols in humans. *Health Physics*, 66:392–399. Biosearch Inc. 1980. Philadelphia, PA. (Study no. 80-1975A), study conducted for Tenneco Chemicals, Inc., Saddle Brook, NJ (In US HPV, 2005).

Évaluation préalable

Bencko V, Wagner V, Wagnerova M, Reichrtova E. 1983. Immuno-biochemical findings in groups of individuals occupationally and non-occupationally exposed to emissions containing nickel and cobalt. *Journal of Hygiene, Epidemiology, Microbiology and Immunology*, 27(4):387–394. [cité dans IPCS 2006].

[BGS] British Geological Survey. 2009. Cobalt Commodity Profile. Nottingham (UK): British Geological Survey [Internet]. [consulté en sept. 2009] Disponible à l'adresse : <http://www.bgs.ac.uk/mineralsuk/industry/2009/09aug.html#cobalt>.

Borgmann U, Norwood WP. 1995. Kinetics of excess background copper and zinc in *Hyalella azteca* and their relationship to chronic toxicity. *Can J Fish Aquat Sci.* 52: 864-874.

Bonenfant JL, Auger C, Miller G, Chenard J, Roy PE. 1969. Quebec beer-drinkers' myocardiosis: pathological aspects. *Ann N Y Acad Sci.* 156(1):577-582.

Borgmann U, Couillard Y, Doyle P, Dixon G. 2005. Toxicity of sixty-three metals and metalloids to *Hyalella azteca* at two levels of water hardness. *Environ Toxicol Chem.* 24: 641-652.

Borgmann U, Norwood WP, Dixon DG. 2004. Re-evaluation of metal bioaccumulation and chronic toxicity in *Hyalella azteca* using saturation curves and the biotic ligand model. *Environ Pollut.* 131: 469-484.

Bowie E A, Hurley p.J. 1975. Cobalt chloride in the treatment of refractory anaemia in patients undergoing long-term haemodialysis. *Aust N Z J Med.* 5: 306–314.

[BQEA] Santé Canada. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air. 2013a. Données de spectrométrie de masse à source à plasma inductif tirées de l'Étude de la qualité de l'air intérieur à Edmonton (2010). [Données inédites].

[BQEA] Santé Canada. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air. 2013 b. Données de spectrométrie de masse à source à plasma inductif tirées de l'étude spatiale de Calgary (2010, 2011). [Données inédites].

[BQEA] Santé Canada. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air. 2013c. Données de spectrométrie de masse à source à plasma inductif tirées de l'étude spatiale de Halifax (2010, 2011). [Données inédites].

Brewitz E, Larsson CM Larsson M. 1996. Responses of nitrate assimilation and N translocation in tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill) to reduced ambient air humidity. *J Exp Bot.* 47 (300): 855-861.

Brodner W, Bitzan P, Meisinger V, Kaider A, Gottsauner-Wolf F, Kotz R. 2003. Serum Cobalt Levels After Metal-on-Metal Total Hip Arthroplasty. *J Bone Joint Surg Am.* 85A(11):2168-2713.

Brookins DG. 1988. Eh–pH diagrams for geochemistry. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag. 175 p.

Bucher JR, Elwell MR, Thompson MB, Chou BJ, Renne R, Ragan HA. 1990. Inhalation toxicity studies of cobalt sulfate in F344/N rats and B6C3F1 mice. *Fundam and Appl Toxicol*, 15:357–372.

Bucher JR, Hailey JR, Roycroft JR, Haseman JK, Sills RC, Grumbein SL, Mellick PW, Chou BJ. 1999. Inhalation toxicity and carcinogenicity studies of cobalt sulfate. *Toxicol.Sci.* 49: 56–67.

Camarasa JMG. 1967. Cobalt contact dermatitis. *Acta Dermato-Venereologica*, 47(5): 287-292.

Évaluation préalable

Camner, p., Boman, A., Johansson, A., Lundborg, M., Wahlberg, J.E. 1993. Inhalation of cobalt by sensitised guinea pigs: Effects on the lungs. *Br. J. ind. Med.* 50: 753–757.

Campbell LM, Norstrom RJ, Hobson KA, Muir DCG, Backus S et Fisk AT. 2005 Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynya, Baffin Bay). *Sci Total Environ.* 351-352: 247-263.

Campbell PGC. 1995. Interactions between trace metals and aquatic organisms: A critique of the free-ion activity model. In: Tessier A, Turner Dr (eds.) *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*. Chichester (England): John Wiley and Sons Ltd. p 45-102.

Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*, L.C. 1999, ch. 33. *Gazette du Canada*, Partie III, vol. 22, n° 3, disponible à l'adresse : <http://publications.gc.ca/gazette/archives/p3/1999/g3-02203.pdf>.

Canada. Ministère de l'Environnement. 2009a. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant les substances du groupe 10 du Défi*. *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 143, n° 25, p. 1796–1810, disponible à l'adresse : <http://publications.gc.ca/gazette/archives/p1/2009/2009-06-20/pdf/g1-14325.pdf>.

Canada. Ministère de l'Environnement. 2009a. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances inanimées (chimiques) inscrites sur la Liste intérieure*. *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 143, n° 40, le 3 octobre 2009. , disponible à l'adresse : <http://publications.gc.ca/gazette/archives/p1/2009/2009-10-03/pdf/g1-14340.pdf>.

Canada. Ministère de l'Environnement. 2011a. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Annonce de mesures prévues d'évaluation et de gestion, le cas échéant, des risques que certaines substances présentent pour la santé des Canadiens et l'environnement*. *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 145, n° 41. , disponible à l'adresse : <http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2011/2011-10-08/html/notice-avis-fra.html>.

Canada. Ministère de l'Environnement. 2011 b. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances contenant du cobalt*. *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 146, n° 22, le 2 juin 2012, disponible à l'adresse : <http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2012/2012-06-02/html/notice-avis-fra.html>.

Canada. 2013. *Loi sur les aliments et drogues : Règlement sur les instruments médicaux*, le 25 juin 2013, DORS/98-282.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique 2007. In : *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux*, Conseil canadien des ministres de l'environnement.

[CDI] The Cobalt Development Institute. 2006. Cobalt Fact Sheet 8: Electronics. Surrey, United Kingdom, [consulté le 5 février 2010] Disponible à l'adresse : <http://www.thecdi.com/cobaltfacts.php>.

[CDI] The Cobalt Development Institute. 2011. Cobalt Fact Sheet 10: Supply and Demand. Surrey, United Kingdom, [2013 Jul] Disponible à l'adresse : <http://www.thecdi.com/cobaltfacts.php>.

Christensen JM, Poulsen OM, Thomsen M. 1993. A short-term crossover study on oral administration of soluble and insoluble cobalt compounds: sex differences in biological levels. *Int Arch Occup Environ Health*, 65(4):233–40.

Évaluation préalable

Clark NA, Teschke K, Rideout K, Copes R. 2007. Trace element levels in adults from the west coast of Canada and associations with age, gender, diet, activities, and levels of other trace elements. *Chemosphere*, 70: 155–164.

Clyne N, Hofman-Bang C, Haga Y, Hatori N, Marklund SL, Pehrsson SK, Wibom R. 2001. Chronic cobalt exposure affects antioxidants and ATP production in rat myocardium. *Scand J Clin Lab Invest* 61(8):609-614.

Collier CG, Bailey MR, Hodgson A. 1989. An interspecies comparison of the lung clearance of inhaled monodisperse cobalt oxide particles — Part V: Lung clearance of inhaled cobalt oxide particles in hamsters, rats and guinea-pigs. *J Aerosol Sci.* 20(2):233–247.

Commission européenne. 2004a. Summary Record Meeting of the Technical Committee C&L on the Classification and Labelling of Dangerous Substances. Meeting at Riga, 12-14 May 2004. European Commission Directorate General JRC. Joint Research Centre. Institute for Health and Consumer Protection. European Chemicals Bureau. ECBI/147/04 – Rev. 3. Disponible à l'adresse : http://ecb.jrc.ec.europa.eu/documents/Classification-Labelling/ADOPTED_SUMMARY_RECORDS/14704r3_sr_TC_C&L_HEALTH_0504.pdf.

Commission européenne. c2000a. IUCLID Dataset, Octanoic acid, CAS No. 124-7-2 [Internet]. Year 2000 CD-ROM edition. [endroit inconnu]: European Chemicals Agency, European Commission. [créé le 18 février 2000; consulté le 18 juillet 2013]. Disponible à l'adresse : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/124072.pdf.

Commission européenne. c2000b. IUCLID Dataset, Sodium phosphate acid, CAS No. 7558-80-7 [Internet]. Year 2000 CD-ROM edition. [endroit inconnu]: European Chemicals Agency, European Commission. [créé le 19 février 2000; consulté le 18 juillet 2013]. Disponible à l'adresse : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/7558807.pdf.

Commission européenne. 2004 b. Cobalt sulphate. Rectificatif à la directive 2004/73/CE de la Commission du 29 avril 2004. Annexe IA. Journal officiel de l'Union européenne. 16.6.2004. L216/20. Commission européenne. 29^e ATP. Disponible à l'adresse : <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=OJ:L:2004:216:FULL&from=FR>.

Commission géologique du Canada. 2001. Ensembles de données géochimiques du Programme national de reconnaissance géochimique du Canada (PNRG). Recherche de données sur les lacs, les sédiments et les ruisseaux. Dossier public 2952. Disponible à l'adresse : http://geochem.nrcan.gc.ca/cdogs/content/tables/list_pub_fr.htm.

Commission géologique du Canada et Teck Cominco Metals Ltd. 2001. Preliminary Assessment of Background Concentrations of Elements in Soil from the Trail Area. December 2001. Disponible à l'adresse : <http://www.teck.com/DocumentViewer.aspx?elementId=111076>.

Commission géologique du Canada. 2002. Dossier public 4171: The deposition of trace elements on the land/surface soil in the Wabamun Lake area, Alberta, Canada. Ottawa (ON). 66 p. Disponible à l'adresse : http://geopub.nrcan.gc.ca/moreinfo_e.php?id=213042&_h=ca.

Conestoga-Rovers and Associates. 2009. Baseline information on major municipal solid waste landfills in Canada. Rapport inédit préparé pour Environnement Canada.

Conestoga-Rovers and Associates. 2013. Landfill Monitoring Data – Correlation, Trends, and Perspectives. Report Number 9. Rapport inédit préparé pour Environnement Canada. 435 p.

Corazza M, Baldo, F, Pagnoni A, Virgili A. 2009. Measurement of nickel, cobalt and chromium in toy make-up by atomic absorption spectroscopy. *Acta Derm Venerol* 89:130-133.

Évaluation préalable

[CoRC] *The Cobalt REACH Consortium Ltd.* 2004. A Survey of Consumer Exposure to Cobalt. July 2004. 44p. Rapport inédit présenté à Environnement Canada dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques.

[CoRC] *The Cobalt REACH Consortium Ltd.* 2010a. Cobalt di(acetate), CAS RN 71-48-7, EC Number 200-755-8. September 2010. 308 p. Rapport inédit présenté à Environnement Canada dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques.

[CoRC] *The Cobalt REACH Consortium Ltd.* 2010 b. Cobalt carbonate, CAS RN 513-79-1, EC Number 208-169-4. September 2010. 309 p. Rapport inédit présenté à Environnement Canada dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques.

[CoRC] *The Cobalt REACH Consortium Ltd.* 2010c. Cobalt sulphide, CAS RN 1317-42-6, EC Number 215-273-3. September 2010. 309 p. Rapport inédit présenté à Environnement Canada dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques.

[CoRC] *The Cobalt REACH Consortium Ltd.* 2010d. Cobalt oxide, CAS RN 1307-96-6, EC Number 215-154-6. September 2010. 309 p. Rapport inédit présenté à Environnement Canada dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques.

[CoRC] *The Cobalt REACH Consortium Ltd.* 2010e. Cobalt dihydroxide, CAS RN 21041-93-0, EC Number 244-166-4. September 2010. 322 p. Rapport inédit présenté à Environnement Canada dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques.

[CoRC] *The Cobalt REACH Consortium Ltd.* 2012. Chemical Safety Report for Cobalt, CAS RN 7440-48-4, EC Number 231-158-0. November 2012. 241 p. Rapport inédit présenté à Environnement Canada dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques.

[CoRC] *The Cobalt REACH Consortium Ltd.* 2013a. Stearic acid, cobalt salt (Octadecanoic acid, cobalt salt), CAS RN 13586-84-0, EC Number 237-016-4. April 2013. 307 p. Rapport inédit présenté à Environnement Canada dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques.

[CoRC] *The Cobalt REACH Consortium Ltd.* 2013 b. Chemical Safety Report for Naphthenic acid, cobalt salt, CAS RN 61789-51-3, EC Number 263-064-0. April 2013. 316 p. Rapport inédit présenté à Environnement Canada dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques.

Corrier DE, Mollenhauer HH, Clark DE, Hare MF, Elissalde MH. 1985. Testicular degeneration and necrosis induced by dietary cobalt. *Veterinary Pathology*, 22:610–616.

Cotton FA, Wilkinson G. 1988. *Advanced inorganic chemistry*, 5th edition. Toronto (ON): John Wiley and Sons. 1455 p.

Couillard Y, Grapentine LC, Borgmann U, Doyle P, Masson S. 2008. The amphipod *Hyalella azteca* as a biomonitor in field deployment studies for metal mining. *Environ. Pollut.* 156: 1314-1324.

[CRD] Capital Regional District. 2008. 2008 Treated Water Quality Below Japan Gulch Plant.

[CRD] Capital Regional District. 2009. 2009 Treated Water Quality Below Japan Gulch Plant.

[CRD] Capital Regional District. 2010. 2010 Treated Water Quality Below Japan Gulch Plant.

[CRD] Capital Regional District. 2011. 2011 Treated Water Quality Below Japan Gulch Plant.

CSIRO 2007. Toxicity and Bioavailability of Cobalt in Terrestrial Environments. Wendling, L., Kirby, J., McLaughlin, M. et Ma, Y. CSIRO Centre for Environmental Contaminants IN Redeker E,

Évaluation préalable

F Degryse, E Smolders. 2008. Toxicity of Cobalt in soils: Summary of conclusion (i) Toxicity data and modeling bioavailability for effects assessment. Final report to Cobalt Development Institute. September 2008.

Dabeka RW, McKenzie AD. 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. *J AOAC Int* 78(4): 897-909.

Dabeka RW. 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.

Dave G, Xiu R. 1991. Toxicity of mercury, copper, nickel, lead, and cobalt to embryos and larvae of zebrafish, *Brachydanio rerio*. *Arch Environ Contam Toxicol*. 21: 126-134.

Davis JE, Fields JP. 1958. Experimental production of polycythemia in humans by administration of cobalt chloride. *Proc Soc Exp Biol Med* 99:493-495. [cité dans IPCS 2006].

De Schamphelaere KAC, Lien TH Nguyen et Colin R Janssen. 2008. Bioavailability and Aging of Cobalt in Soils Invertebrate Toxicity Testing. Testing laboratory: Laboratory of Environmental Toxicology and Aquatic Ecology Ghent University. A report to the Cobalt Development Institute. Guildford, Surrey, United Kingdom.

DeForest, DK, Brix KV, Adams WJ. 2007. Assessing metal accumulation in aquatic environments: the inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration. *Aquat Toxicol*. 84: 236-246.

Degryse F, Smolders E, Parker DR. 2009. Partitioning of metals (Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn) in soils: concepts, methodologies, prediction and applications – a review. *Eur J Soil Sci*. 60: 590-612.

Demont M, Boutakhrit K, Fekete V, Bolle F, Van Loco J. 2012. Migration of 18 trace elements from ceramic food contact material: influence of pigment, pH, nature of acid and temperature. *Food and Chem Toxicol*. 50: 734-743.

Di Toro DM, Mahony JD, Hansen DJ, Scott KJ, Carlson A, Ankley GT. 1992. Acid volatile sulphide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments. *Environ Sci Technol*. 26, 96–101.

Di Toro DM, Kavvas CD, Mathew R, Paquin PR, Winfield RP. 2001. The Persistence and Availability of Metals in Aquatic Environments. ICME, International Council on Metals in the Environment, 67p.

Diamond J, Winchester D, Mackler W, Rasnake J, Fanelli J, Gruber D. 1992. Toxicity of cobalt to freshwater indicator species as a function of water hardness. *Aquatic Toxicol*. 22, 163-180.

Diamond ML, Mackay D, Cornett RJ, Chant LA. 1990. A model of the exchange of inorganic chemicals between water and sediments. *Environ Sci Technol*. 24: 713-722.

Domingo JL, Paternain JL, Llobet JM, Corbella J. 1985. Effects of cobalt on postnatal development and late gestation in rats upon oral administration. *Rev Esp Fisiol* 41:293-298.

Donaldson JD, Beyersmann J. 2005. Cobalt and Cobalt Compounds [Internet]. Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, online version. Disponible à l'adresse : http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/14356007.a07_281.pub2/full [accès restreint].

Évaluation préalable

Duckham JM, Lee HA. 1976. The treatment of refractory anaemia of chronic renal failure with cobalt chloride. *Q J Med* 178:277-294.

[ECHA] European Chemicals Agency. 2012. Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.16: Environmental exposure estimation, Version 2.1. Helsinki (FI): European Chemicals Agency. Disponible à l'adresse : http://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r16_en.pdf.

Elbetieha A., Al-Thani AS, Al-Thani, RK, Darmani H, Owais W. 2008. Effects of Chronic Exposure to Cobalt Chloride on the Fertility and Testes in Mice. *J. Appl Biol Sci.* 2(1):01-06.

Eleftheriadis K, Colbeck I. 2001. Coarse atmospheric aerosol: size distributions of trace elements. *Atmos. Environ.* 35: 5321-5330.

Elinder CG, Friberg L. 1986. Cobalt. Chapter 9 in *Handbook on the Toxicology of Metals*, 2nd edition. Eds. Friberg, Nordberg, Vouk editors.

Environnement Canada. 1988. Données de la Liste intérieure des substances (LIS), 1984-1986, recueillies en vertu du paragraphe 25(1) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1988)*, et conformément au guide de déclaration à la Liste intérieure des substances [Guide]. Données préparées par Environnement Canada.

Environnement Canada. 2006. Guidance for conducting ecological assessments under CEPA, 1999: science resource technical series, technical guidance module: Sludge amendment. Working document. Gatineau (QC): Environment Canada, Ecological Assessment Division.

Environnement Canada. 2007a. Catégorisation écologique des substances inscrites sur la liste intérieure des substances (LIS) [Internet]. [mis à jour et révisé en mai 2007]. Environnement Canada, disponible à l'adresse : http://web.archive.org/web/20040716191614/http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/lis/cat_index.cfm.

Environnement Canada. 2007 b. Le traitement thermique des DSM au Canada, présenté à Environnement Canada par GENIVAR Ontario Inc., en collaboration avec Ramboll Danmark A. mars 2007. Disponible à l'adresse : <http://www.ec.gc.ca/gdd-mw/default.asp?lang=Fr&n=D54033E4-1&offset=1&toc=show>.

Environnement Canada. 2009a. Données sur certaines substances inanimées recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* : *Avis concernant certaines substances inanimées (chimiques) sur la Liste intérieure des substances*. Données préparées par Environnement Canada, Programme des substances existantes.

Environnement Canada. 2010a. Données sur les substances du lot 10 recueillies à partir de sources volontaires et en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* : *Avis concernant les substances du groupe 10 du Défi*. Données préparées par Environnement Canada, Programme des substances existantes.

Environnement Canada. 2010 b. Le recyclage des piles au Canada mise à jour de 2009 – Sommaire. Pollution et déchets. Disponible à l'adresse : <http://www.ec.gc.ca/gdd-mw/default.asp?lang=Fr&n=52DF915F-1&offset=4&toc=show>.

Environnement Canada. 2010c. *Evaluation of the Ecological Effects of Cobalt in Soil*. Rapport technique Ottawa (Ontario) Environnement Canada, Laboratoire de la toxicologie des sols, Section de l'évaluation biologique et normalisation.

Évaluation préalable

Environnement Canada. 2011. Waste to Energy: A Technical Review of Municipal Solid Waste Thermal Treatment Practices – Final Report. Unpublished report prepared for Environment Canada by Stantec, Burnaby, B.C. Project No. 1231-10166. March 2011. 339 p.

Environnement Canada. 2012a. Données sur certaines substances contenant du cobalt recueillies à partir de sources volontaires et en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* : *Avis concernant certaines substances contenant du cobalt*. Données préparées par Environnement Canada, Programme des substances existantes.

Environnement Canada. 2012 b. Programme de surveillance des Grands Lacs (<http://www.ec.gc.ca/scitech/default.asp?lang=Fr&n=3F61CB56-1>). Données recueillies dans le cadre du National Fish Contaminants Program (programme national de contaminants dans le poisson). Base de données partagée par la Great Lakes Water Quality Monitoring Division avec la Ecological Assessment Division.

Environnement Canada. 2013a. Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement – Cobalt. Gatineau (Qué.) : Environnement Canada, Bureau national des recommandations et des normes. Disponible à l'adresse : <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=92F47C5D-1>.

Environnement Canada. 2013 b. Biomonitoring Information System for the Yukon (BISY) [CD-Rom on the Internet] Environment Canada. [consulté en août 2013] Disponible à l'adresse : <http://yukonwater.ca/monitoring-yukon-water/networks/details?network=13>.

Environnement Canada. 2013c. Data collected under the Chemicals Management Plan Environmental Monitoring and Surveillance Program. Données inédites.

Environnement Canada. 2013d. Unpublished confidential reports submitted to Environment Canada under the Environmental Effects Monitoring (EEM) Program of the *Metal Mining Effluent Regulations* (MMER) and *Pulp and Paper Effluent Regulations* (PPER). Gatineau (QC): Environment Canada, Forestry Products and Fisheries Act Division.

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada 2016a. Document d'appui : Physical/Chemical Properties, Environmental Fate and Potential for Bioaccumulation. Gatineau (Québec): ECCC. Renseignements à l'appui de l'évaluation préalable du cobalt et des substances contenant du cobalt. Disponible sur demande auprès de : Substances@ec.gc.ca.

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada 2016b. Document d'appui : Analysis and potential for release of cobalt-containing inorganic UVCBs substances generated by metal smelting and refining. Gatineau (Québec): ECCC. Renseignements à l'appui de l'évaluation préalable du cobalt et des substances contenant du cobalt. Disponible sur demande auprès de : Substances@ec.gc.ca.

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada 2016c. Document d'appui : Ecological Effects. Gatineau (Québec): ECCC. Renseignements à l'appui de l'évaluation préalable du cobalt et des substances contenant du cobalt. Disponible sur demande auprès de : Substances@ec.gc.ca.

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada 2016d. Document d'appui : Ecological Exposure Assessment and Characterization of Ecological Risk Gatineau (Québec): ECCC. Renseignements à l'appui de l'évaluation préalable du cobalt et des substances contenant du cobalt. Disponible sur demande auprès de : Substances@ec.gc.ca.

Environnement Canada, Santé Canada. 1994. Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation : le chrome et ses composés [Internet]. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Santé Canada. [19 juillet 2013]. Disponible à l'adresse : <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh->

Évaluation préalable

semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/chromium_chrome/chromium_chrome-fra.pdf.

Environnement Canada, Santé Canada. 2011a. Évaluation préalable pour le Défi concernant le cobalt (cobalt élémentaire), numéro de registre du Chemical Abstracts Service 7440-48-4; dichlorure de cobalt, numéro de registre du Chemical Abstracts Service 7646-79-9; sulfate de cobalt, numéro de registre du Chemical Abstracts Service 10124-43-3; acide sulfurique, sel de cobalt, numéro de registre du Chemical Abstracts Service 10393-49-4 [Internet]. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Santé Canada. Disponible à l'adresse : <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=8E18277B-1>.

Environnement Canada, Santé Canada. 2011 b. Évaluation préalable pour le Défi concernant l'acide 2-éthylhexanoïque, numéro de registre du Chemical Abstracts Service 149-57-5 [Internet]. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Santé Canada. [19 juillet 2013]. Disponible à l'adresse : <http://www.chemicalsubstanceschimiques.gc.ca/challenge-defi/summary-sommaire/batch-lot-11/149-57-5-fra.php>.

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2005. Initial risk-based prioritization of high production volume (HPV) chemicals. Cobalt salts of C8 to C13 Carboxylic acids including neodecanoic acid, cobalt salt, (CAS 27253-31-2), Fatty acids, C9 to C13 Neo, cobalt salts (CAS 68955-83-9) and hexanoic acid, 2-ethyl, cobalt salt (CAS 136-52-7). Washington (DC): US EPA, HPV Challenge Program. [consulté le 2013-10-01] Disponible à l'adresse : <http://www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/metalcarb/c14172rt9.pdf>.

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2009. Initial risk-based prioritization of high production volume (HPV) chemicals. Octanoic acid (CAS 124-07-2). Washington (DC): US EPA, HPV Challenge Program. [consulté le 2013-07-18] Disponible à l'adresse : http://www.epa.gov/chemrtk/hpvis/rbp/Category_C7-C9%20Aliphatic%20Aldehydes_Web_April%202009.pdf.

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2013. Coal Combustion Products, Industrial Materials Recycling. [Internet] Last updated 2013-05-21. Disponible à l'adresse : <http://www.epa.gov/osw/conservation/imr/ccps/index.htm>.

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1987. Ambient Water Quality Criteria for Zinc - 1987. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C, EPA-440/5-87-003.

Ephraim JH, Marinsky JA, Cramer SJ. 1989. Complex-forming properties of natural organic acids – fulvic acid complexes with cobalt, zinc and europium. *Talanta* 36(4): 437-443.

[ESIS] European Chemical Substances Information System [base de données sur Internet]. 2006. Version 4.5. European Chemical Bureau (ECB). Disponible à l'adresse : <http://ecb.jrc.it/esis>.

[ETRMA] 2010. Tyre and General Rubber Goods Generic Exposure Scenario Emission Factor Guidance for Formulation and Industrial Version 2.0. Prepared for: ETRMA, Brussels, Belgium Prepared by: ChemRisk LLC Pittsburgh, PA.

[EURAR] European Union risk assessment report [final?]. Nickel CAS No.: 7440-02-0 [Internet]. 2008. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. [consulté le 22 juillet 2013]. Disponible à l'adresse : <http://echa.europa.eu/documents/10162/cefd8bc-2952-4c11-885f-342aac769b3>.

Evans JC, Abel KH, Olsen KB, Lepel EA, Sanders RW, Wilkerson CL, Hayes DJ, Mangelson NF. 1985. Characterization of trace constituents at Canadian coal-fired power plants. Report for the Canadian Electricity Association, vol. 1, Phase I, 172 p. as cité dans Goodarzi, F. 2013.

Évaluation préalable

Evans LJ. 2000. Fractionation and Aqueous Speciation of Zinc in a Lake Polluted by Mining Activities, Flin Flon, Canada. *Water Air Soil Poll.* 122: 299-316.

Expert Group on Vitamins and Minerals (EGVM). 2003. Safe Upper Levels for Vitamins and Minerals. Food Standards Agency, London.

[FAO] Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1990. Energy conservation in the mechanical forest industries. FAO Forestry Paper 93. Rome (Italie). Disponible à l'adresse : <http://www.fao.org/docrep/t0269e/t0269e00.htm>.

FDRL. 1984. Acute oral LD50 study of cobalt sulphate lot no. S88336/A in Sprague-Dawley rats. FDRL study no. 8005D. Food and Drug Research Laboratories, Inc., Waverly, NY. April 11, 1984. [cité dans ATSDR 2004].

Filon FL, D'Agostin F, Crosera M, Adami G, Bovenzi M, Maina G. 2009. In vitro absorption of metal powders through intact and damaged human skin. *Toxicol in Vitro.* 23: 574-579.

Finley BL, Monnot AD, Gaffney SH, Paustenbach DJ. 2012. Dose-response relationships for blood cobalt concentrations and health effects: a review of the literature and application of a biokinetic model. *J Toxicol Environ Health- Part B.* 15, 493–523.

Finley BL, Unice KM, Kerger BD, Otani JM, Paustenbach DJ, Galbraith DA, Tvermoes BE. 31-day study of cobalt(II) chloride ingestion in humans: pharmacokinetics and clinical effects. *J Toxicol Environ Health A* 2013;76:1210–24.

Firriolo JM, Ayala-Fierro F, Sipes IG, Carter DE. 1999. Absorption and disposition of cobalt naphthenate in rats after a single oral dose. *J Toxicol Environ Health A*, 58:383–395.

Fischer 2008. "Material Safety Data Sheet: Cobalt Cyclohexanebutyrate".

Fischer Scientific Web 20 Nov. 2008 <https://fscimage.fishersci.com/msds/57304.htm>.

Förstner U, Wittmann GTW. 1981. Metal pollution in the aquatic environment, 2nd ed. Berlin: Springer. 532 pp.

Fréry N, Saoudi A, Garnier R, Zeghnoun A, Falq G, Guldner L. 2010. Exposition de la population française aux polluants de l'environnement. Volet environnemental de l'Etude nationale nutrition santé – Premiers résultats. Saint-Maurice (France) : Institut de veille sanitaire. Septembre 2010. 12 p. Disponible à l'adresse : www.invs.sante.fr.

Friel JK, Andrews WL, Jackson SE, Longerich HP, Mercer C, McDonald A, Dawson B, Sutradhar B. 1999. Elemental composition of human milk from mothers of premature and full-term infants during the first 3 months of lactation. *Biol Trace Elem Res* 67: 225-247.

Gál J, Hursthouse A, Tatner P, Stewart F, Welton R. 2008. Cobalt and secondary poisoning in the terrestrial food chain: Data review and research gaps to support risk assessment. *Environ. Int.* 34: 821-838.

Garrett RG. 2005. Natural distribution and abundance of elements. In: Selinus O (ed.). *The essentials of medical geology*. Amsterdam (The Netherlands): Elsevier Academic Press. p. 17-41.

Gaur JP, Noraho N, Chauhan YS. 1994. Relationship between heavy metal accumulation and toxicity in *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid and *Azolla pinnata* (R.Br.) *Aquatic Botany* 49: 183-192.

Évaluation préalable

Gentsia Consulting Inc. 2009. Status report and technologies for management of liquid effluents in petroleum refining and bitumen upgrading sectors. Unpublished report submitted to Environment Canada. 420 p.

Gobas FACP, Morrison HA. 2000. Bioconcentration and biomagnification in the aquatic environment. In Boethling RS, Mackay D, editors. Handbook of property estimation methods for chemicals, environmental and health sciences. Boca Raton (FL): CRC Press. p. 189–231.

Goodarzi, F. 2013. Characteristics and elemental composition of milled coals, bottom and fly ashes from power plants in Alberta and Nova Scotia. Unpublished reported prepared by FG and Partners Ltd., Calgary (AB) and submitted to Environment Canada, January 2013. 108 p.

Gouvernement de l'Alberta. 2010. Alberta Biomonitoring Program. Chemicals in Serum of Children in Southern Alberta 2004-2006. Influence of Age Comparison to Pregnant Women. [consulté le 2 mai 2013]. Disponible à l'adresse : <http://www.health.alberta.ca/documents/Chemical-Biomonitoring-2010.pdf>.

Gross RT, Kriss JP, Spaet TH. 1955. The hematopoietic and goitrogenic effects of cobaltous chloride in patients with sickle cell anaemia. *Pediatrics* 15:284-290.

Haga Y, Clyne N, Hatori N, Hoffman-Bang C, Pehrsson, SK, Ryden L. 1996. Impaired myocardial function following chronic cobalt exposure in an isolated rat heart model. *Trace Elem Electrolytes* 13(2):69-74.

Hamilton-Taylor J, Postill AS, Tipping E, Harper MP. 2002. Laboratory measurements and modeling of metal–humic interactions under estuarine conditions. *Geochim. Cosmochim. Acta* 66(3): 403-415.

Hamilton-Taylor JM, Willis, CS. 1984. Reynolds Depositional fluxes of metals and phytoplankton in Windemere as measured by sédiment traps. *Limnol Oceanogr.* 29(4): 695-710.

Hansen S, Nieboer E, Sandanger T, Wilsgaard T, Thomassen Y, Veyhe A, Oyvind, Odland J. 2011. Changes in maternal blood concentrations of selected essential and toxic elements during and after pregnancy. *J. Environ. Monit.* 13:2143-2152.

Harp MJ, Scoular FI. 1952. Cobalt metabolism of young college women on self-selected diets. *Journal of Nutrition*, 47:67–72.

Hatch. 2000. Étude sur les rejets environnementaux du secteur de la fusion des métaux communs. Annexe A. Préparé pour Environnement Canada.

Hays SM, Aylward LL, LaKind JS, Bartels MJ, Barton HA, Boogaard PJ, Brunk C, DiZio S, Dourson M, Goldstein DA et al. 2008. Biomonitoring Equivalents Expert Workshop. Guidelines for the derivation of Biomonitoring Equivalents: report from the Biomonitoring Equivalents Expert Workshop. *Regul Toxicol Pharmacol.* 51(3 Suppl):S4-15.

Heijerick D, Ghekiere A, Van Sprang P, De Schamphelaere K, Deleebeeck N, Janssen C. 2007. Effect of cobalt (CoCl₂·6H₂O) on freshwater organisms. Testing laboratory: EURAS & Laboratory of Environmental Toxicology, Ghent University. A report to the Cobalt Development Institute. Guildford, Surrey, United Kingdom. CDI Study Number 20.

Heitland P, Koster H. 2006. Biomonitoring of 30 trace elements in urine of children and adults by ICP-MS. *Clinica Chimica Acta.* 365:310-318.

Holly RG. 1955. Studies on iron and cobalt metabolism. *JAMA.* 158:1349-1352.

Évaluation préalable

Holloway PC, Etsell TH, Bunnell CF. 2005. Atmospheric leaching of Oil Sands fly ash from Syncrude and Suncor. *Miner Metall Proc* 22(3):145–152.

Horev-Azaria L, Kirkpatrick CJ, Korenstein R, Marche PN, Maimon O, Ponti J, Romano R, Rossi F, Golla-Schindler U, Sommer D, et al. 2011. Predictive toxicology of cobalt nanoparticles and ions: Comparative in vitro study of different cellular models using methods of knowledge discovery from data. *Toxicol. Sci.* 122(2): 489-501.

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank [base de données sur Internet]. 1983a. Octanoic acid (CAS 124-7-2): National Library of Medicine (US). [révisé le 7 oct. 2007; consulté le 18 juillet 2013]. Disponible à l'adresse : <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~ZC3oZn:1>.

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank [base de données sur Internet]. 1983 b. Sodium hydrogen phosphate (CAS 7558-79-4): National Library of Medicine (US). [révisé le 17 août 2009; consulté le 18 juillet 2013]. Disponible à l'adresse : <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~dRbQG6:1>.

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank [base de données sur Internet]. 1983c. Potassium nitrite (CAS 7758-09-0): National Library of Medicine (US). [révisé le 4 juin 2007; consulté le 18 juillet 2013]. Disponible à l'adresse : <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~dRbQG6:1>.

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank [base de données sur Internet]. 1985. Sodium octanoate (CAS 1984-6-1): National Library of Medicine (US). [révisé le 14 février 2003; consulté le 18 juillet 2013]. Disponible à l'adresse : <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~fMohsW:1>.

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank [base de données sur Internet]. 1986. Naphthenic acid (CAS 1338-24-5): National Library of Medicine (US). [révisé le 8 nov. 2002; consulté le 18 juillet 2013]. Disponible à l'adresse : <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~22O0EL:1>.

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank [base de données sur Internet]. 1992. Chromic acid (CAS 7738-94-5): National Library of Medicine (US). [révisé le 23 juin 2005; consulté le 18 juillet 2013]. Disponible à l'adresse : <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~TUiYYI:1>.

Hydromantis Inc., University of Waterloo, Trent University. 2010. Emerging substances of concern in biosolids: concentrations and effects of treatment processes. Final report - Field sampling program; CCME Project No. 447- 2009. Report prepared for the Canadian Council of Ministers of the Environment. Winnipeg (MB): Canadian Council of Ministers of the Environment. 255 p. Disponible à l'adresse : http://www.ccme.ca/assets/pdf/pn_1448_biosolids_esoc_final_e.pdf
http://www.ccme.ca/files/Resources/fr_waste/fr_biosolids/pn_1448_biosolids_esoc_final_e.pdf.

IARC (International Agency for Research on Cancer). 2006. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 86. Cobalt in hard metals and cobalt sulphate, gallium arsenide, indium phosphide and vanadium pentoxide.

ICRP (International Commission on Radiological Protection), 2006. Human alimentary tract model for radiological protection. ICRP Publication 100: a report of the International Commission on Radiological Protection. *Ann. ICRP* 36, 25–327.

Évaluation préalable

Ikarashi Y, Ohno K, Tsuchiya T, Nakamura A. 1992a. Differences of draining lymph node cell proliferation among mice, rats and guinea pigs following exposure to metal allergens. *Toxicology*. 76:283-292.

Ikarashi Y, Tsuchiya T, Nakamura A. 1992b. Detection of contact sensitivity of metal salts using the murine local lymph node assay. *Toxicol Lett*. 62:53-61.

Ikemoto T, Tu NPC, Okuda N, Iwata A, Omori K, Tanabe S, Tuyen BC et Takeuchi I. 2008. Biomagnification of trace elements in the aquatic food web in the Mekong delta, South Vietnam using stable carbon and nitrogen isotope analysis. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*. 54: 504-515.

[INSPQ] Institut national de santé publique du Québec. 2004. Étude sur l'établissement de valeurs de référence d'éléments traces et de métaux dans le sang, le sérum et l'urine de la population de la grande région de Québec. Institut national de santé publique du Québec, Québec, INSPQ-2004-030.

Institut canadien des engrais. 2013. Frequently Asked Questions [Internet]. Ottawa (ON):Canadian Fertilizer Institute. [consulté en août 2013]. Disponible à l'adresse : <http://www.cfi.ca/whatwedo/faqs/>
<http://web.archive.org/web/20131221083519/http://cfi.ca/whatwedo/faqs/>.

[ICMM] International Council on Mining and Metals. 2007a. MERAG: Metals Environmental Risk Assessment Guidance, Factsheet no. 6 Incorporation of Bioavailability for Soils. Londres, Royaume-Uni, 16 p.

[ICMM] International Council on Mining and Metals. 2007b, MERAG: Metals Environmental Risk Assessment Guidance, Factsheet no. 2. Londres, Royaume-Uni, 50 p.

[INRE] Institut national de recherche sur les eaux. Reçu en 2009. Environnement Canada, programme de collecte de données dans les provinces des Prairies et dans les Territoires du Nord-Ouest.

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants [base de données sur Internet]. 1995. Recherche de données pour « cobalt (et ses composés) ». Gatineau (Qué.), Environnement Canada. [Consulté en mai 2015]. Disponible à l'adresse : <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/donnees-data/index.cfm?lang=Fr>.

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants. 2013. Glossaire des termes et expressions utilisés dans l'INRP. Gatineau (Qué.), Environnement Canada. [Consulté en novembre 2015]. Disponible à l'adresse : <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=fr&n=9264E929-1#b>.

Intrinsic Environmental Sciences Inc. 2010. Human Health Risk Assessment of Flin Flon, Manitoba, and Creighton, Saskatchewan – Final Report. June 2010. Disponible à l'adresse : <http://flinflonsoilsstudy.com/learn-more>.

Intrinsic Environmental Sciences Inc., Swansin Environmental Strategies Ltd., Delphinium Holdings Inc., Teck Metals Ltd. 2011. Terrestrial ecological risk assessment for the Teck Metals Ltd. Smelter at Trail, BC. Main report, revised May 2011. 162 p. Disponible à l'adresse : <http://www.teck.com/Generic.aspx?PAGE=Teck+Site%2fDiversified+Mining+Pages%2fZinc+Pages%2fTrail+Pages%2fEcological+Risk+Assessment&portalName=tc> et.

http://www.teck.com/res/tc/documents/ces_portal_meta/downloads/operations/trail/teck_final_terrestrial_era_report-revised_may_2011.pdf.

Évaluation préalable

[IOM] Institute of Medicine. 1998. Cobalt, in: Institute of Medicine, Dietary Reference Intakes for Thiamin, Riboflavin, Niacin, Vitamin B6, Folate, Vitamin B₁₂, Pantothenic Acid, Biotin, and Choline. National Academy Press, Washington, D.C., pp. 306–356.

[IPCS] International Programme on Chemical Safety. 2006. Cobalt and inorganic cobalt compounds. Geneva (CH): World Health Organization. (Concise International Chemical Assessment Document 69). Jointly sponsored by the United Nations Environment Programme, the International Labour Organization, and the World Health Organization, and produced within the framework of the Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals. Disponible à l'adresse : <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad69.htm>.

Jaimet CH, Thode HG. 1955. Thyroid function studies on children receiving cobalt therapy. J Am Med Assoc. 158: 1353–1355.

Johansson A, Camner P, Jarstrand C, Wiernik A. 1983. Rabbit alveolar macrophages after inhalation of soluble cadmium, cobalt, and copper: A comparison with the effects of soluble nickel. Environ. Res. 31: 340–354.

Johansson A, Curstedt T, Robertson B, Camner p. 1984. Lung morphology and phospholipids after experimental inhalation of soluble cadmium, copper, and cobalt. Environ Res. 34:295-309.

Johansson A, Robertson B, Camner p. 1987. Nodular accumulation of type II cells and inflammatory lesions caused by inhalation of low cobalt concentrations. Environ Res. 43:227-243.

Johnke B. 2000. « Émissions liées à l'incinération des déchets », In : Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux, Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), p. 5.25 à 5.32 (chapitre 5). Disponible à l'adresse : http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/french/gp_gaum_fr.html.

Kapustka LA, Eskew D, Yogum JM. 2006. Plant toxicity testing to derive ecological soil screening levels for cobalt and nickel. Environmental Toxicology and Chemistry 25(3):865-874.

Kelleher Environmental. 2009. Battery Recycling in Canada – 2009 Update. Unpublished report prepared for Environment Canada and Natural Resources Canada. January 2009. 147 pages.

Keller W, Heneberry J, Gunn JM, Snucins E, Morgan G, Leduc J. 2004. Recovery of acid and metal damaged lakes near Sudbury Ontario: trends and status. Cooperative Freshwater Ecology Unit. Department of Biology, Laurentian University, Sudbury, Ontario. 55 p.

[KEMI] Hazardous chemicals in textiles – report of a government assignment [Internet] April 2013 Stockholm: Swedish Chemical Agency. 12 pages. [consulté le 16 mai 2013]. Disponible à l'adresse : www.kemikalieinspektionen.se.

Kerfoot EJ. 1975. Semi-chronic inhalation study on cobalt. Diss Abstr Int B 35:6054-6055.

Kesteloot H, Roelandt J, Willems J, Claes JH, Joosens JV. 1968. An enquiry into the role of cobalt in the heart disease of chronic beer drinkers. Circulation 37: 854-864. [cité dans IPCS 2006].

Khengarot BS, Rathore RS, Singh BB. 2003. pH-Dependent toxicity of heavy metals to a freshwater sludgeworm *Tubifex tubifex* Muller. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 71(2): 283-289.

Évaluation préalable

- Kimball G. 1978. The effects of lesser known metals and one organic to fathead minnows (*Pimephales promelas*) and *Daphnia magna*. Department of Entomology, Fisheries and Wildlife, University of Minnesota.
- Klaassen CD, editor. 2001. Casarett & Doull's Toxicology: basic science of poisons. 6th ed. NY, McGraw-Hill, absorption, distribution and excretion of toxicants. p 107-132.
- Kniga M. 1980. HYSAAV (113095 Moscow, USSR). Vol 45(10): 72.
- Krachler M, Rossipal E, Micetic-Turk D. 1999. Concentrations of Trace Elements in Sera of Newborns, Young Infants and Adults. Biol Trace Elem Res.68:121-135.
- Krachler M, Prohaska T, Koellensperger G, Rossipal E, Stingeder G. 2000. Concentrations of selected trace elements in human milk and in infant formulas determined by magnetic sector field inductively coupled plasma-mass spectrometry. Biol Trace Elem Res.76: 97-112.
- Krasovskii GN, Fridlyand SA. 1971. Experimental data for the validation of the maximum permissible concentration of cobalt in water bodies. Hyg Sanit 26:277-279.
- Kreider ML, Panko JM, McAtee BL, Sweet LI, Finley BL. 2010. Physical and chemical characterization of tire-related particles: Comparison of particles generated using different methodologies. Sci Total Environ, 408, pp.652–659.
- Kriss JP, Carnes WH, Ross RT. 1955. Hypothyroidism and thyroid hyperplasia in patients treated with cobalt. JAMA 157(2): 117-121.
- Kurk DN, Choppin GR. 2000. Determination of Co(II) and Ni(II)-humate stability constants at high ionic strength NaCl solutions. Radiochim. Acta 88: 583-586.
- Lantin AC, Vermeulen J, Mallants A, Vanoverschelde JL, Speybroeck N, Swennen B, Hoet P, Lison D. 2013. Occupational exposure to cobalt is not associated with incipient signs of dilated cardiomyopathy in a Belgian refinery. Occup Environ Med 70(6): 386-92.
- Lauwerys R, Lison D. 1994. Health risks associated with cobalt exposure—an overview. Sci Total Environ.150:1–6.
- Lee J, Joansson JL. 1983. Contribution of organic complexation to Ni, Co and Cu speciation in surface waters: implications for hydrogeochemical surveys. J Geochem Explor. 18: 25-48.
- Lee Y, Tebo BM. 1994. Cobalt oxidation by the marine manganese (II) oxidizing *Bacillus* sp. Strain SG-1. Applied and Environmental Microbiology, 60(8): 2949-2957.
- Leggett RW. 2008. The biokinetics of inorganic cobalt in the human body. Sci. Total Environ. 389: 259–269.
- Letourneau EG, Jack GC, McCullough RS, Hollins JG. 1972. The metabolism of cobalt by the normal human male: whole body retention and radiation dosimetry. Health Phys;22:451–9.
- Lewis RJ. 1996. Sax's Dangerous Properties of Industrial Materials. 9th ed. Volumes 1-3. New York, NY: Van Nostrand Reinhold, p. 901.
- Li HFC, Gray C, Micó, Zhao FJ, McGrath SP. 2009. Phytotoxicity and bioavailability of cobalt to plants in a range of soils. Chemosphere 75:979-986.
- Liden C, Wahlberg JE. 1994. Cross-reactivity to metal compounds studied in guinea pigs induced with chromate or cobalt. Acta Derm. Venereol. 74: 341-343.

Évaluation préalable

Linna A, Oksa P, Groundstroem K, Halkosaari M, Palmroos P, Huikko S, Uitti J. 2004. Exposure to cobalt in the production of cobalt and cobalt compounds and its effect on the heart. *Occup. Envir. Med.* 61(11): 877-85.

Linna A, Oksa P, Palmroos P, Roto P, Laippala P, Uitti J. 2003. Respiratory health of cobalt production workers. *American Journal of Industrial Medicine.* 44: 124–132.

Llobet JM, Domingo JL. 1983. Toxicidad aguda y alteraciones hematológicas y séricas por algunas sales de cobalto en ratas. *Revista Española de Fisiología,* 39: 291 - 298.

Lock K., Schamphelaere KAC, Because S, Criel P, van Eeckhout H, Janssen CR. 2006. Development and validation of an acute biotic ligand model (BLM) predicting cobalt toxicity in soil to potworm *Enchtraeus albidus*. *Soil Biology and Biochemistry* 38(2006):1924-1932.

Lock K., Schamphelaere KAC, Because S, Criel P, van Eeckhout H, Janssen CR. 2007. Development and validation of a terrestrial biotic ligand model predicting the effect of cobalt on root growth of barley (*Hordeum vulgare*). *Environmental Pollution* 147:626-633.

Lock K., Because S, Criel P, van Eeckhout H, Janssen CR. 2004. Ecotoxicity of cobalt to the springtail *Folsomia candida*. *Comparative Biochemistry and Physiology. Part C* 139(2004):195-199.

Luckey TD. 1975. Introduction to heavy metal toxicity, safety and hormology. *Environmental Quality and Safety;* 1:1-4: 55-56.

MacFarlane A, Greene-Finestone LS, Yipu S. 2011. Vitamin B-12 and homocysteine status in a folate-replete population: results from the Canadian Health Measures Survey. *Am J Clin Nutr* 94(4):1079-87.

Macfie SM, Tarmohamed Y, Welbourn PM. 1994. Effects of cadmium, cobalt, copper, and nickel on growth of the green alga *Chlamydomonas reinhardtii*: The influences of the cell wall and pH. *Archives of Environ Contam Toxicol.* 27: 454-458.

MacLean RS, Borgmann U, Dixon DG. 1996. Bioaccumulation kinetics and toxicity of lead in *Hyalella azteca* (Crustacea, Amphipoda). *Can J Fish Aquat Sci.* 53: 2212-2220.

Manitoba Conservation. 2003. Metal concentrations in surface soils of Thompson, Manitoba, September 2001. Report No. 03-01. 28 p. Disponible à l'adresse : http://www.gov.mb.ca/conservation/wildlife/ecosys/pdf/thompson_metalcon.pdf.

Manitoba Conservation. 2007. Concentrations of Metals and Other Elements in Surface Soils of Flin Flon, Manitoba, and Creighton, Saskatchewan, 2006. Report No. 2007-01. 77 p. Disponible à l'adresse : http://www.gov.mb.ca/conservation/wildlife/ecosys/pdf/flinflon_metalcon2.pdf.

Mathews T, Fisher NS, Jeffree RA, Teyssié JL. 2008. Assimilation and retention of metals in teleost and elasmobranch fishes following dietary exposure. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 360: 1-12.

[MCC] Metal Carboxylates Coalition. 2007. Cobalt borate neodecanoate complex: In vitro mammalian chromosome aberration test in Chinese Hamster Ovary Cells. Testing laboratory: E.I. du Pont de Neumors & Company, Haskell Laboratory for Health & Environmental Sciences, USA. Project ID: DuPont-20901. Work request number: 16637, Service code number 531. Contact company: Synthetic Organic Manufactures Association (SOCMA), 1850, M Street, Suite 700, Washington DC, 20 036, USA.

Évaluation préalable

McGeer JC, Brix KV, Skeaff JM, DeForest DK, Brigham SI, Adams WJ, et Green A. 2003. Inverse relationship between bioconcentration factor and exposure concentration for metals: implications for hazard assessment of metals in the aquatic environment. *Environ Toxicol Chem.* 22(5): 1017–1037.

McLaughlin M.J. 2001 Ageing of metals in soils changes bioavailability. Fact Sheet 4 on Environmental Risk Assessment, ICME (International Council on Metals and the Environment), 6.

[MDDEP] Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. 2010. Évaluation des rejets d'eaux usées des usines de pâtes et papiers du Québec en fonction du milieu récepteur. Gouvernement du Québec, 193 p. Disponible à l'adresse : <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/programmes/prri/eval-rejet-eauxusees-usinepp.pdf>.

[MEO] Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 1989. Preliminary Report for the First Six Months of Monitoring in the Petroleum Refining Sector (December 1, 1988 to May 31, 1989). ISBN 0-7729-6375-4. 42 p. Disponible à l'adresse : <http://archive.org/details/PRELIMINARYREPOR00SNSN08040.ome>.

[MEO] Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 1991. Status Report on the Effluent Monitoring Data for the Iron and Steel Sector for the Period from November 1, 1989 to October 31, 1990. 256 p. ISBN 0-7729-8819-6. Disponible à l'adresse : http://archive.org/stream/statusreportonef00hamduoft/statusreportonef00hamduoft_djvu.txt.

[MEO] Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 2000. Phytotoxicology soil investigation: INCO - Port Colborne (1998). Report No. SDB-031-3511-1999. 100 p. Disponible à l'adresse : http://www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/%40ene/%40resources/documents/resource/std01_079054.pdf.

[MEO] Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 2002. Soil Investigation and Human Health Risk Assessment for the Rodney Street Community, Port Colborne, Part B – Human Health Risk Assessment: Appendix 1 – Environmental Monitoring of Metals in the Rodney Street Community and Port Colborne [Internet]. Toronto (ON): Ontario Ministry of the Environment. [consulté le 9 septembre 2009]. Disponible à l'adresse : <http://www.ene.gov.on.ca/envision/land/portcolborne/4255e.htm> ou <http://web.archive.org/web/20100813190202/http://www.ene.gov.on.ca/envision/land/portcolborne/4255e.htm> et à <https://archive.org/details/soilinvestigatio4255ontauoft>.

[MEO] Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 2004. Sudbury Soils Study, Volume I: Background, Study Organization and 2001 Soils Survey, Appendix C: 2001 Soil Survey Reports, City of Greater Sudbury 2001 Urban Soil Survey. Report No. SDB-008-3511-2003. Toronto, ON. 1351 p. [consulté en mars 2013] Disponible à l'adresse : <http://sudburysoilsstudy.com/EN/indexE.htm>.

[MEO] Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 2011. Final Report: Cobalt Coleman Mining Camp Soil Assessment [Internet]. Toronto (ON): Ontario Ministry of the Environment. [consulté en mai 2013]. Disponible à l'adresse : http://www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/documents/resource/stdprod_089339.pdf ou <https://archive.org/stream/stdprod089339.ome/stdprod089339#page/n0/mode/2up>.

[MEO] Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 2013. Data downloads. Provincial Water Quality Monitoring Network [base de données sur Internet]. 2013 Ontario. [consulté en mai 2013] Disponible à l'adresse : http://www.ene.gov.on.ca/environment/en/resources/collection/data_downloads/index.htm#PWQMN.

Évaluation préalable

Méranger JC, Subramanian KS, Chalifoux C. 1981. Survey for cadmium, cobalt, chromium, copper, nickel, lead, zinc, calcium, and magnesium in Canadian drinking water supplies. *J Assoc Off Anal Chem.* 64(1): 44-53.

Metian M, Warnau M, Hédouin L, Busamante p. 2009. Bioaccumulation of essential metals (Co, Mn and Zn) in the king scallop *Pecten maximus*: seawater, food and sédiment exposures. *Mar Biol.* 156: 2063–2075.

Micó C, Li HF, Zhao FJ, McGrath SP. 2008. Use of Co speciation and soil properties to explain variation in Co toxicity to root growth of barley (*Hordeum vulgare* L.) in different soils. *Environmental Pollution* 156 (2008):883-890.

Mohiuddin SM, Taskar PK, Rheault M, Roy P-E, Chenard J, Morin Y. 1970. Experimental cobaltcardiomyopathy. *Am Heart J.* 80(4):532-543. [cité dans ATSDR 2004].

Mollenhauer HH, Corrier DE, Clark DE, Hare MF, Elissalde MH. 1985. Effects of dietary cobalt on testicular structure. *Virchows Archiv B: Cell Pathology Including Molecular Pathology*, 49:241–248.

Morin Y, Daniel p. 1967. Quebec beer-drinkers' cardiomyopathy: etiological considerations. *Can Med Assoc J* 97: 926-928. [cité dans IPCS 2006].

Morin Y, Tetu A, Mercier G. 1971. Cobalt cardiomyopathy: Clinical Aspects. *Br Heart J* 33: 175-178. [cité dans IPCS 2006].

Morsy SM, El-Assaly FM. 1970. Body elimination rates of ¹³⁴Cs, ⁶⁰Co and ²⁰³Hg. *Health Phys* 19:769-773.

Mosconi G, Bacis M, Vitali MT, Leghissa P, Sabbioni E. 1994. Cobalt excretion in urine: Results of a study on workers producing diamond grinding tools and on a control group. *Sci Total Environ* 150:133-139.

Moulin JJ, Wild P, Mur JM, Fournier-Betz M, Mercier-Gallay M. 1993. A mortality study of cobalt production workers: An extension of the follow-up. *Am J Ind Med.* 23: 281 - 288. [cité dans IARC 2006].

Mur JM, Moulin JJ, Charruyer-Seinerra MP, Lafitte J. 1987. A cohort mortality study among cobalt and sodium workers in an electrochemical plant. *Am J Ind Med.*, 11: 75 - 81. [cité dans IARC 2006].

Nation JR, Bourgeois AE, Clark DE, Hare MF. 1983. The effects of chronic cobalt exposure on behavior and metallothionein levels in the adult rat. *Neurobehav Toxicol Teratol.* 5: 9–15.

Nautilus Environmental. 2009. Environmental. Summary of ecotoxicity data for the purpose of developing a species sensitivity distribution (SSD) for cobalt and its compounds Final Report, Disponible sur demande.

[NCASI] National Council for Air and Stream Improvement. 2006. Unpublished draft confidential report submitted to Environment Canada. Gatineau (QC), Environnement Canada, division des produits forestiers et de la *Loi sur les pêches*.

[NCI] National Chemical Inventories [database on CD-ROM]. 2007. Issue 1. Columbus (OH): American Chemical Society. [consulté le 11 janvier 2010]. Disponible à l'adresse : <http://www.cas.org/products/other-cas-products/nci-on-cd>.

Évaluation préalable

Nemery B, Casier P, Roosels D, Lahaye D, Demedts M. 1992. Survey of cobalt exposure and respiratory health in diamond polishers. *Am Rev Respir Dis* 145: 610-616.

Nfon E, Cousins IT, Jarvinen O, Mukherjee AB, Verta M, Broman D. 2009. Trophodynamics of mercury and other trace elements in a pelagic food chain from the Baltic Sea. *Sci Total Environ.* 407: 6267-6274.

Nguyen LTH, Vandegehuchte MB, Roman YE, Janssen CR. 2009a. Ecotoxicity of cobalt to *Tubifex tubifex*, *Chironomus riparius* and *Hyalella azteca* tested in natural freshwater sediment. A report to Cobalt Development Institute, Guildford, Surrey, United Kingdom.

Nguyen LTH, Vandegehuchte MB, Roman YE, Janssen CR. 2009 b. Ecotoxicity of cobalt to *Ephoron virgo*, *Gammarus pulex*, and *Lumbriculus variegatus* tested in natural freshwater sediment. A report to Cobalt Development Institute, Guildford, Surrey, United Kingdom.

Nielsen NH, Kristiansen J, Borg L, Christensen JM, Poulsen LK, Menne T. 2000. Repeated exposures to cobalt or chromate on the hands of patients with hand eczema and contact allergy to that metal. *Contact Dermatitis*, 43(4):212–215. [cité dans IPCS 2006].

Nong A, Ashrafi M, Macey K et Poddalgoda D. 2013. Derivation of biomonitoring equivalent for cobalt. *Santé Canada* (inédit).

Norwood WP, Borgmann U, Dixon DG. 2006. Saturation models of arsenic, cobalt, chromium and manganese bioaccumulation by *Hyalella azteca*. *Environ Pollut.* 143:519-528.

Norwood WP, Borgmann U, Dixon DG. 2007. Chronic toxicity of arsenic, cobalt, chromium and manganese to *Hyalella azteca* in relation to exposure and bioaccumulation. *Environ. Poll.* vol. 147, p. 262-272.

Nriagu, JO. 1989. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature* 338: 47–49.

Nota B, Verweij RA, Molenaar D, Ylstra B, van Straalen NM, Roelofs D. 2010. Gene expression analysis reveals a gene set discriminatory to different metals in soil. *Toxicol. Sci.* 115 (1): 34-40.

[NTE] Programme national d'analyse et de rapport en matière de santé agroenvironnementale (PNARSA) Trace Element Model. 2011. Pinawa (MB): Ecomatters Inc, modèle inédit élaboré pour Environnement. La plus récente version date de mars 2011.

NTP (National Toxicology Program). 1991. Toxicity studies of cobalt sulfate heptahydrate (CAS No. 10026-24-1) in F344/N rats and B6C3F1 mice (inhalation studies). Research Triangle Park, NC, United States Department of Health and Human Services, National Institutes of Health, (NIH Publication No. 91-3124) [cité dans IARC 2006, IPCS 2006].

NTP (National Toxicology Program). 1998. Report on the toxicology and carcinogenesis studies of cobalt sulfate heptahydrate (CAS No. 10026-24-1) in F344/N rats and B6C3F1 mice (inhalation studies). Research Triangle Park, NC, United States Department of Health and Human Services, National Institutes of Health, National Toxicology Program (NIH Publication No. 471). [cité dans IARC 2006, IPCS 2006].

NTP [National Toxicology Program]. 2005. 11 th Report on carcinogens. Substance Profile: Cobalt Sulfate CAS No. 10124-43-3.

NTP [National Toxicology Program]. 2014. NTP technical report on the toxicology studies of cobalt metal (CAS No. 7440-48-4) in F344/N rats and B6C3F1 mice and toxicology and carcinogenesis studies of cobalt metal in F344/NTac rats and B6C3F1/N mice (inhalation

Évaluation préalable

studies). Research Triangle Park, NC, United States Department of Health and Human Services, National Institutes of Health, National Toxicology Program (NTP TR 581). [consulté en avril 2015] Disponible à l'adresse : https://ntp.niehs.nih.gov/ntp/htdocs/lt_rpts/tr581_508.pdf.

NTP [National Toxicology Program]. 2016. Cobalt-related exposures. Dans *14th Report on Carcinogens*. Research Triangle Park (NC) National Toxicology Program. [consulté en novembre 2016]. Disponible à l'adresse : <http://ntp.niehs.nih.gov/go/roc14>.

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 1993. Bio-accumulation : Essai statique séquentiel chez le poisson. Ligne directrice de l'OCDE pour les essais chimiques n° 305 A. Organisation de coopération et de développement économiques, Paris, France.

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 1996. Bioconcentration : essai dynamique chez le poisson. Ligne directrice de l'OCDE pour les essais chimiques n° 305E. Organisation de coopération et de développement économiques, Paris, France. 27 p.

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2001. Document d'orientation sur la transformation/dissolution des métaux et des composés métallique en milieu aqueux [Internet]. Paris (France) : OCDE, Direction de l'environnement. Rapport n° ENV/JM/MONO(2001)9. Disponible à l'adresse : [http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocument/?cote=env/jm/mono\(2001\)9&doclanguage=fr](http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocument/?cote=env/jm/mono(2001)9&doclanguage=fr).

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2008a. Series on Testing and Assessment No. 87. Report of the Ring Test and Statistical Analysis of Performance of the Guidance on Transformation/Dissolution of Metals and Metal Compounds in Aqueous Media (Transformation/Dissolution Protocol) [Internet]. Paris (FR): OECD, Environment Directorate. Report No.: ENV/JM/MONO(2008)8. Disponible à l'adresse : <http://www.oecd.org/env/ehs/testing/40888098.pdf>.

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques 2008 b. Series on Testing and Assessment No. 98. Considerations Regarding Applicability of the Guidance on Transformation/Dissolution of Metals and Metal Compounds in Aqueous Media (Transformation/Dissolution Protocol) [Internet]. Paris (FR): OECD, Environment Directorate. Report No.: ENV/JM/MONO(2008)25. Disponible à l'adresse : [http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocument/?cote=env/jm/mono\(2008\)25&doclanguage=en](http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocument/?cote=env/jm/mono(2008)25&doclanguage=en).

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2009. Emission Scenario Documents on Coating Industry (Paints, Laquers and Varnishes). OECD Series on Emission Scenario Documents. Paris (FR). Disponible à l'adresse : [http://search.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=ENV/JM/MONO\(2009\)24&docLanguage=En](http://search.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=ENV/JM/MONO(2009)24&docLanguage=En) - Jul 8, 2009.

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2014. SIDS Initial Assessment Profile (SIAP) for soluble cobalt salts. CoCAM [Cooperative Chemicals Assessment Meeting] 6, 30-3 October 2014. [consulté en avril 2015]. Disponible à l'adresse : <http://webnet.oecd.org/hpv/ui/handler.axd?id=6B0D2FC7-32F1-48FB-9743-467D3ACECDE9>.

[OMS] Organisation mondiale de la Santé. 1989. Oligo-éléments, éléments mineurs et éléments en traces dans le lait maternel. Genève (Suisse) : Organisation mondiale de la Santé / Agence internationale de l'énergie atomique. Disponible à l'adresse : https://extranet.who.int/iris/restricted/bitstream/10665/39994/1/9242561215_fr.pdf.

Évaluation préalable

Pacific Ecorisk. 2005. An Evaluation of the Acute Toxicity of Cobalt in Panther Creek Water to Three Resident Invertebrate Species (*Brachycentrus americanus*, *Centroptilum conturbatum*, and *Serratella tibialis*) and the Acute and Chronic Toxicity of Cobalt in Panther Creek Water to *Chironomus tentans* and *Oncorhynchus mykiss*. Testing laboratory: Pacific Ecorisk, Martinez, CA. A report to the Blackbird Mine Site Group.

Paley KR, Sobel, ES, Yalow, RS. 1958. Effect of oral and intravenous cobaltous chloride on thyroid function. *J. Clin. Endocrinol. Metab.* 18: 850–859.

Pandey AK, Pandey SD, Misra V. 2000. Stability constants of metal-humic acid complexes and its role in environmental detoxification. *Ecotoxicol Environ Safety.* 47: 195-200.

Paquin PR, Gorsuch JW, Apte S, Batley GE, Bowles KC, Campbell PGC, Delos CG, Di Toro DM, Dwyer RL, Galvez F, Gensemer RW, Goss GG, Hogstrand C, Janssen CR, McGeer JC, Naddy RB, Playle RC, Santore RC, Schneider U, Stubblefield WA, Wood CM, Wu KB. 2002. The biotic ligand model: a historical overview. *Comp. Biochem. Physiol. Part C* 133, 3–35.

Parametrix. 2010a. Acute and chronic toxicity of cobalt to freshwater organisms: Cobalt AWQC/PNEC development – Study 20. Testing laboratory: Parametrix Environmental Research Laboratory. A report to the Cobalt Development Institute. Guildford, Surrey, United Kingdom. CDI Study Number 20.

Parametrix. 2010 b. Chronic toxicity of cobalt to the cladoceran, *Ceriodaphnia dubia*: Framework for the Development of a Biotic Ligand Model (BLM). Testing laboratory: Parametrix Environmental Research Laboratory. A report to the Cobalt Development Institute. Guildford, Surrey, United Kingdom. CDI Study Number 44.

Parametrix. 2010c. Chronic toxicity of cobalt to the fathead minnow (*Pimephales promelas*): Framework for the Development of a Biotic Ligand Model (BLM). Testing laboratory: Parametrix Environmental Research Laboratory. A report to the Cobalt Development Institute. Guildford, Surrey, United Kingdom. CDI Study Number 44.

Paternain JL, Domingo JL, Corbella J. 1988. Developmental toxicity of cobalt in the rat. *J Toxicol Environ Health.* 24:193-200.

Paustenbach DJ, Tvermoes BE, Unice KM, Finley BL, Kerger BD. 2013. A review of the health hazards posed by cobalt. *Crit Rev Toxicol.* 43(4): 316-362.

Pedigo NG, George WJ, Anderson MB. 1988. Effects of acute and chronic exposure to cobalt in male reproduction in mice. *Reprod Toxicol* 2: 45-53.

Pedigo NG, Vernon MW. 1993. Embryonic losses after 10-week administration of cobalt to male mice. *Reproductive Toxicology*, 7:111–116.

Pennington JAT, Church HN. 1985. Food Values of Portions Commonly Used. 14 th edition. Harper and Row, New York.

Pham M, Garnier J-M. 1998. Distribution of trace elements associated with dissolved compounds (<0.45 µm - 1 nm) in freshwater using coupled (frontal cascade) ultrafiltration and chromatographic separations. *Environ Sci Technol.* 32(4): 440-449.

Pirila V. 1953. Sensitization to cobalt in pottery workers. *Acta Dermato-Venereologica*, 33(3): 193-198.

Prado AGS, Airoidi C. 2003. Humic acid-divalent cation interactions. *Thermochim. Acta* 405: 287-292.

Évaluation préalable

Pratt, M.D., D.V. Belsito, V.A. DeLeo, J.F. Fowler Jr, A.F. Fransway, H.I. Maibach, J.G. Marks, C.G. Mathias, R.L. Rietschel, D. Sasseville, E.F. Sherertz, F.J. Storrs, J.S. Taylor et K. Zug. 2004. North American contact dermatitis group patch-test results, 2001-2002 study period. *Dermatitis* 15: 176-183.

Qian J, Xue HB, Sigg L, Albrecht A. 1998. Complexation of cobalt by natural ligands in freshwater. *Environ Sci Technol.* 32: 2043-2050.

[RAMP] Regional Aquatics Monitoring Program. 2012. Monitoring Database. Searched for water and sédiment quality data. [consulté en avril 2013] Disponible à l'adresse : <http://www.ramp-alberta.org/ramp/data.aspx>.

Rasmussen JB, Gunn JM, Sherwood GD, Iles A, Gagnon A, Campbell PGC, Hontela A. 2008. Direct and indirect (foodweb mediated) effects of metal exposure on the growth of yellow perch (*Perca flavescens*): implications for ecological risk assessment. *Human Ecol Risk Assess.* 14: 317-350.

Rasmussen PE. 2013. Preliminary data from the Windsor Exposure Assessment Study and the Canadian House Dust Study. Exposure and Biomonitoring Division, Health Canada. Unpublished Data.

Rasmussen PE, Subramanian KS, Jessiman BJ. 2001. A multi-element profile of housedust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. *The Science of the Total Environment.* 267: 125-140.

Rathore RS, Khangarot BS. 2003. Effects of Water Hardness and metal concentration on a Freshwater *Tubifex tubifex* Muller. *Water Air Soil Poll.* 142: 341-356.

Reagan EL. 1992. Acute oral toxicity study in rats with cobalt (II) sulfide. *Int J of Toxicol* 11(6): 693.

Reddy MS, Basha S, Joshi HV, Jha B. 2005. Evaluation of the emission characteristics of trace metals from coal and fuel oil fired power plants and their fate during combustion. *J Hazard Mater.* B123: 242-249.

Redeker E, F Degryse, E Smolders. 2008. Toxicity of Cobalt in soils: Summary of conclusion (i) Toxicity data and modeling bioavailability for effects assessment. Final report to Cobalt Development Institute. September 2008.

Rehfishch P, Anderson M, Berg P, Lampa E, Nordling Y, Svartengren M, Westberg H, Gunnarsson L. 2012. Lung function and respiratory symptoms in hard metal workers exposed to cobalt. *J Occup Environ Med.* 54 (4): 409-413.

Reimann C, de Caritat p. 1998. Chemical elements in the environment. Berlin (Germany): Springer-Verlag. 398 p.

Rencz A, Adcock G, Bonham-Carter G. 2006. Geochemical Background in Soil and Till. Geological Survey of Canada Open File.

Ressources naturelles Canada. 2007. Analyse comparative de l'intensité énergétique dans l'industrie sidérurgique canadienne. ISBN 978-0-662-71903-8, n° au catalogue M144-125/2006F. 106 p. Disponible à l'adresse : http://www.canadiansteel.ca/files/FR_Steel_Book.pdf.

Évaluation préalable

Ressources naturelles Canada. 2009a. Production minérale – Statistiques annuelles. [Modifié le 30 août 2013; consulté le 17 septembre 2013]. Disponible à l'adresse : <http://sead.nrcan.gc.ca/prod-prod/2009-fra.aspx>.

Ressources naturelles Canada. 2009 b. Annuaire des minéraux du Canada. [Modifié le 30 juin 2011; consulté le 6 décembre 2012]. Disponible à l'adresse : <http://www.nrcan.gc.ca/mines-materiaux/marches/annuaire-mineraux-canada/2009/8491>.

Reuber S, Krcuzer M, Kirchgessner M. 1994. Interactions of cobalt and iron in absorption and retention. *J Trace Elem Electrolytes Health Dis* 8:151-158.

[RNSPA] Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique. Pour 2003-2008. [Publication préalable de données du RNSPA sur une feuille de calcul Excel.] Environnement Canada. Données de surveillance de la qualité de l'air.

Roche, M. et Layrisse, M. 1956. Effect of cobalt on thyroidal uptake of I131. *J Clin Endocrinol Metab* 16:831-833.

Roto p. 1980. Asthma, symptoms of chronic bronchitis and ventilatory capacity among cobalt and zinc production workers. *Scan J Work Environ Health*. 6 (1): 1-49.

Salpeteur L, Van Laer L, Oorts K, Smolders E. 2007. Development of a predictive model of bioavailability and toxicity of cobalt in soils: Microbial toxicity. Testing laboratory: Laboratory of Soil and Water Management, Katholieke Universiteit Leuven. A report to the Cobalt Development Institute. Guildford, Surrey, United Kingdom. CDI Study Number 28.

Santé Canada. 1998. Exposure factors for assessing total daily intake of priority substances by the general population of Canada. Rapport inédit. Ottawa (ON): Health Canada, Environmental Health Directorate.

Santé Canada. 2009a. Catégorisation des substances figurant sur la Liste intérieure des substances [Internet]. [Modifié en septembre 2009]. Ottawa (Ont.) : Santé Canada. Disponible à l'adresse : <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/contaminants/existsub/categor/index-fra.php>.

Santé Canada. 2009 b. Étude Canadienne sur l'alimentation totale [Internet]. Ottawa (Ont.) : Santé Canada [consulté en mai 2013]. Disponible à l'adresse : <http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/surveill/total-diet/index-fra.php>.

Santé Canada. 2009c. Document de conseils sur le contrôle de la corrosion dans les réseaux de distribution d'eau potable. Ottawa (Ont.) : Santé Canada [consulté en juillet 2013]. Disponible à l'adresse : <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/corrosion/index-fra.php>.

Santé Canada. 2010. Apports nutritionnels de référence [Internet]. Ottawa (Ont.), Santé Canada. [consulté en octobre 2013]. Disponible à l'adresse : http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref_vitam_tbl-fra.php.

Santé Canada. 2012. Supporting hazard data for the screening assessment report of cobalt-containing substances. Internal document. Disponible sur demande.

Santé Canada. 2013. Deuxième rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada, résultats de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé Cycle 2 (2009 à 2011). Avril 2013.

[SC] Santé Canada. 2016. Document en appui : Health Effects of Cobalt-Containing Substances. Ottawa (Ontario): SC. Renseignement en appui à l'évaluation préalable du cobalt et des substances contenant du cobalt. Disponible sur demande auprès de : substances@ec.gc.ca.

Évaluation préalable

Santschi PH. 1984. Particle flux and trace metal residence time in natural waters. *Limnol. Oceanogr.* 29: 1100-1108.

[SARA] Sudbury Area Risk Assessment Volume II Appendix M: Indoor Dust Survey – Data Report. 2005. The SARA Group. Sudbury, ON. Aug 2005. 45p. [consulté en août 2013]
Disponible à l'adresse :
http://www.sudburysoilsstudy.com/EN/media/Volume_II/Volume_II_Report/SSS_Vol_II_HHRA_Appendix_M_IndoorDustSurveyDataReport_FinalReport_021408.pdf.

[SARA] Sudbury Area Risk Assessment. 2008. Summary of Volume II: Human Health Risk Assessment. The SARA Group. Sudbury, ON. May 2008. 48p. [consulté en août 2013] Disponible à l'adresse :
http://www.sudburysoilsstudy.com/EN/media/Volume_II/Volume_II_SummaryReport/FINAL_SARA_HHRA_Summary_May01_08.pdf.

[SARA] Sudbury Area Risk Assessment. 2009. Sudbury Soils Study, Volume III: Ecological Risk Assessment, Chapter 5: Aquatic Problem Formulation. The SARA Group. Sudbury, ON. March 2009. 158p. [consulté en mars 2013] Disponible à l'adresse :
<http://sudburysoilsstudy.com/EN/indexE.htm>.

Sarantis, H. A Report on Heavy Metals in Face Paints [Internet] October 2009, Campaign for Safe Cosmetics: Breast Cancer Fund and Commonwealth. 36 pages [consulté le 16 mai 2013]. Disponible à l'adresse : http://safecosmetics.org/downloads/PrettyScary_Oct2709.pdf
<http://www.safecosmetics.org/wp-content/uploads/2015/02/Pretty-Scary.pdf>.

Sauni R, Linna A, Oksa P, Nordman H, Tuppurainen, Uitti J. 2010. Cobalt asthma – a case series from a cobalt plant. *Occupational Medicine (Lond)*, 60 (4): 301-306.

Scansetti G, Botta GC, Spinelli P, Reviglione L, Ponzetti C. 1994. Absorption and excretion of cobalt in the hard metal industry. *Sci Total Environ* 150:141-144.

Schlekat CE, McGeer JC, Blust R, Borgmann U, Brix KV, Bury N, Couillard Y, Dwyer RL, Luoma SN, Robertson S, Sappington KG, Schoeters I, Sijm DTHM. 2007. Bioaccumulation; hazard identification of metals and inorganic metal substances. In: Adams WJ, Chapman PM, editors. *Assessing the hazard of metals and inorganic metal substances in aquatic and terrestrial systems*. Pensacola (FL): SETAC Publications, CRC Press. Chap 4: 55-87.

Sheppard SC, CA Grant, MI Sheppard, R de Jong, J Long. 2009. Risk indicator for agricultural inputs of trace elements to Canadian soils. *J Env Quality*, 38(3): 919-932.

Sherwood GD, Pazzia I, Moeser A, Hontela A Rasmussen JB 2002. Shifting gears: enzymatic evidence for the energetic advantage of switching diet in wild-living fish. *Can J Fish Aqua. Sci.* 59(2): 229-241.

Shirakawa T, Kusaka Y, Fujimura N, Goto S, Kato M, Heki S, Morimoto K. 1989 Occupational asthma from cobalt sensitivity in workers exposed to hard metal dust. *Chest.* 95(1):29–37.

Shirakawa T, Kusaka Y, Fujimura N, Goto S, Morimoto K. 1988. The existence of specific antibodies to cobalt in hard metal asthma. *Clinical Allergy*, 18:451–460.

Shrivastava V, David C, Khare N. 1996. Cobalt chloride induced histopathological changes in thyroid gland of female mice, *Mus musculus* (P). *Pollution Research.* 15:307–309.

Siddique R. 2010. Utilization of coal combustion by-products in sustainable construction materials. *Resources, Conservation and Recycling.* 54: 1060-1066.

Évaluation préalable

Simonsen LO, Harbak H, Bennekou p. 2012. Cobalt metabolism and toxicology- a brief update. *Sci Total Environ*, 432C, 210–15.

Singh PP, Junnarkar AY. 1991. Behavioral and toxic profile of some essential trace metal salts in mice and rats. *Indian J Pharmacol* 23:153–159.

Smith RM, Martell AE. 2004. Critical constants for metal complexes [database on a CD-ROM]. NIST Standard Reference database 46 Version 8. Gaithersburgh (MD): U.S. Department of Commerce, National Institute of Standards and Technology. [updated 2004]. Disponible à l'adresse : <http://www.nist.gov/srd/thermo.cfm>.

Smith T, Edmonds CJ, Barnaby CF. 1972. Absorption and retention of cobalt in man by whole-body counting. *Health Phys.* 22: 359-367.

Smolders E, McGrath S, Fairbrother A, Hale BA, Lombi E, McLaughlin M, Rutgers M, Van der Vliet L. 2007. In: Adams WJ, Chapman PM (editors.). Hazard identification approaches for metals and inorganic metal substances. Pensacola (FL): SETAC Press. p. 113-133.

Smolders E, Oorts K, Van Sprang P, Schoeters I, Janssen CR, McGrath SP, McLaughlin MJ. 2009. Toxicity of trace metals in soil as affected by soil type and aging after contamination: using calibrated bioavailability models to set ecological soil standards. *Environ Toxicol Chem.* 28(8): 1633-1642.

Sorbie J, Olatunbosun D, Corbett WEN, Valberg LS. 1971. Cobalt excretion test for the assessment of body iron stores. *Can Med Assoc J* 104: 777-782.

Speijers GJA, Krajnc EI, Berkvens JM, van Logten MJ. 1982. Acute oral toxicity of inorganic cobalt compounds in rats. *Food Chem Toxicol* 20:311-314.

[SSD Master] Determination of Hazardous Concentrations with Species Sensitivity Distributions [Computer Model]. 2010. Version 3. Ottawa (ON): Intrinsikscience.

Stanley AJ, Hopps HC, Shideler AM. 1947. Cobalt polycythemia. II. Relative effects of oral and subcutaneous administration of cobaltous chloride. *Proc Soc Exp Biol Med* 66:19-20.

Statistique Canada. 2007. Analyse en bref – Consommation de majout lourd au Canada. Ottawa (Ont.) : Statistique Canada, Division de la fabrication, de la construction et de l'énergie. N° 11-621-MIF2007062 au catalogue. Disponible à l'adresse : <http://www.statcan.gc.ca/pub/11-621-m/11-621-m2007062-fra.pdf>.

Statistique Canada. 2013a. Base de données sur le commerce international canadien de marchandises. [Consulté 14-06-2013]. Disponible à l'adresse : <http://www5.statcan.gc.ca/cimt-cicm/home-accueil?lang=fra>.

Statistique Canada. 2013 b. Enquête sur l'industrie de la gestion des déchets : secteur des entreprises et des administrations publiques, 2010. N° 16F0023X au catalogue. Statistique Canada, Division des comptes et de la statistique de l'environnement. Ottawa. 41 pages. Disponible à l'adresse : <http://www5.statcan.gc.ca/bsolc/olc-cel/olc-cel?catno=16F0023X&CHROPG=1&lang=fra>.

Statistique Canada. 2013c. Enquête canadienne sur les mesures de la santé : tableaux de données du cycle 2, 2009 à 2011. N° 82-626-X au catalogue. Statistique Canada, Division de la statistique de la santé. Ottawa. [Consulté le 13 mai 2013]. Disponible à l'adresse : <http://www.statcan.gc.ca/pub/82-626-x/82-626-x2012002-fra.htm>.

Évaluation préalable

Stephan CE, Mount DI, HansenDJ, Gentile JH, Chapman, GA, Brungs, WA. 1985. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses. U.S. Environmental Protection Agency. PB85-227049.

Stopford W, Turner J, Cappellini D, Brock T. 2003. Bioaccessability Testing of Cobalt Compounds. *Journal of Environmental Monitoring*, 5:675-680.

Sullivan JF, Egan JD, George RP. 1969. A distinctive myocardopathy occurring in Omaha, Nebraska: Clinical aspects. *Ann N Y Acad Sci* 156(1): 526-543 [cité dans IPCS 2006].

Swennen B, Buchet J-P, Stanescu D, Lison D, Lauwerys R. 1993. Epidemiological survey of workers exposed to cobalt oxides, cobalt salts, and cobalt metal. *Br J Ind Med* 50: 835-842.

[SYSTAT] Statistics software [Computer Software]. 2013. Version 13. Chicago (USA): Systat Software, inc.

Szakmary E, Ungvary G, Hudak A, Tatrai E, Naray M, Morvai V. 2001. Effects of cobalt sulfate on prenatal development of mice, rats, and rabbits, and on early postnatal development of rats. *J Toxicol Environ Health A* 62: 367-386.

Szkokan-Emilson EJ, Watmough S, Gunn JM. 2014. Wetlands as long-term sources of metals to receiving waters in mining-impacted landscapes. *Environ Pollut* 192, p. 91-103.

Taylor A, Marks V, Shabaan AA, Mahmood HA, Duckham JM, Lee HA. 1977. Cobalt induced lipaemia and erthropoiesis. *Dev Toxicol Environ Sci* 1:105-108 [cité dans ATSDR 2004].

Takeo N. 2005. Atlas of Eh-pH diagrams. Geological Survey of Japan Open File Report No. 419. National Institute of Advanced Industrial Science and Technology. 285 p. Disponible à l'adresse : <https://www.gsj.jp/html/researches-pub/openfile/openfile2005/openfile0419.html> ou http://www.eosremediation.com/download/Chemistry/Chemical%20Properties/Eh_pH_Diagrams.pdf.

Tessier A, Campbell PGC, Bisson M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal Chem.* 51(7): 844-850.

The Metal Carboxylates Coalition A SOCMA Affiliated Consortium. Web. 7 Nov. 2005. Disponible à l'adresse : <http://www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/metalscarb/c14172rt9.pdf>.

Tipping E. 2002. Cation binding by humic substances. Cambridge (UK): Cambridge University Press. 434 p.

Tugulea AM. 2013. National survey of disinfection by-products and selected drinking water contaminants in Canadian drinking water (2009-2010) [communication personnelle, données inédites].

Tvermoes B E, Otani J M, Unice K M, Finley B L, Paustenbach D J, et Galbraith DA. 2013. A 14 day cobalt supplement study to investigate cobalt steady-state levels in five healthy adult volunteers. *Food Chem Toxicol.* 53: 432-439.

Tvermoes B E, Unice K M, Paustenbach D J, Finley B L, Otani J M, and Galbraith DA. 2014. Effects and blood concentrations of cobalt after ingestion of 1 mg/d by human volunteers for 90 d. *Am J Clin Nutr.* vol. 99, no 4, p. 632-646.

Uding N, Schreder E. 2013. Chemicals Revealed: Over 5,000 Kids Products Contain Toxic Chemicals. Washington Toxics Coalition.

Évaluation préalable

Unice K, Monnot A, Gaffney S H, Tvermoes B, Thuett K, Paustenbach D, Finley B. 2012. Inorganic cobalt supplementation: Prediction of cobalt levels in whole blood and urine using a biokinetic model. *Food Chem Toxicol.* 50: 2456–2461.

[UNIDO] United Nations Industrial Development Organization and [IFDC] International Fertilizer Development Center. 1998. *Fertilizer Manual*. Dordrecht (The Netherlands): Kluwer Academic Publishers. p. 166.

Union Carbide Corp. 1992. Initial submission: Industrial fellowship Special Report on the Toxicity of Cobalt oxide, cover letter dated 09/08/91. TSCATS, EPA/OTS; Doc #88-920009381.

United Nations Environment Programme (UNEP) and International Solid Waste Association (ISWA). 2002. *Training Resource Pack for Hazardous Waste Management in Developing Economies, Chapter 6.5 – Thermal treatment*. United Nations Publication, ISBN 92-807-2235-2. CD-ROM. [consulté en février 2013].

[US CDC] United States Centres for Disease Control and Prevention. 2009. *Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals*. US Centre for Disease Control and Prevention. [consulté le 2 avril 2013]. Disponible à l'adresse : <http://www.cdc.gov/exposurereport/pdf/FourthReport.pdf>.

[US CDC] United States Centres for Disease Control and Prevention. 2013. *Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals, updated Tables, March, 2013*. US Centre for Disease Control and Prevention [consulté le 2 avril 2013]. Disponible à l'adresse : www.cdc.gov/exposurereport/pdf/FourthReport_UpdatedTables_Mar2013.pdf.

Uter W, Hegewald J, Aberer W, Ayala F, Bircher AJ, Brasch J, Coenraads PJ, Schuttelaar ML, Elsner P, Fartasch M, Mahler V, Belloni Fortina A, Frosch PJ, Fuchs T, Johansen JD, Menne T, Jolanki R, Krecisz B, Kiec-Swierczynska M, Larese F, Orton D, Peserico A, Rantanen T et Schnuch A 2005. The European standard series in 9 European countries, 2002/2003 – first results of the European Surveillance System on Contact Allergies. *Contact Dermatitis* 53: 136-145.

Valberg LS, Ludwig J, Olatunbosun D. 1969. Alteration in cobalt absorption in patients with disorders of iron metabolism. *Gastroenterology* 56: 241-251.

Valberg LS, Ludwig J, Olatunbosun D. 1969. Alteration in cobalt absorption in patients with disorders of iron metabolism. *Gastroenterology* 56: 241-251.

Vangheluwe M, Van Sprang P, Verdonck F, Heijerick D, Versonnen B, Vandenbroele M, Van Hyfte A. 2007. *Metals Environmental Risk Assessment Guidance*. [Internet]. London (UK): International Council of Mining and Metals [ICMM]. 32 p. Disponible à l'adresse : <http://www.icmm.com/page/1185/metals-environmental-risk-assessment-guidance-merag>.

Ville de Montréal. Service des infrastructures, transport et environnement. 2008. *Qualité de l'eau potable produite par les usines Atwater et Charles-J.-des-Baillets*.

Ville de Montréal. Service des infrastructures, transport et environnement. 2009. *Qualité de l'eau potable produite par les usines Atwater et Charles-J.-des-Baillets*.

Ville de Montréal. Service des infrastructures, transport et environnement. 2011. *Qualité de l'eau potable produite par les usines Atwater et Charles-J.-des-Baillets*.

Ville d'Ottawa. 2008. *City of Ottawa Drinking Water Quality: Physical, Chemical, Microbiological & Radiological*.

Évaluation préalable

Ville d'Ottawa. 2009. City of Ottawa Drinking Water Quality: Physical, Chemical, Microbiological & Radiological.

Ville d'Ottawa. 2010. City of Ottawa Drinking Water Quality: Physical, Chemical, Microbiological & Radiological.

Ville de Toronto. 2008. Drinking Water Analysis Summary for All Plants and Distribution for January 1, 2008 to December 31, 2008.

Ville de Toronto. 2009. Drinking Water Analysis Summary for All Plants and Distribution for January 1, 2009 to December 31, 2009.

Ville de Toronto. 2010. Drinking Water Analysis Summary for All Plants and Distribution for January 1, 2010 to December 31, 2010.

Ville de Winnipeg, Water and Waste Department. 2008. City of Winnipeg Water Supply System Annual Report 2008.

Ville de Winnipeg, Water and Waste Department. 2009. City of Winnipeg Water Supply System Annual Report 2009.

Ville de Winnipeg, Water and Waste Department. 2010. City of Winnipeg Water Supply System Annual Report 2010.

Warshaw EM, Ahmed R, Belsito DV, Deleo VA, Fowler JF Jr., Maibach HI, Marks, JG Jr., Toby Mathias CG, Pratt MD, Rietschel RL, Sasseville D, Storrs FJ, Taylor JS, Zug KA. 2007. Contact dermatitis of the hands: cross-sectional analyses of North American Contact Dermatitis Group Data, 1994-2004. *J Am Acad Dermatol.* 57(2): 301-314.

Wehner AP, Busch RH, Olson RJ, Craig DK. 1977. Chronic inhalation of cobalt oxide and cigarette smoke by hamsters. *Am Ind Hyg Assoc J* 38: 338-346.

Williams JH. 1999. Regulations on additions of sludge-borne metals to soil and their adaptation to local conditions. In: L'Hermite P, editor. *Treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes.* London (GB): Elsevier Applied Science, p. 243-250.

Wilson R, Jones-Otazo H, Petrovic S, Bitchell I, Bonvalot Y, Williams D, Richardson MG. 2013. Revisiting dust and soil ingestion rates based on hand-to-mouth transfer. *Human and Ecological Risk Assessment.* 19(1): 158-188.

Wiseman C, Zereini F, Wilhelm p. 2013. Traffic-related trace element fate and uptake by plants cultivated in roadside soils in Toronto, Canada. *Sci Total Environ.* 442: 86-95.

Yamano T, Shimizu M, Noda T. 2006. Allergenicity and cross-reactivity of naphthenic acid and its metallic salts in experimental animals. *Contact Dermatitis.* 54: 25-28.

Yanagi M, Masatoshi H, Masaaki M, Yoshio K. 2001. Modified short-term guinea pig sensitization tests for detecting contact allergens as an alternative to the conventional test. *Contact Dermatitis.* 44: 140-145.

Zajdlik et associés Inc. 2009. Evaluation of potential standardization models for Canadian Water Quality Guidelines. Prepared for the Water Quality Task Group, Canadian Council of Ministers of the Environment. Project # 387-2006.

Évaluation préalable

Ziaee H, Daniel J, Datta AK, Blunt S et McMinn DJ. 2007. Transplacental transfer of cobalt and chromium in patients with metal-on-metal hip arthroplasty: a controlled study. *J Bone Joint Surg Br.* 89: 301-305.

Annexes

Annexe A : Identités des substances contenant du cobalt qui satisfont aux critères de catégorisation

Dans le tableau ci-dessous, nous donnons les n° CAS (numéros du registre du CAS), les noms sur la LIS (*Liste intérieure des substances*), les noms communs ou simplifiés, les formules chimiques et la catégorie de substance des substances contenant du cobalt. Dans toute la présente évaluation, les noms communs ou simplifiés ont été utilisés afin de simplifier l'écriture des substances. Ces noms sont principalement dérivés des noms de la LIS ou de noms chimiques utilisés dans d'autres pays ou juridictions, comme ceux du National Chemicals Inventory (NCI 2007).

Tableau A-1 : Identités des substances contenant du cobalt identifiées à des fins d'action durant le processus de catégorisation

N° CAS	Nom sur la LIS	Nom commun/nom simplifié	Formule chimique	Catégorie de substance
513-79-1	Carbonate de cobalt	Carbonate de cobalt	CoCO ₃	Composés inorganiques
1307-86-4	Trihydroxyde de cobalt	Hydroxyde de cobalt(III)	Co(OH) ₃	Composés inorganiques
1307-96-6	Oxyde de cobalt	Oxyde de cobalt	CoO	Composés inorganiques
1317-42-6	Sulfure de cobalt	Sulfure de cobalt	CoS	Composés inorganiques
7440-48-4	Cobalt	Cobalt élémentaire	Co	Composés inorganiques
7542-09-8	Acide carbonique, sel de cobalt	Carbonate de cobalt	CH ₂ O ₃ .xCo	Composés inorganiques
7646-79-9	Dichlorure de cobalt	Chlorure de cobalt	CoCl ₂	Composés inorganiques
10124-43-3	Sulfate de cobalt	Sulfate de cobalt(II)	CoSO ₄	Composés inorganiques
10141-05-6	Dinitrate de cobalt	Nitrate de cobalt	Co(NO ₃) ₂	Composés inorganiques
10393-49-4	Acide sulfurique, sel de cobalt	Sulfate de cobalt	Co.xH ₂ O ₄ S	Composés inorganiques
10534-89-1	Trichlorure d'hexaaminocobalt	Chlorure d'hexamine-cobalt	Cl. ¹ / ₃ CoH ₁₈ N ₆	Composés inorganiques
12602-23-2	Di[carbonato(2-)]hexahydroxypentacobalt	Carbonate et hydroxyde de cobalt	Co ₅ (OH) ₆ (CO ₃) ₂	Composés inorganiques
13455-25-9	Chromate de cobalt	Chromate de cobalt	CrCoO ₄	Composés inorganiques
13455-36-2	Bis(orthophosphate) de tricobalt	Orthophosphate de cobalt	Co ₃ (PO ₄) ₂	Composés inorganiques
13782-01-9	Hexanitritocobaltate	Pigment Yellow	CoN ₆ O ₁₂ .3K	Composés

Évaluation préalable

N° CAS	Nom sur la LIS	Nom commun/nom simplifié	Formule chimique	Catégorie de substance
	de tripotassium	40		inorganiques
21041-93-0	Dihydroxyde de cobalt	Hydroxyde de cobalt(II)	Co(OH) ₂	Composés inorganiques
71-48-7	Di(acétate de cobalt	Acétate de cobalt	C ₂ H ₄ O ₂ · ¹ / ₂ Co	Sels organo-métalliques
136-52-7	Bis(2-éthylhexanoate) de cobalt	2-Éthylhexanoate de cobalt(II)	C ₈ H ₁₆ O ₂ · ¹ / ₂ Co	Sels organo-métalliques
1560-69-6	Propionate de cobalt(2+)	Propanoate de cobalt	C ₃ H ₆ O ₂ · ¹ / ₂ Co	Sels organo-métalliques
6700-85-2	Acide octanoïque, sel de cobalt	Octanoate de cobalt	C ₈ H ₁₆ O ₂ ·xCo	Sels organo-métalliques
13586-82-8	Acide 2-éthylhexanoïque, sel de cobalt	2-Éthylhexanoate de cobalt	C ₈ H ₁₆ O ₂ ·xCo	Sels organo-métalliques
13586-84-0	Octadecanoic acid, cobalt salt	Cobalt stéarate	C ₁₈ H ₃₆ O ₂ ·xCo	Sels organo-métalliques
27253-31-2	Acide néodécanoïque, sel de cobalt	Néodécanoate de cobalt	C ₁₀ H ₂₀ O ₂ ·xCo	Sels organo-métalliques
27685-51-4	Tétrakis(thiocyanato U)cobaltate(2-) de mercure(2++)	Isothiocyanate de cobalt et de mercure	HgCo(NCS) ₄	Sels organo-métalliques
38582-17-1	Bis(4-cyclohexybutyrate) de cobalt	Cobalt cyclohexylbutyrate	C ₁₀ H ₁₈ O ₂ · ¹ / ₂ Co	Sels organo-métalliques
94246-88-5	(2-Éthylhexanoato-*O)(isooctanoato-*O)cobalt	Éthylhexanoate et isooctanoate de cobalt (Cobalt EHI)	C ₁₆ H ₃₀ CoO ₄	Sels organo-métalliques
10210-68-1	Octacarbonyldicobalt	Carbonylcobalt	C ₈ Co ₂ O ₈	Sels organo-métalliques
8011-87-8	Vert d'oxyde de zinc et de cobalt	Pigment Green 19	n.d.	UVCB inorganiques
65997-18-4	Frittés, produits chimiques	Frittés chimiques	n.d.	UVCB inorganiques
67711-89-1	Calcines, grillage du cuivre ¹	Calcines	n.d.	UVCB inorganiques
68186-89-0	Périclase grise de cobalt et de nickel	Pigment Black 25	n.d.	UVCB inorganiques
68187-11-1	Spinelle bleu-vert de chromite de cobalt	Pigment Blue 36	n.d.	UVCB inorganiques
68608-93-5	Borate rouge-bleu de cobalt et de magnésium	Pigment Violet 48	n.d.	UVCB inorganiques
68610-13-9	Phosphate violet de cobalt et de lithium	Pigment Violet 47	n.d.	UVCB inorganiques
69012-71-1	Résidus de lixiviation, minerai de zinc, calcine, refonte du cobalt ¹	n.d.	n.d.	UVCB inorganiques
69012-72-2	Résidus de	n.d.	n/a	UVCB

Évaluation préalable

N° CAS	Nom sur la LIS	Nom commun/nom simplifié	Formule chimique	Catégorie de substance
	lixiviation, minerai de zinc, calcine, zinc-cobalt ¹			inorganiques
72869-37-5	Sulfure de zinc (ZnS) dope de cobalt et de cuivre	n.d.	n.d.	UVCB inorganiques
91053-46-2	Résidus de lixiviation, calcine de minerai de zinc, précipité cadmium-cuivre ¹	n.d.	n.d.	UVCB inorganiques
121053-28-9	Électrolytes, raffinage du cobalt ¹	n.d.	n.d.	UVCB inorganiques
121053-29-0	Schlamms et boues de raffinage du cobalt ¹	n.d.	n.d.	UVCB inorganiques
121053-30-3	Schlamms et boues d'électrolyse du cobalt ¹	n.d.	n.d.	UVCB inorganiques
124222-14-6	Cendres volantes, raffinage du cobalt ¹	n.d.	n.d.	UVCB inorganiques
124222-15-7	Résidus de raffinage du cobalt ¹	n.d.	n.d.	UVCB inorganiques
124222-18-0	Résidus de raffinage de métaux précieux ¹	n.d.	n.d.	UVCB inorganiques
129618-35-5	Électrolytes, fabrication du cuivre ¹	n.d.	n.d.	UVCB inorganiques
129618-36-6	Solutions, cuivre hydrométallurgique ¹	n.d.	n.d.	UVCB inorganiques
129618-39-9	Solutions, fabrication du cobalt, procédé hydrométallurgique ¹	n.d.	n.d.	UVCB inorganiques
61789-51-3	Acides naphténiques, sels de cobalt	Naphténate de cobalt	n.d.	UVCB – sels organo-métalliques
68457-13-6	Cobalt, complexes de néodécanoate et de borate	Borate et néodécanoate de cobalt	n.d.	UVCB – sels organo-métalliques
68988-10-3	Zirconium, complexes de dipropylèneglycol, d'alcool isobutylique, de néodécanoate, de propionate et de cobalt	n.d.	n.d.	UVCB - composés organo-métalliques

n.d. = non disponible

¹ UVCB produit lors de la fusion et du raffinage des métaux de base

Annexe B : Quantités, activités et utilisations de substances contenant du cobalt sur lesquelles des renseignements ont été reçus suite à une enquête menée en vertu de l'article 71

Tableau B-1 : Résumé des quantités de substances contenant du cobalt inscrites sur la LIS, qui ont été produites, importées et/ou utilisées au Canada, selon les renseignements reçus en 2006, 2008 ou 2011. Les quantités mentionnées sont pour les substances et non pour le cobalt.

N° CAS	Nom commun/nom simplifié	Quantité totale ¹ produite (tonne)	Quantité totale ¹ importée (tonne)	Quantité totale ¹ utilisée (tonne)
10124-43-3	Sulfate de cobalt(II)	1000 – 10 000	100 – 1000	1000 – 10 000
10393-49-4	Sulfate de cobalt	64	1550	1463
7440-48-4	Cobalt	1000 – 10 000	100 – 1000	100 – 1000
1317-42-6	Sulfure de cobalt	100 – 1000	> 500	n.d. ²
7646-79-9	Chlorure de cobalt	100 – 1000	10 – 100	10 – 100
21041-93-0	Hydroxyde de cobalt	100 – 1000	10 – 100	10 – 100
136-52-7	2-Éthylhexanoate de cobalt	10 – 100	52 – 166	n.d.
1307-96-6	Oxyde cobalt	10 – 100	13 – 59	n.d.
68457-13-6	Borate et néodécanoate de cobalt	0,1 – 1	10 – 100	n.d.
27253-31-2	Néodécanoate de cobalt	10 – 100 ³	10 – 100 ³	10 – 100 ³
61789-51-3	Naphténates de cobalt	10 – 100 ³	10 – 100 ³	10 – 100 ³
10210-68-1	Carbonylcobalt	Inférieur au seuil de déclaration	Inférieur au seuil de déclaration	50
13586-84-0	Stéarate de cobalt	Inférieur au seuil de déclaration	10 – 100	n.d.
10141-05-6	Nitrate de cobalt	Inférieur au seuil de déclaration	1 – 100	n.d.
1560-69-6	Propanoate de cobalt	10 – 100 ³	10 – 100 ³	10 – 100 ³
513-79-1	Carbonate de cobalt(II)	1 – 10 ³	1 – 10 ³	1 – 10 ³
71-48-7	Acétate de cobalt	Inférieur au seuil de déclaration ³	Inférieur au seuil de déclaration ³	inférieur au seuil de déclaration ³
12602-23-2	Carbonate et hydroxide de cobalt	0,1 – 1 ³	0,1 – 1 ³	0,1 – 1 ³
91053-46-2	Résidus de lixiviation, calcine de minerai de zinc, précipité cadmium-cuivre	>1 000	Inférieur au seuil de déclaration	n.d.
124222-15-7	Résidus de raffinage du cobalt	> 500	Inférieur au seuil de déclaration	n.d.

Évaluation préalable

N° CAS	Nom commun/nom simplifié	Quantité totale ¹ produite (tonne)	Quantité totale ¹ importée (tonne)	Quantité totale ¹ utilisée (tonne)
69012-71-1	Résidus de lixiviation, minerai de zinc, calcine, refonte du cobalt	> 500	Inférieur au seuil de déclaration	n.d.
69012-72-2	Résidus de lixiviation, minerai de zinc, calcine, zinc-cobalt	> 500	Inférieur au seuil de déclaration	n.d.

1 : quantité déclarée pour une année civile

2 : n.d. = non disponible (renseignement non requis dans l'avis de l'article 71)

3 : la gamme ou la valeur représente la quantité totale dans le commerce et peut être une combinaison de la quantité totale produite et/ou de la quantité totale importée et/ou de la quantité utilisée.

La première enquête a été réalisée en 2009, pour l'année de déclaration 2006, sur quatre substances qui avaient été évaluées dans le cadre du Défi pour le PGPC (Canada 2009a). Des renseignements sur la production, l'importation et les utilisations avaient été collectées lors de cette enquête.

La deuxième enquête, aussi connue sous le nom de Mise à jour de l'inventaire de la LIS, a été réalisée en 2009, mais pour l'année de déclaration 2008 sur 35 des 50 substances appartenant au groupe (c.-à-d. satisfaisant aux critères de catégorisation) (Canada 2009b). Cette enquête a permis de collecter des renseignements sur les quantités de substances produites et importées, mais pas sur celles utilisées.

Finalement, la troisième enquête a été réalisée en 2012, pour l'année de déclaration 2011, sur 16 substances appartenant au groupe (Canada 2011b). Dix de ces substances n'avaient pas été couvertes par les deux premières enquêtes, alors que six l'avaient été par la deuxième, mais des renseignements critiques étaient nécessaires. Pour les six dernières substances, l'enquête portait sur les quantités de substances produites, importées ou utilisées, sans distinction entre ces activités. Pour les dix autres substances de l'enquête de 2012, ces quantités avaient été séparées.

Tableau B-2 : Principales activités ou utilisations mettant en jeu des substances contenant du cobalt au Canada

N° CAS	Nom commun/nom simplifié	Activité ou utilisation n° 1	Activité ou utilisation n° 2	Activité ou utilisation n° 3	Année de déclaration
10124-43-3	Sulfate de cobalt(II)	Intermédiaire pour des procédés métallurgiques	—	—	2006

Évaluation préalable

N° CAS	Nom commun/nom simplifié	Activité ou utilisation n° 1	Activité ou utilisation n° 2	Activité ou utilisation n° 3	Année de déclaration
10393-49-4	Sulfate de cobalt	Intermédiaire pour des procédés métallurgiques	—	—	2006
7440-48-4	Cobalt	Composant d'alliages ou de carbures pour des applications nécessitant une résistance mécanique et une résistance thermique élevées	Intermédiaire pour des procédés métallurgiques	—	2006
1317-42-6	Cobalt sulfide	Fusion et raffinage de métaux non ferreux (sauf l'aluminium)	—	—	2008
7646-79-9	Sulfure de cobalt	Intermédiaire pour des procédés métallurgiques	Réactif pour analyses	—	2006
21041-93-0	Hydroxyde de cobalt(II)	Piles	Production de catalyseurs	Fusion et raffinage de métaux non ferreux (sauf l'aluminium)	2011
136-52-7	2-Éthylhexanoate de cobalt(II)	Production de peintures et revêtements	—	—	2008
1307-96-6	Oxyde de cobalt	Production accidentelle de sous-produits	Production de catalyseurs	Catalyseur	2008
68457-13-6	Borate et néodécanoate de cobalt	Caoutchouc	Production automobile	Peintures et revêtements	2008
27253-31-2	Néodécanoate de cobalt	Caoutchouc	Peintures et revêtements	Plastic	2011
61789-51-3	Naphténate de cobalt	Caoutchouc	Matières plastiques	—	2011

Évaluation préalable

N° CAS	Nom commun/nom simplifié	Activité ou utilisation n° 1	Activité ou utilisation n° 2	Activité ou utilisation n° 3	Année de déclaration
10210-68-1	Carbonylcobalt	Catalyseur	–	–	2011
13586-84-0	Stéarate de cobalt	Caoutchouc	Adhésifs et produits d'étanchéité	–	2008
10141-05-6	Nitrate de cobalt	Agent de placage	–	–	2008
1560-69-6	Propanoate de cobalt	Caoutchouc	Peintures et revêtements	–	2011
513-79-1	Carbonate de cobalt	Nourriture animale	–	–	2011
71-48-7	Acétate de cobalt	Emballage alimentaire	–	–	2008
12602-23-2	Carbonate et hydroxyde de cobalt	Nourriture animale	–	–	2011
91053-46-2	Résidus de lixiviation, calcine de minerai de zinc, précipité cadmium-cuivre	Fusion et raffinage de métaux non ferreux (sauf l'aluminium)	–	–	2008
124222-15-7	Résidus de raffinage du cobalt	Fusion et raffinage de métaux non ferreux (sauf l'aluminium)	–	–	2008
69012-71-1	Résidus de lixiviation, minerai de zinc, calcine, refonte du cobalt	Fusion et raffinage de métaux non ferreux (sauf l'aluminium)	–	–	2008
69012-72-2	Résidus de lixiviation, minerai de zinc, calcine, zinc-cobalt	Fusion et raffinage de métaux non ferreux (sauf l'aluminium)	–	–	2008

Tableau B-3 : Substances contenant du cobalt dont les quantités étaient inférieures au seuil de déclaration en 2008 ou 2011 ou qui n'ont pas fait l'objet d'une enquête

No CAS	Nom commun	Année de déclaration
1307-86-4	Hydroxyde de cobalt	2008
7542-09-8	Carbonate de cobalt	2008
13455-36-2	Orthophosphate de cobalt	2008
6700-85-2	Octanoate de cobalt	2008
13586-82-8	2-Éthylhexanoate de cobalt	2008
94246-88-5	Éthylhexanoate et isooctanoate de cobalt (Cobalt EHI)	2008
121053-28-9	Électrolytes, raffinage du cobalt	2008
121053-30-3	Schlamms et boues d'électrolyse du cobalt	2008
129618-39-9	Solutions, fabrication du cobalt, procédé hydrométallurgique	2008
68186-89-0	Pigment Black 25	2008
68608-93-5	Pigment Violet 48	2008
68610-13-9	Pigment Violet 47	2008
121053-29-0	Schlamms et boues de raffinage du cobalt	2008
124222-14-6	Cendres volantes, raffinage du cobalt	2008
8011-87-8	Pigment Green 19	2011
10534-89-1	Chlorure d'hexamine-cobalt	2011
13455-25-9	Chromate de cobalt	2011
13782-01-9	Pigment Yellow 40	2011
27685-51-4	Isothiocyanate de cobalt et de mercure	2011
38582-17-1	Cobalt cyclohexylbutyrate	2011
68988-10-3	Zirconium, complexes de dipropylèneglycol, d'alcool isobutylique, de néodécanoate, de propionate et de cobalt	2011
72869-37-5	Sulfure de zinc (ZnS) dopé de cobalt et de cuivre	2011
65997-18-4	Frittés chimiques	Non étudiée
67711-89-1	Calcines	Non étudiée
68187-11-1	Pigment Blue 36	Non étudiée
124222-18-0	Résidus de raffinage de métaux précieux	Non étudiée
129618-35-5	Électrolytes, fabrication du cuivre	Non étudiée
129618-36-6	Solutions, cuivre hydrométallurgique	Non étudiée

Annexe C : Rejets de cobalt et ses composés déclarés à l'INRP pour 2011

Le seuil de déclaration pour le cobalt et les substances contenant du cobalt est de dix tonnes produites, traitées ou autrement utilisées (PTAU) à une concentration de 1 % ou plus. Tous les secteurs couverts par l'INRP énumérés en ordre décroissant au tableau C-1 sont donnés et apparaissent en ordre décroissant en termes de rejets totaux sur place (dans l'air, l'eau et/ou le sol). L'INRP requiert que les quantités de cobalt dans les résidus et les sous-produits soient incluses dans le calcul du seuil de déclaration peu importe la concentration de cobalt (incluant ceux avec < 1 %). Tous les rejets, éliminations et transferts à des fins de recyclage doivent être déclarés si la quantité de PTAU excède 10 tonnes. Les quantités éliminées sur le site et hors du site² ainsi que le recyclage hors du site sont aussi indiquées. L'unité est la tonne de cobalt sur une base de cobalt élémentaire.

Tableau C-1 : Rejets (en tonne) et éliminations de cobalt et ses composés déclarés¹ à l'INRP pour 2011.

Secteur industriel	Air	Eau	Sol	Total	Sur le site	Hors du site ³	Total	Recyclage hors du site
Systèmes d'eau et d'eaux usées	0,001	14,4	0 ⁴	14,4	5,13	0	5,13	0
Exploitation minière (mines et usines)	1,7	1,3	1,3	4,3	3637	0,088	3637	0
Métaux (fusion et raffinage)	3,843	0,242	0	4,1	-58,7 ⁵	4,69	-54 ⁵	12,5
Production d'équipement de transport	1,31	0	0	1,31	0	0,007	0,007	19,4
Autres productions	0,84	0	0	0,84	0	0,1	0,1	1,72
Pâtes et papiers	0,264	0	0	0,264	0,01	0	0,01	0
Électricité (production d'énergie)	0,069	0,002	0	0,071	5,52	36,1	41,6	5,41
Fer et acier	0,03	0	0	0,03	0	40,7	40,7	20,7
Extraction de pétrole non classique (incluant les	0,014	0,007	0	0,021	530	0,701	531	0,44

Évaluation préalable

sables bitumineux et le pétrole lourd)								
Composés chimiques	0,17	0,002	0	0,18	40,1	29,53	69,6	11,6
Autres (sauf production)	0	0	0	0	0	7,61	7,61	42,04
Raffinage et production de produits à base de pétrole ou de charbon	0	0	0	0	0,007	0,069	0,076	20,1
Traitement et élimination des déchets	0	0	0	0	19,9	7,94	27,8	17,7
Matières plastiques et caoutchouc	0	0	0	0	0	1,32	1,32	1,52
Aluminium	0	0	0	0	0	0	0	0
Ciment, chaux et autres minéraux non métalliques	0	0	0	0	0	0	0	0
Stockage et pipelines pour le pétrole et le gaz	0	0	0	0	0	0	0	0
Pétrole et gaz en amont	0	0	0	0	0	0	0	0
Produits du bois	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	8,24	16,0	1,3	25,5	4179	129	4308	153

1. Il y a un certain degré de complexité au sujet de la déclaration de données à l'INRP, comme le respect des seuils de déclaration et la possession de données clés et, en conséquence, des incertitudes dans les quantités déclarées.
2. Élimination comprend les renseignements sur l'élimination des résidus et des stériles.
3. Élimination hors du site comprend le traitement hors du site avant l'élimination finale, y compris dans une UTEU publique.
4. Un zéro signifie qu'il n'y a aucune déclaration par une installation ou une quantité nulle déclarée par au moins une installation.
- 5 La déclaration d'une quantité négative pour les résidus ou les stériles indique que la quantité d'une substance éliminée de la zone de gestion excède la quantité de cette substance déposée dans cette zone pour une année donnée. L'élimination de matériaux extraits dans une zone de gestion de résidus ou de stériles n'est donc pas nécessairement une élimination finale. Par exemple, si le prix du marché d'un métal ou minerai donné augmente, il peut être profitable pour une exploitation minière d'extraire ou de traiter des matériaux précédemment éliminés sous forme de résidus ou de stériles. Le site Web d'interrogation de l'INRP (<http://ec.gc.ca/inrp-npri/donnees-data/index.cfm?lang=Fr>) n'accepte pas les nombres négatifs que les installations pourraient déclarer pour l'élimination de résidus et de stériles. Ainsi, il pourrait ne pas être possible de reproduire ces chiffres en utilisant cet outil d'analyse des données. D'autres outils de recherche sur le portail des données ouvertes dans lequel on peut retrouver des informations sur les chiffres négatifs : <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=Fr&n=0EC58C98>.

Annexe D : Résumé des données fiables concernant la toxicité chronique du cobalt pour les organismes aquatiques, benthiques ou du sol

Tableau D-1 : Résumé des données fiables concernant la toxicité chronique du cobalt pour les poissons d'eau douce

Organisme d'essai	Composé d'essai	Dureté (mg CaC O ₃ /L)	pH	Paramètre et durée	Valeur de toxicité (µg Co/L) ¹	Référence
Poisson zèbre <i>Brachydanio rerio</i>	CoCl ₂ *6H ₂ O	100	7,5-7,7	CE ₁₀ 16 j (survie)	348 (348) ^{2,3}	Dave et Xiu, 1991
Poisson zèbre <i>Brachydanio rerio</i>	CoCl ₂	103 ± 6,1	7,8 ± 0,1	CE ₁₀ 33 j (biomasse)	1 085 (1 016)	Parametrix, 2010a
Tête-de-boule <i>Pimephales promelas</i>	CoCl ₂	109	7,6-8,5	CE ₁₀ 34 j (survie)	351 (339) ³	Parametrix, 2010a
Tête-de-boule <i>Pimephales promelas</i>	CoSO ₄	236 ⁴	8,14	CI ₁₀ 28 j (croissance)	480 (336)	Kimball, 1978
Truite arc-en-ciel <i>Oncorhynchus mykiss</i>	CoCl ₂	115	7,6-7,8	CE ₁₀ 81 j (biomasse)	2 171 (2 049) ³	Parametrix, 2010a

Abréviations : CE_{xx} : concentration d'une substance que l'on estime causer un effet chez XX % des organismes d'essai; CI_{xx} : concentration ayant un effet inhibiteur sur XX % des organismes d'essai. Estimation ponctuelle de la concentration d'une substance d'essai qui réduit de XX % une mesure biologique quantitative, par exemple le taux de croissance.

1 : Concentration de cobalt dissout.

2 : La valeur entre parenthèses représente la valeur de toxicité corrigée en fonction d'une dureté de 100 mg/L d'après la pente de régression combinée.

3 : Valeur choisie pour la distribution de la sensibilité des espèces (DES).

4 : Seule l'alcalinité (mg/L) a été signalée dans cette étude; elle a été interprétée comme étant environ égale à la dureté et a été utilisée pour corriger la valeur de toxicité.

Tableau D-2 : Résumé des données fiables concernant la toxicité chronique du cobalt pour les invertébrés d'eau douce

Organisme d'essai	Composé d'essai	Dureté (mg CaC O ₃ /L)	pH	Paramètre et durée	Valeur de toxicité (µg Co/L) ¹	Référence
Amphipode <i>Hyalella azteca</i>	CoCl ₂ *6H ₂ O	122	8,2	CI ₁₀ 28 j (croissance)	0,76 (0,7) ^{2,3}	Norwood <i>et al.</i> , 2007
Amphipode <i>Hyalella azteca</i>	CoCl ₂	125 ± 10	7,15-7,69	CE ₁₀ 28 j (croissance)	7,55 (6,88) ³	Heijerick <i>et al.</i> , 2007
Cladocère <i>Daphnia magna</i>	CoCl ₂	230-250	7,22-7,64	CE ₁₀ 21 j (reproduction)	32,4 (22,6) ⁴	Heijerick <i>et al.</i> , 2007
Cladocère <i>Ceriodaphnia dubia</i>	CoCl ₂	108	8,0-8,7	CE ₁₀ 21 j (reproduction)	7,9 (7,7) ⁴	Parametrix, 2010a
Escargot <i>Lymnea</i>	CoCl ₂	140	7,64-7,88	CE ₁₀ 28 j (croissance)	9,61 (8,36) ⁴	Heijerick <i>et al.</i> , 2007

Évaluation préalable

Organisme d'essai	Composé d'essai	Dureté (mg CaC O ₃ /L)	pH	Paramètre et durée	Valeur de toxicité (µg Co/L) ¹	Référence
<i>stagnalis</i>						
Moucheron <i>Chironomus tentans</i>	CoCl ₂	32-34	7,58-8,17	CE ₁₀ 20 j (survie)	167 (202) ^{4,5}	Pacific Ecorisk, 2005
Oligochète <i>Aeolosoma sp.</i>	CoCl ₂	54	7,4-7,8	CE ₁₀ 14 j (croissance)	155 (200) ⁴	Parametrix, 2010a

Abréviations : CE_{xx} : concentration d'une substance que l'on estime causer un effet chez XX % des organismes d'essai; Cl_{xx} : concentration ayant un effet inhibiteur sur XX % des organismes d'essai. Estimation ponctuelle de la concentration d'une substance d'essai qui réduit de XX % une mesure biologique quantitative, par exemple le taux de croissance.

1 : Concentration de cobalt dissout.

2 : La valeur entre parenthèses représente la valeur de toxicité corrigée en fonction d'une dureté de 100 mg/L d'après la pente de régression combinée.

3 : Valeurs normalisées en fonction d'une dureté de 100 mg/L utilisées pour le calcul de la moyenne géométrique (2,2) utilisée dans la DES.

4 : Valeur choisie pour la DES.

5 : Valeur de toxicité corrigée en fonction d'une dureté de 52 mg/L d'après la pente de régression combinée; voir la section portant sur le facteur de modification de la dureté.

Tableau D-3 : Résumé des données fiables concernant la toxicité chronique du cobalt pour les plantes et les algues d'eau douce

Organisme d'essai	Composé d'essai	Dureté (mg CaC O ₃ /L)	pH	Paramètre et durée	Valeur de toxicité (µg Co/L) ¹	Référence
Lenticule mineure <i>Lemna minor</i>	CoCl ₂	55 ²	6,52-6,68	CE ₁₀ 7 j (croissance)	4,9 (6,3) ^{3,4}	Heijerick <i>et al.</i> , 2007
Algue verte <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	CoCl ₂	25 ⁵	7,51-7,72	CE ₁₀ 4 j (croissance)	23 (31) ^{4,6}	Heijerick <i>et al.</i> , 2007
Spirodèle polyrhize <i>Spirodela polyrhiza</i>	CoCl ₂	12 ⁵	7,0	CE ₅₀ 4 j (croissance)	140 (257) ^{4,6}	Gaur <i>et al.</i> , 1994
Algue verte <i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	CoCl ₂	12 ⁷	6,8	CE ₃₀ 5 j (croissance)	1 120 (2 055) ^{4,6}	Macfie <i>et al.</i> , 1994

Abréviations : CE_{xx} : concentration d'une substance que l'on estime causer un effet chez XX % des organismes d'essai.

1 : Concentration de cobalt dissout.

2 : Calculée à l'aide d'un milieu dont la composition est conforme à la ligne directrice n° 221 de l'OCDE (concentrations de Ca, Mg, Fe et Mn). Sources :

http://www.oecd-ilibrary.org/environment/essai-n-221-lemna-sp-essais-d-inhibition-de-la-croissance_9789264016309-fr

http://www.groundwatersoftware.com/calculator_8_water_hardness.htm

3 : La valeur entre parenthèses représente la valeur de toxicité corrigée en fonction d'une dureté de 100 mg/L d'après la pente de régression combinée; voir la sous-section 7.1.2.

4 : Valeur choisie pour la DES.

5 : Calculée à l'aide d'un milieu dont la composition est conforme à la ligne directrice n° 201 de l'OCDE (concentrations de Ca, Mg, Fe et Mn). Sources :

http://www.oecd-ilibrary.org/fr/environment/essai-n-201-algues-essai-d-inhibition-de-la-croissance_9789264069930-fr

http://www.groundwatersoftware.com/calculator_8_water_hardness.htm

6 : Valeur de toxicité corrigée en fonction d'une dureté de 52 mg/L d'après la pente de régression combinée; voir ci-dessous.

7 : Calculée à l'aide de la composition du milieu AAP (concentrations de Ca, Mg, Fe et Mn). Sources :

http://www.oecd-ilibrary.org/environment/essai-n-201-algues-essai-d-inhibition-de-la-croissance_9789264069930-fr

http://www.groundwatersoftware.com/calculator_8_water_hardness.htm

Tableau D-4 : Résumé des données fiables concernant la toxicité chronique du cobalt pour les invertébrés benthiques d'eau douce

Organisme d'essai	Composé d'essai	Paramètre et durée	Valeur de toxicité (mg Co/kg poids sec)	Référence
<i>Hyallela azteca</i>	CoCl ₂	CE ₁₀ 28 j (croissance)	86	Nguyen <i>et al.</i> , 2009a
<i>Ephoron virgo</i>	CoCl ₂	CE ₁₀ 28 j (croissance)	136	Nguyen <i>et al.</i> , 2009b
<i>Chironomus riparius</i>	CoCl ₂	CE ₁₀ 28 j (émergence)	148	Nguyen <i>et al.</i> , 2009a
<i>Gammarus pulex</i>	CoCl ₂	CE ₁₀ 28 j (survie)	273	Nguyen <i>et al.</i> , 2009b
<i>Tubifex tubifex</i>	CoCl ₂	CE ₁₀ 28 j (reproduction)	1 176	Nguyen <i>et al.</i> , 2009a
<i>Lumbriculus variegatus</i>	CoCl ₂	CE ₁₀ 28 j (survie)	> 2 170 ¹	Nguyen <i>et al.</i> , 2009b

Abréviations : CE_{xx} : concentration d'une substance que l'on estime causer un effet chez XX % des organismes d'essai.
 1 : 2 170 mg Co/kg sédiments étant la CSEO de l'étude, la CE₁₀ sera donc plus grande que la CSEO. La valeur de 2 170 a été utilisée pour déterminer la DES.

Tableau D-5 : Résumé des données fiables concernant la toxicité chronique du cobalt pour les plantes terrestres

Organisme d'essai	Composé d'essai	Paramètre	Durée	Valeur de toxicité (mg Co/kg poids sec de sol)	Référence
Luzerne <i>Medicago sativa</i>	CoCl ₂	Levée	14 j-CE ₂₀	62,7 (art.) ¹ 62,6 (nat.) ²	Kapustka <i>et al.</i> , 2006
Luzerne <i>Medicago sativa</i>	CoCl ₂	Longueur des pousses	14 j-CE ₂₀	15,3 (art.) 15,9 (nat.)	Kapustka <i>et al.</i> , 2006
Luzerne <i>Medicago sativa</i>	CoCl ₂	Longueur des racines	14 j-CE ₂₀	9,4 (art.) 22,1 (nat.)	Kapustka <i>et al.</i> , 2006
Orge <i>Hordeum vulgare</i>	CoCl ₂	Levée	14 j-CE ₂₀	118 (art.) 536,2 (nat.)	Kapustka <i>et al.</i> , 2006
Orge <i>Hordeum vulgare</i>	CoCl ₂	Longueur des pousses	14 j-CE ₂₀	44,7 (art.) 108,9 (nat.)	Kapustka <i>et al.</i> , 2006
Orge <i>Hordeum vulgare</i>	CoCl ₂	Longueur des racines	14 j-CE ₂₀	34,2 (art.) 37,5 (nat.)	Kapustka <i>et al.</i> , 2006
Orge <i>Hordeum vulgare</i>	CoCl ₂	Croissance des pousses	21 j-CE ₁₀	9-617	Li <i>et al.</i> , 2009
Orge <i>Hordeum vulgare</i>	CoCl ₂	Croissance des racines	4 j-CSEO	180 (5,45 mg/L) ³	Lock <i>et al.</i> , 2007
Orge <i>Hordeum vulgare</i>	CoCl ₂	Croissance des racines	4 j-CE ₅₀	180 (79,8 mg/L) ³	Lock <i>et al.</i> , 2007
Orge <i>Hordeum vulgare</i>	CoCl ₂	Croissance des racines	4 j-CE ₁₀	13-255	Micó <i>et al.</i> , 2008
Élyme lancéolé <i>Elymus lanceolatus</i>	CoSO ₄	Longueur des pousses	21 j-CI ₅₀ 21 j-CI ₁₀	1 364 189,7	Environnement Canada, 2010c

Évaluation préalable

Organisme d'essai	Composé d'essai	Paramètre	Durée	Valeur de toxicité (mg Co/kg poids sec de sol)	Référence
Élyme lancéolé <i>Elymus lanceolatus</i>	CoSO ₄	Longueur des racines	21 j-CI ₅₀ 21 j-CI ₁₀	271 64,6	Environnement Canada, 2010c
Élyme lancéolé <i>Elymus lanceolatus</i>	CoSO ₄	Poids sec des pousses	21 j-CI ₅₀ 14 j-CI ₁₀	1 175 524	Environnement Canada, 2010c
Élyme lancéolé <i>Elymus lanceolatus</i>	CoSO ₄	Poids sec des racines	21 j-CI ₅₀ 14 j-CI ₁₀	250 44,4	Environnement Canada, 2010c
Colza oléagineux <i>Brassica napus</i>	CoCl ₂	Croissance des pousses	21 j-CE ₁₀	1-102	Li <i>et al.</i> , 2009
Radis <i>Raphanus sativus</i>	CoCl ₂	Levée	14 j-CE ₂₀	496,2 (art.) 393,2 (nat.)	Kapustka <i>et al.</i> , 2006
Radis <i>Raphanus sativus</i>	CoCl ₂	Longueur des pousses	14 j-CE ₂₀	59,7 (art.) 94,0 (nat.)	Kapustka <i>et al.</i> , 2006
Radis <i>Raphanus sativus</i>	CoCl ₂	Longueur des racines	14 j-CE ₂₀	41,2 (art.) 45,3 (nat.)	Kapustka <i>et al.</i> , 2006
Radis <i>Raphanus sativus</i>	CoSO ₄	Longueur des pousses	14 j-CI ₅₀ 14 j-CI ₁₀	488 119	Environnement Canada, 2010c
Radis <i>Raphanus sativus</i>	CoSO ₄	Longueur des racines	14 j-CI ₅₀ 14 j-CI ₁₀	243 22,2	Environnement Canada, 2010c
Radis <i>Raphanus sativus</i>	CoSO ₄	Poids sec des pousses	14 j-CI ₅₀ 14 j-CI ₁₀	2 213 452	Environnement Canada, 2010c
Radis <i>Raphanus sativus</i>	CoSO ₄	Poids sec des racines	14 j-CI ₅₀ 14 j-CI ₁₀	741 407	Environnement Canada, 2010c
Trèfle rouge <i>Trifolium pratense</i>	CoSO ₄	Longueur des pousses	14 j-CI ₅₀ 14 j-CI ₁₀	914 102	Environnement Canada, 2010
Trèfle rouge <i>Trifolium pratense</i>	CoSO ₄	Longueur des racines	14 j-CI ₅₀ 14 j-CI ₁₀	163 93	Environnement Canada, 2010c
Trèfle rouge <i>Trifolium pratense</i>	CoSO ₄	Poids sec des pousses	14 j-CI ₅₀ 14 j-CI ₁₀	783 516	Environnement Canada, 2010c
Tomate <i>Lycopersicon esculentum Mill</i>	CoSO ₄	Longueur des pousses	14 j-CI ₅₀ 14 j-CE ₁₀	673 98	Environnement Canada, 2010c
Tomate <i>Lycopersicon esculentum Mill</i>	CoSO ₄	Longueur des racines	14 j-CI ₅₀ 14 j-CE ₁₀	561 267	Environnement Canada, 2010c
Tomate <i>Lycopersicon esculentum Mill</i>	CoSO ₄	Poids sec des pousses	14 j-CI ₅₀ 14 j-CE ₁₀	847 426	Environnement Canada, 2010c
Tomate <i>Lycopersicon esculentum Mill</i>	CoSO ₄	Poids sec des racines	14 j-CI ₅₀ 14 j-CE ₁₀	220 49,7	Environnement Canada, 2010c
Tomate <i>Lycopersicon esculentum Mill</i>	CoCl ₂	Croissance des pousses	21 j-CE ₁₀	1-192	Li <i>et al.</i> , 2009

Abréviations : CE_{xx} : concentration d'une substance que l'on estime causer un effet chez XX % des organismes d'essai; CI_{xx} : concentration ayant un effet inhibiteur sur XX % des organismes d'essai. Estimation ponctuelle de la concentration

Évaluation préalable

d'une substance d'essai qui réduit de XX % une mesure biologique quantitative, par exemple le taux de croissance; CL_{xx}: concentration d'une substance jugée létale pour XX % des organismes d'essai; CSEO : la concentration sans effet observé est la plus forte concentration dans un test de toxicité qui ne cause pas d'effet statistiquement significatif comparativement aux témoins.

1 : Sol artificiel

2 : Sol naturel

3 : Cobalt dans les eaux interstitielles

Tableau D-6 : Résumé des données fiables concernant la toxicité chronique du cobalt pour les invertébrés terrestres

Organisme d'essai	Composé d'essai	Paramètre	Durée	Valeur de toxicité (mg Co/kg poids sec de sol)	Référence
Lombric <i>Eisenia andrei</i>	CoSO ₄	Production de juvéniles	63 j-Cl ₅₀ 28 j-Cl ₁₀	16,4 4,23	Environnement Canada, 2010c
Lombric <i>Eisenia andrei</i>	CoSO ₄	Masse sèche des juvéniles	63 j-Cl ₅₀	70,5 57,7	Environnement Canada, 2010c
Lombric <i>Eisenia fetida</i>	CoCl ₂	Reproduction	28 j-CE ₁₀	555	De Schampelaere <i>et al.</i> , 2008
Enchytrée <i>Enchytraeus albidus</i>	CoCl ₂	Reproduction	42 j-CE ₁₀	53-152	De Schampelaere <i>et al.</i> , 2008
Collembole <i>Folsomia candida</i>	CoSO ₄	Production de juvéniles	28 j-Cl ₅₀ 28 j-CE ₁₀	432 181	Environnement Canada, 2010c
Collembole <i>Folsomia candida</i>	CoCl ₂	Reproduction	28 j-CE ₁₀	16,3-68	De Schampelaere <i>et al.</i> , 2008
Collembole <i>Folsomia candida</i>	CoCl ₂	Reproduction	28 j-CE ₁₀	272,4	Nota <i>et al.</i> , 2010
Collembole <i>Folsomia candida</i>	CoCl ₂	Reproduction	28 j- CME0	180 mg/L 1 800 mg/L	Lock <i>et al.</i> , 2004

Abréviations : CE_{xx}: concentration d'une substance que l'on estime causer un effet chez XX % des organismes d'essai; Cl_{xx}: concentration ayant un effet inhibiteur sur XX % des organismes d'essai. Estimation ponctuelle de la concentration d'une substance d'essai qui réduit de XX % une mesure biologique quantitative, par exemple le taux de croissance; CL_{xx}: concentration d'une substance jugée létale pour XX % des organismes d'essai; CME0 : la concentration minimale entraînant un effet observé est la plus faible concentration dans un test de toxicité qui cause un effet statistiquement significatif comparativement aux témoins.

Tableau D-7 : Résumé des données fiables concernant la toxicité chronique du cobalt pour les microorganismes du sol

Organisme d'essai	Composé d'essai	Paramètre (processus microbien)	Durée	Valeur de toxicité (mg Co/kg poids sec de sol)	Référence
Divers microorganismes du sol	CoCl ₂	Nitrification potentielle	CSEO ou CE ₁₀	23,1-725	Salpeteur <i>et al.</i> , 2007

Évaluation préalable

Divers microorganismes du sol	CoCl ₂	Respiration induite par le glucose	CSEO ou CE ₁₀	6,3-606	Salpeteur <i>et al.</i> , 2007
Divers microorganismes du sol	CoCl ₂	Minéralisation des résidus de maïs	CSEO ou CE	37,2-4 696	Salpeteur <i>et al.</i> , 2007

Abréviations : CE_{xx}: concentration d'une substance qui cause un effet chez XX % des organismes d'essai; CSEO : la concentration sans effet observé est la plus forte concentration dans un test de toxicité qui ne cause pas d'effet statistiquement significatif comparativement aux témoins.

Annexe E : Résumé de l'information concernant les effets sur la santé humaine

Tableau E-1 : Résumé de l'information concernant les effets sur la santé des substances contenant du cobalt (animaux de laboratoire et essais *in vitro*)

Paramètre	Doses minimales entraînant un effet / résultat	Références
Toxicité aiguë – voie orale	DL₅₀ la plus faible par voie orale (gavage) (rat) = 42,4 mg Co/kg p.c. [CoCl ₂]	Singh et Junnarkar, 1991. Autres références : Speijers <i>et al.</i> , 1982 [CoCl ₂ , CoSO ₄ , oxyde de cobalt, dinitrate de cobalt]; FDRL, 1984 [CoSO ₄]; Reagan, 1992 [cobalt métallique, sulfure de cobalt]; Lewis, 1996 [bicarbonate de cobalt (1:1)]; Kniga, 1980 [hexanitritocobaltate de tripotassium]; Luckey, 1975 [CoO]; Lobet et Domingo, 1983 [dinitrate de cobalt]
Toxicité aiguë - inhalation	CL₅₀ la plus faible par inhalation (rats – mâles et femelles) < 0,261 mg/L air [oxyde de cobalt].	CoRC, 2010d Autre référence : CoRC, 2010b
Toxicité aiguë - voie cutanée	CL₅₀ la plus faible par voie cutanée (rats – mâles et femelles) > 2 000 mg/kg p.c. [acides résiniques et colophaniques, sels de cobalt, 4-oxopent-2-én-2-olate de cobalt(II)]	CoRC, 2010a
Sensibilisation - voie cutanée	Sensibilisation cutanée lors de l'essai de stimulation locale des ganglions lymphatiques et de l'essai de maximisation chez le cobaye par le CoCl ₂ . Les cobayes ont aussi été sensibilisés après contact de 24 heures avec le CoCl ₂ . Sensibilisation cutanée lors d'un test épicutané avec adjuvant avec le CoSO ₄ .	Ikarashi <i>et al.</i> , 1992 a, b; Camner <i>et al.</i> , 1993; Yamano <i>et al.</i> , 2006; Liden et Wahlberg, 1994; Yanagi <i>et al.</i> , 2001
Sensibilisation - inhalation	Sensibilisation de porcs miniatures après inhalation d'aérosols de Co métallique	Kerfoot <i>et al.</i> , 1975
Irritation - cutanée	Non irritant dans un essai d'irritation cutanée <i>in vitro</i> : essai sur épiderme humain reconstitué [oxyde de cobalt, sulfure de cobalt, dihydroxyde de cobalt]	CoRC, 2010c; CoRC, 2010d; CoRC, 2010e
Irritation - oculaire	Non irritant pour les yeux lors d'un test aigu d'irritation et de corrosion oculaires chez des lapins néo-zélandais [carbonate de cobalt, oxyde de cobalt, sulfure de cobalt]	CoRC, 2010 b; CoRC, 2010c; CoRC, 2010d
Toxicité à court terme, dose répétée – voie orale	DMENO la plus faible par voie orale (rat) = 2,5 mg Co/kg p.c. par jour d'après une augmentation des globules rouges (polycythémie). DSENO = 0,62 mg Co/kg p.c./jour [CoCl ₂ ·6H ₂ O]	Stanley <i>et al.</i> , 1947
Toxicité à court terme, dose répétée - inhalation	CME0 la plus faible par inhalation (lapin) = 0,5 mg Co/m ³ d'après les effets sur l'appareil respiratoire après une exposition de 4 à 6 semaines [CoCl ₂]	Johansson <i>et al.</i> , 1983, 1984
Toxicité à court terme, dose	LOEL la plus faible par voie cutanée (rat) = 9,6 mg Co/kg p.c. par jour d'après la sensibilisation	Ikarashi <i>et al.</i> , 1992 a, b

Évaluation préalable

Paramètre	Doses minimales entraînant un effet / résultat	Références
répétée - voie cutanée	lors de l'essai de stimulation locale des ganglions lymphatiques – exposition de 3 jours [CoCl ₂]	
Toxicité subchronique - voie orale	LOEL la plus faible par voie orale (rat) = 0,5 mg Co/kg p.c. par jour d'après l'augmentation de la période de latence des réflexes conditionnés et une polycythémie transitoire après 7 mois de traitement. DSENO = 0,05 mg Co/kg p.c. par jour [CoCl ₂]	Krasovskii et Fridlyand, 1971 Autre étude : Union Carbide Corp, 1992 [CoO]
Toxicité subchronique - inhalation	CMEO la plus faible par inhalation (souris, rat) = 0,11 mg Co/m ³ d'après les effets sur l'appareil respiratoire (métaplasie malpighienne du larynx) après 13 semaines d'exposition [CoSO ₄ ·7H ₂ O]	NTP, 1991; Bucher <i>et al.</i> , 1990 Autre étude : Johansson <i>et al.</i> , 1987
Toxicité chronique / cancérogénicité	Effets non néoplasiques : CMEO (souris, rat) = 0,11 mg Co/m ³ d'après les effets sur l'appareil respiratoire (lésions du larynx, des poumons et du nez) lors d'un essai biologique de 2 ans par inhalation de CoSO ₄ ·7H ₂ O à raison de 0, 0,11, 0,38 ou 1,14 mg Co/m ³ , 6 heures/jour, 5 jours/semaine pendant 105 semaines. Cancérogénicité : Le NTP a conclu qu'il existait des preuves claires d'une activité cancérogène chez les souris mâles ou femelles et les rates; et certaines preuves d'une activité cancérogène chez les rats mâles. Rats et souris : néoplasmes alvéolaires/bronchiques bénins ou malins significativement différents à la dose de 1,14 mg Co/m ³ chez les mâles et aux doses de 0,38 et 1,14 mg Co/m ³ chez les femelles.	NTP, 1991; Bucher <i>et al.</i> , 1990
Toxicité chronique / cancérogénicité	Le NTP a conclu qu'il existait des preuves claires d'une activité cancérogène chez les rats et les souris mâles ou femelles exposés par inhalation à des particules de cobalt métallique en aérosol à raison de 0, 1,25, 2,5 ou 5 mg Co/m ³ 6 heures/jour, 5 jours/semaine pendant 105 semaines au maximum. Des carcinomes alvéolaires/bronchiques et des adénomes ou carcinomes alvéolaires/bronchiques (combinés) ont été observés, et les tendances étaient positives chez les souris mâles et femelles; l'incidence de tous ces cancers était significativement plus élevée que chez les témoins. Des cancers de la médullosurrénale chez des rats mâles ou femelles et des cancers des îlots pancréatiques chez des rats mâles ont aussi été attribués à l'exposition au cobalt métallique.	NTP, 2014
Toxicité pour le développement	DMENO la plus faible par voie orale (rat) = 5,2 mg Co/kg p.c. par jour d'après une toxicité pour le développement [retard de développement des viscères, malformations squelettiques (hyperplasie du sternum, doubles centres d'ossification des vertèbres, raccourcissement de la 13 ^e côte)], augmentation de la mortalité périnatale des petits, arrêt de croissance prématuré et retard transitoire des paramètres de développement [CoSO ₄ ·7H ₂ O]	Szakmary <i>et al.</i> , 2001 Autres études : Domingo <i>et al.</i> , 1985; Patternain <i>et al.</i> , 1988
Toxicité pour la	DMENO la plus faible par voie orale (souris) =	Elbetieha <i>et al.</i> , 2008

Évaluation préalable

Paramètre	Doses minimales entraînant un effet / résultat	Références
reproduction	9,9 mg Co/kg p.c. par jour d'après une baisse de implantations, une baisse du nombre de fœtus viables, une hausse du nombre de résorptions et une baisse du nombre de spermatozoïdes épидидymaires [CoCl ₂ ·6H ₂ O]	Autres études : Pedigo et Vernon, 1993; Pedigo <i>et al.</i> , 1988
Contre-ions de substances contenant du cobalt	Une recension des écrits concernant les effets sur la santé des contre-ions a été effectuée, et, d'après les données disponibles, la plupart des contre-ions sont moins toxiques pour les animaux de laboratoire et l'humain que l'entité cobalt. Les contre-ions qui sont plus toxiques (p. ex. les substances contenant du chrome) que l'entité cobalt ont déjà été évalués, par exemple lors de l'évaluation des substances figurant sur la Liste des substances d'intérêt prioritaire.	US EPA, 2009; HSDB, 1983a, 1983 b, 1983c, 1985, 1986, 1992; Environnement Canada, Santé Canada, 1994; Environnement Canada, Santé Canada, 2011b; European Commission, c2000a, c2000b

Tableau E-2 : Résumé de l'information concernant les effets sur la santé des substances contenant du cobalt (études épidémiologiques)

Paramètre	Doses entraînant un effet / résultat	Références
Sensibilisation - cutanée	Sensibilisation observée chez 1 à 10 % des plus de 4 000 sujets exposés au chlorure de cobalt dans 1 % de gelée de pétrole appliquée dans le cadre d'un test épicutané. Sensibilisation observée lors d'un test épicutané au nitrate de cobalt(II) à 5 % dans de l'eau appliqué sur 436 travailleurs d'une usine de poterie.	Pratt <i>et al.</i> , 2004; Uter <i>et al.</i> , 2005; Warshaw <i>et al.</i> , 2007; Pirila, 1953 Autres études : Camarasa, 1967; Nielsen <i>et al.</i> , 2000
Sensibilisation - inhalation	Sensibilisation après inhalation : L'inhalation d'aérosols de chlorure de cobalt peut entraîner une réaction asthmatique chez les personnes sensibilisées. Des anticorps de types IgE et IgA dirigés contre le cobalt ont été détectés chez l'humain. Des études d'exposition professionnelle, expliquées en détail dans la section traitant de l'exposition chronique, ont révélé la présence d'une irritation respiratoire, d'asthme et de bronchites parmi les travailleurs exposés au cobalt ou à des composés de cobalt. S'appuyant sur ces études, EC a classé le cobalt et les substances contenant du cobalt, soit les poudres de cobalt, le sulfate de cobalt, le dichlorure de cobalt, le dinitrate de cobalt, le carbonate de cobalt, l'acétate de cobalt, le monoxyde de cobalt, le tétraoxyde de tricobalt, le sulfure de cobalt, le dihydroxyde de cobalt, le trihydroxyde de cobalt, l'oxyhydroxyde de cobalt, le résinate de cobalt et le stéarate de cobalt, comme des sensibilisants respiratoires : catégorie 1B.	Shirakawa, 1989; Bencko <i>et al.</i> , 1983; Shirakawa <i>et al.</i> , 1988, 1989; Nemery <i>et al.</i> , 1992; Linna <i>et al.</i> , 2004; Swennen <i>et al.</i> , 1993; Linna <i>et al.</i> , 2003; Roto, 1980; Sauni <i>et al.</i> , 2010; CoRC, 2010a
Toxicité à court terme, dose répétée – voie orale Augmentation des globules rouges (polycythémie)	Une augmentation de 16 à 20 % du nombre de globules rouges (polycythémie) et de 6 à 11 % du taux d'hémoglobine a été observée chez des volontaires masculins de 20 à 47 ans en bonne santé exposés au CoCl ₂ à raison d'environ 1 mg Co/kg p.c./jour pendant 22 jours. Les effets étaient passagers, et la numération des globules rouges est revenue à la normale après 9 à 15 jours.	Davis et Fields, 1958; Duckham et Lee, 1976; Taylor <i>et al.</i> , 1977; Holly, 1955; Jaimet et Thode, 1955

Évaluation préalable

Paramètre	Doses entraînant un effet / résultat	Références
	<p>Étude chez des patients anéphriques et anémiques : 0,16 à 0,32 mg Co/kg p.c. par jour sous forme de CoCl_2 (25 ou 50 mg/jour). Les patients ont été traités pendant 12 à 47 semaines consécutives, suivies d'une pause d'au moins 12 semaines. Une hausse significative du taux d'hémoglobine et du volume globulaire moyen a été constatée chez la plupart des patients.</p> <p>Femmes enceintes : 0,45 à 0,64 mg Co/kg p.c. par jour sous forme de CoCl_2 (75 ou 100 mg/jour) chaque jour pendant 90 jours (troisième trimestre). Le taux d'hémoglobine et le nombre de globules rouges n'ont pas augmenté.</p> <p>Enfants : Des enfants (de 5 à 9 ans) ayant reçu jusqu'à 1,8 mg Co/kg p.c. par jour n'ont présenté aucun changement du taux d'hémoglobine.</p>	
Toxicité à court terme, dose répétée – voie orale Effets sur la thyroïde	Volontaires et patients recevant des sels de cobalt comme traitement de l'anémie : Doses de 2,8 à 3,9 mg Co/kg p.c. par jour pendant 3 à 8 mois. Goitre, hypertrophie de la thyroïde et modifications microscopiques de la thyroïde. Aucun effet sur la thyroïde signalé chez certains enfants anémiques exposés par voie orale au cobalt à raison de 1,8 mg Co/kg p.c. par jour pendant 10 semaines et chez des adultes dialysés exposés à 0,32 mg Co/kg p.c./jour pendant 4 semaines.	Kriss <i>et al.</i> , 1955; Gross <i>et al.</i> , 1955; Jaimet et Thode, 1955; Bowie et Hurley, 1975 Autres études : Paley <i>et al.</i> , 1958; Roche et Layrisse, 1956
Toxicité subchronique – voie orale Myocardopathie létale	Rapports de cas concernant de grands consommateurs de bière (environ 8 à 30 pintes/jour, ou 4 à 14 litres) contenant du CoSO_4 comme stabilisateur de mousse. Parmi les facteurs ayant pu contribuer à la susceptibilité des victimes figurent une alimentation pauvre en protéines et des lésions cardiaques causées par la consommation abusive d'alcool. Les estimations de l'exposition au cobalt ayant mené au décès variaient de 0,04 à 0,14 mg/kg p.c. par jour (« pendant plusieurs années »). Les consommateurs de bière bien alimentés qui ont bu des quantités similaires de bière traitée au sulfate de cobalt (environ 0,09 mg Co/kg p.c./jour) n'ont pas présenté de lésions cardiaques.	Alexander, 1969, 1972; Bonenfant <i>et al.</i> , 1969; Kesteloot <i>et al.</i> , 1968; Morin et Daniel, 1967; Morin <i>et al.</i> , 1971; Sullivan <i>et al.</i> , 1969; IPCS, 2006; Kesteloot <i>et al.</i> , 1968
Toxicité chronique - inhalation Paramètres autres que le cancer	Étude transversale chez 194 travailleurs (166 hommes et 28 femmes) de 10 ateliers de taille de diamant et 59 travailleurs de trois autres ateliers de l'industrie du diamant (témoins : 46 hommes et 13 femmes). Les travailleurs ont été classés dans trois catégories d'exposition selon les mesures du cobalt dans l'air (échantillons d'air personnel + d'air de la zone) : témoins (0,0004 +/- 0,0006 mg/m ³), exposition faible (0,0053 +/- 0,0032 mg/m ³) et exposition élevée (0,0151	Nemery <i>et al.</i> , 1992 (réexaminé dans ATSDR, 2004) Autres études : Linna <i>et al.</i> , 2004; Swennen <i>et al.</i> , 1993; Linna <i>et al.</i> , 2003; Roto, 1980; Sauni <i>et al.</i> , 2010; Rehfisch <i>et al.</i> , 2012;

Évaluation préalable

Paramètre	Doses entraînant un effet / résultat	Références
	<p>+/- 0,0117 mg/m³). L'exposition a aussi été confirmée par la mesure du cobalt dans l'urine.</p> <p>La durée d'emploi dans chaque groupe n'était pas indiquée; les catégories d'exposition représentent uniquement les concentrations aériennes qui existaient au moment de l'étude.</p> <p>Les sujets du groupe fortement exposé étaient plus nombreux à présenter de symptômes respiratoires et présentaient une prévalence significativement plus élevée de la toux et de l'irritation des yeux, du nez et de la gorge. La prévalence de certains symptômes (p. ex. toux, mucosités) était élevée dans le groupe faiblement exposé comparativement au groupe témoin, mais la hausse (par rapport aux témoins) n'était pas statistiquement significative ($p < 0,05$).</p> <p>La fonction pulmonaire, évaluée au moyen de la capacité vitale forcée, du volume expiratoire maximum par seconde, du débit maximum expiratoire entre 25 % et 75 % de la capacité vitale forcée et du débit expiratoire de pointe moyen, était significativement réduite chez les travailleurs fortement exposés comparativement aux travailleurs faiblement exposés et au groupe témoin. La fonction pulmonaire n'était pas réduite dans le groupe faiblement exposé comparativement au groupe témoin.</p> <p>CMENO = 0,0151 mg/m³ CSENO = 0,0053 mg/m³</p>	<p>Lantin <i>et al.</i>, 2013 (voie pas clairement indiquée); Mur <i>et al.</i>, 1987; Moulin <i>et al.</i>, 1993</p>

Annexe F : Résumé des données de biosurveillance chez l'humain

Tableau F-1 : Concentration de cobalt dans le sang (µg/L)

Endroit / Référence	Année(s) d'échantillonnage	Âge (années)	Sexe	N	Médiane	95 ^e centile
Canada / Santé Canada, 2013	2009-2011	3-79	Masculin	2 940	0,21 (0,19 - 0,22)	0,33 (0,30 - 0,37)
Canada / Santé Canada, 2013	2009-2011	3-79	Féminin	3 130	0,23 (0,21 - 0,26)	0,44 (0,38 - 0,50)
Canada / Santé Canada, 2013	2009-2011	3-79	Masculin + féminin	6 070	0,22 (0,20 - 0,24)	0,40 (0,36 - 0,43)
Canada / Santé Canada, 2013	2009-2011	3-5	Masculin + féminin	495	0,26 (0,24 - 0,28)	0,42 (0,32 - 0,52)
Canada / Santé Canada, 2013	2009-2011	6-11	Masculin + féminin	961	0,24 (0,22 - 0,26)	0,37 (0,34 - 0,40)
Canada / Santé Canada, 2013	2009-2011	12-19	Masculin + féminin	997	0,23 (0,21 - 0,25)	0,38 (0,34 - 0,41)
Canada / Santé Canada, 2013	2009-2011	20-39	Masculin + féminin	1 313	0,21 (0,19 - 0,23)	0,40 (0,35 - 0,44)
Canada / Santé Canada, 2013	2009-2011	40-59	Masculin + féminin	1 222	0,21 (0,20 - 0,23)	0,43 (0,34 - 0,52)
Canada / Santé Canada, 2013	2009-2011	60-79	Masculin + féminin	1 082	0,22 (0,20 - 0,24)	0,39 (0,35 - 0,42)
Ville de Québec, Canada / INSPQ, 2004	2001	18-65	Masculin + féminin	472	< 0,18	0,37
Colombie-Britannique, Canada / Clark <i>et al.</i> , 2007	2004-2005	30-65	Masculin + féminin	39	0,47	0,71
Alberta, Canada / Alberta Health and Wellness, 2008	2005	< 25-31+	Féminin	50 599, combinés	0,2 - 3,6 ^a	-
Alberta, Canada / gouvernement de l'Alberta, 2010	2004-2006	< 5-13	Masculin + féminin	1 373, combinés	0,16 - 0,2 ^a	

^a moyenne arithmétique

Tableau F-2 : Concentration de cobalt dans l'urine (µg/L)

Endroit / Référence	Année(s) d'échantil- lonnage	Âge (années)	Sexe	N	Médiane	95 ^e centile
Canada / Santé Canada, 2013	2009-2011	3-79	Masculin	3 035	0,23 (0,19 - 0,28)	0,81 (0,71 - 0,91)
Canada / Santé Canada, 2013	2009-2011	3-79	Féminin	3 269	0,27 (0,24 - 0,30)	1,1 (1,0 - 1,3)
Canada / Santé Canada, 2013	2009-2011	3-79	Masculin + féminin	6 304	0,25 (0,22 - 0,29)	0,97 (0,86 - 1,1)
Canada / Santé Canada, 2013	2009-2011	3-5	Masculin + féminin	573	0,37 (0,31 - 0,43)	1,1 (0,65 - 1,6)
Canada / Santé Canada, 2013	2009-2011	6-11	Masculin + féminin	1 061	0,40 (0,37 - 0,43)	1,1 (0,95 - 1,3)
Canada / Santé Canada, 2013	2009-2011	12-19	Masculin + féminin	1 041	0,36 (0,32 - 0,41)	1,5 (1,2 - 1,9)
Canada / Santé Canada, 2013	2009-2011	20-39	Masculin + féminin	1 320	0,26 (0,21 - 0,30)	0,92 (0,75 - 1,1)
Canada / Santé Canada, 2013	2009-2011	40-59	Masculin + féminin	1 224	0,22 (0,17 - 0,27)	0,85 (0,72 - 0,97)
Canada / Santé Canada, 2013	2009-2011	60-79	Masculin + féminin	1 085	0,18 (0,14 - 0,23)	0,74 (0,51 - 0,98)
États-Unis / US CDC, 2013	2009-2011	6-20+	Masculin + féminin	2 848	0,38 (0,350 - 0,400)	1,4 (1,20 - 1,58)
France / Fréry <i>et al.</i> , 2010	2009-2011	18-74	Masculin + féminin	1 991	0,220	1,40
Allemagne / Heitland <i>et al.</i> , 2006	2005	2-6	Masculin + féminin	24	0,6 ^a	2,21
Allemagne / Heitland <i>et al.</i> , 2006	2005	7-11	Masculin + féminin	24	0,61 ^a	2,19
Allemagne / Heitland <i>et al.</i> , 2006	2005	12-17	Masculin + féminin	24	0,46 ^a	2,21
Allemagne / Heitland <i>et al.</i> , 2006	2005	18-65	Masculin + féminin	87	0,18 ^a	1,53

^a moyenne géométrique

Annexe G : Résumé des données sur l'exposition humaine

Tableau G-1 : Estimations moyennes de la dose quotidienne ($\mu\text{g}/\text{kg}$ p.c. par jour) de cobalt dans la population générale du Canada provenant de l'environnement et des aliments

Voie d'exposition	0 à 6 mois, allaités ^{a,b}	0 à 6 mois, non allaités ^{a,b}	0,5 à 4 ans ^d	5 à 11 ans ^e	12 à 19 ans ^f	20 à 59 ans ^g	60 ans et plus ^h
Air personnel ⁱ	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Eau potable ^j	NA ⁿ	0,003	0,002	0,001	0,001	< 0,001	< 0,001
Aliments et boissons ^k	0,59	0,63	0,57	0,42	0,29	0,23	0,19
Sol ^l	NA	NA	0,002	0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Poussière domestique ^m	0,010	0,010	0,005	0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Dose totale	0,60	0,64	0,58	0,42	0,29	0,23	0,19

^a Prémusés peser 7,5 kg, respirer 2,1 m³ d'air par jour (Santé Canada, 1998) et ingérer 38 mg de poussière domestique par jour (Wilson *et al.*, 2013). Les enfants allaités sont prémusés consommer uniquement du lait maternel pendant 6 mois. Les enfants non allaités sont prémusés consommer des préparations pour nourrissons et des aliments. Environ 50 % des enfants non nourris de préparations pour nourrissons commencent à manger des aliments solides à l'âge de 4 mois, et 90 %, à l'âge de 6 mois (NHW, 1990, dans Santé Canada, 1998).

^b Prémusés consommer 0,742 L de lait maternel par jour (Santé Canada, 1998). La concentration maximale mesurée dans le lait de 43 mères à Terre-Neuve était de 6 $\mu\text{g}/\text{L}$. (Friel *et al.*, 1999).

^c Prémusés boire 0,2 L d'eau (dans les préparations pour nourrissons) par jour (Santé Canada, 1998).

^d Prémusés peser 15,5 kg, boire 0,2 L d'eau, respirer 9,3 m³ d'air par jour (Santé Canada, 1998) et ingérer 14 mg de sol et 41 mg de poussière domestique par jour (Wilson *et al.*, 2013).

^e Prémusés peser 31,0 kg, boire 0,4 L d'eau, respirer 14,5 m³ d'air par jour (Santé Canada, 1998) et ingérer 21 mg de sol et 31 mg de poussière domestique par jour (Wilson *et al.*, 2013).

^f Prémusés peser 59,4 kg, boire 0,4 L d'eau, respirer 15,8 m³ d'air par jour (Santé Canada, 1998) et ingérer 1,4 mg de sol et 2,2 mg de poussière domestique par jour (Wilson *et al.*, 2013).⁷

^g Prémusés peser 70,9 kg, boire 0,4 L d'eau, respirer 16,2 m³ d'air par jour (Santé Canada, 1998) et ingérer 1,6 mg de sol et 2,5 mg de poussière domestique par jour (Wilson *et al.*, 2013).

^h Prémusés peser 72,0 kg, boire 0,4 L d'eau, respirer 14,3 m³ d'air par jour (Santé Canada, 1998) et ingérer 1,5 mg de sol et 2,5 mg de poussière domestique par jour (Wilson *et al.*, 2013).

ⁱ La dose provenant de l'air personnel est estimée à l'aide de la concentration de cobalt au 95^e centile dans les PM₁₀ mesurée dans l'Étude d'évaluation de l'exposition à Windsor (Ontario), soit 0,280 ng/m³ (2,8×10⁻⁷ mg/m³) (Rasmussen, 2013).

^j La concentration moyenne de cobalt dans l'eau traitée (0,11 $\mu\text{g}/\text{L}$ pour 623 échantillons) signalée par la province de l'Ontario a été utilisée pour estimer la dose moyenne dans la population générale. Cette valeur a été choisie parce qu'elle provenait de l'un des plus grands échantillons du tableau A7.5 et se situait au-dessus de la limite de détection de la méthode. La majorité des données sur la tendance centrale se situaient sous la limite de détection.

Évaluation préalable

- ^k Les doses estimées provenant des aliments sont les résultats signalés dans le cadre de l'Étude canadienne sur l'alimentation totale de 2007 (<http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/surveill/total-diet/index-fra.php>); la valeur figurant dans le tableau correspond à la plus haute valeur signalée pour des groupes d'âge qui se chevauchent : 2 à 3 mois pour les enfants de 0 à 6 mois non allaités; 7 à 9 mois pour les enfants de 0,5 à 4 ans; hommes de 12 à 19 ans pour le groupe des 12 à 19 ans; hommes de 20 à 39 ans pour le groupe des 20 à 59 ans; et hommes de 40 à 64 ans pour le groupe des 60 ans et plus. Les aliments individuels ont été achetés dans trois ou quatre supermarchés; les échantillons d'aliments ont ensuite été préparés et transformés de la même façon qu'ils l'auraient été dans les ménages canadiens moyens. Les aliments transformés ont ensuite été combinés en vue de constituer des mélanges (plus de 140 mélanges différents), lesquels ont fait l'objet d'un dosage du cobalt. La concentration a ensuite été combinée avec l'information sur la dose alimentaire pour les Canadiens afin d'estimer la dose quotidienne par voie alimentaire (Santé Canada, 2009b).
- ^l La dose de cobalt provenant du sol est estimée à l'aide de la concentration bioaccessible estimée de 2,2 mg/kg. Cette valeur est basée sur la valeur médiane de 50 échantillons de cobalt mesuré dans la terre de jardin à Ottawa, en Ontario, soit 8,04 mg/kg (Rasmussen *et al.*, 2001). Ces résultats sont comparables aux résultats provenant du sol et de la poussière de route dans d'autres études canadiennes où aucune source ponctuelle n'entrait en jeu (tableau A7.6) obtenus à l'aide d'un facteur de bioaccessibilité de 28 % tirée de rapport du groupe SARA (2005). La Commission géologique du Canada a fait état d'une concentration de cobalt dans le till glaciaire (concentration de fond géologique) de 7 mg/kg, ce qui est plus élevé ou similaire aux concentrations dans le sol ambiant.
- ^m La dose de cobalt provenant de la poussière domestique est estimée à l'aide de la concentration médiane du cobalt bioaccessible, soit 2 mg/kg, dans de la poussière domestique prélevée dans 1 017 résidences dans le cadre de l'EPDC (Rasmussen, 2013). L'EPDC a été conçue de façon à fournir une mesure statistiquement représentative des concentrations de substances dans les foyers canadiens.
- ⁿ NA = non applicable

Tableau G-2 : Équivalent sanguin de l'exposition quotidienne

Âge	Dose totale (µg/kg p.c. par jour) ^a	Dose totale (µg par jour) ^b	Concentration sanguine calculée (µg/L) ^c
20 à 59 ans	0,23	16	0,39

^a Tiré du tableau G-1.

^b Dose calculée d'après le poids corporel d'un adulte de 70,9 kg (dose totale = 0,23 µg/kg p.c. par jour × 70,9 kg = 16,3 µg par jour).

^c Concentration sanguine de cobalt (µg/L) = 0,0092 × 16,3 µg par jour (dose de cobalt par voie orale en µg/jour) + 0,2374 = 0,39 µg/L

Tableau G-3 : Concentration de cobalt dans le lait humain (µg/L)

Endroit (ville ou province, pays)	Année(s) d'échantillonnage	Échantillon description	n	Tendance centrale	Intervalle	Référence
Terre-Neuve, Canada	1988-1993	1 échantillon par semaine pendant 8 semaines et 1 échantillon la semaine 12, 43 participants	43	0 – 6 ^a	-	Friel <i>et al.</i> , 1999
Autriche	-	Un échantillon chez chacun des 27 participants	27	0,19 ^a	< 0,07 – 1,20	Krachler <i>et al.</i> , 2000
Venise, Italie	1998-2000	Un échantillon par participant – alimentation faible en poissons	10	0,00595 ^b	-	Abballe <i>et al.</i> , 2008
Venise, Italie	1998-2000	Un échantillon par participant – alimentation moyennement riche en poissons	13	0,00242 ^b	-	Abballe <i>et al.</i> , 2008
Venise, Italie	1998-2000	Un échantillon par participant – alimentation riche en poissons	6	< 0,001 ^b	-	Abballe <i>et al.</i> , 2008
Rome, Italie	1998-2000	Un échantillon par participant	10	< 0,001 ^b	-	Abballe <i>et al.</i> , 2008
Portugal	2003	Un échantillon par participant, environ 30 jours après l'accouchement	19	0,69 ^a 0,72 ^b	0,48 – 1,22	Almedia <i>et al.</i> , 2008
Guatemala	-	Un échantillon environ 3 mois après l'accouchement	84	0,24 ^a	0,05 – 2208	OMS, 1989
Hongrie	-	Un échantillon environ 3 mois après l'accouchement	71	0,15 ^a	0,02 – 3,68	OMS, 1989
Nigeria	-	Un échantillon environ 3 mois après l'accouchement	18	0,64 ^a	0,26 – 1,41	OMS, 1989
Philippines	-	Un échantillon environ 3 mois après l'accouchement	65	1,40 ^a	0,48 – 4,74	OMS, 1989
Suède	-	Un échantillon environ 3 mois après l'accouchement	32	0,27 ^a	0,10 – 0,75	OMS, 1989
Zaïre	-	Un échantillon environ 3 mois après l'accouchement	69	0,36 ^a	0,09 – 1,90	OMS, 1989

^a médiane^b moyenne arithmétique

Tableau G-4 : Concentration de cobalt dans l'air (ng/m³) au Canada

Endroit	Année(s)	Type d'échantillon	n / n < LD	Tendance centrale	95 ^e centile	Référence
Windsor (ON)	2005-2006	Air intérieur, PM _{2,5}	437 / 394	< LD	0,228	Rasmussen, 2013
Windsor (ON)	2005-2006	Air extérieur, PM _{2,5}	447 / 358	< LD	0,145	Rasmussen, 2013
Windsor (ON)	2005-2006	Air personnel, PM _{2,5}	445 / 386	< LD	0,192	Rasmussen, 2013
Edmonton (AB)	2010	Air intérieur, PM _{2,5}	562 / 169	0,0197	0,320	BQEA, 2013a
Calgary	2010	Air extérieur, PM ₁	29/0	0,006 ^a	0,055	BQEA, 2013b
Calgary	2011	Air extérieur, PM ₁	25/0	0,004 ^a	0,009	BQEA, 2013b
Halifax	2010	Air extérieur, PM ₁	38/0	0,030 ^a	0,170	BQEA, 2013c
Halifax	2011	Air extérieur, PM ₁	68/0	0,027 ^a	0,192	BQEA, 2013c
Windsor (ON)	2005-2006	Air intérieur, PM ₁₀	532 / 58	0,017 ^a	0,230	Rasmussen, 2013
Windsor (ON)	2005-2006	Air extérieur, PM ₁₀	890 / 2	0,071 ^a	0,337	Rasmussen, 2013
Windsor (ON)	2005-2006	Air personnel, PM ₁₀	397 / 20	0,022 ^a	0,280	Rasmussen, 2013
Sable Island	2007-2008	Air extérieur, PM ₁₀	22 / 20	< 0,02	0,04	RNSPA, 2003-2008
Kelowna (BC)	2006-2007	Air extérieur, PM ₁₀	61 / 54	< 0,05	0,05	RNSPA, 2003-2008
Quesnel	2007-2008	Air extérieur, PM ₁₀	136 / 114	< 0,04	0,06	RNSPA, 2003-2008
Wallaceburg	2006-2008	Air extérieur, PM ₁₀	104 / 81	< 0,04	0,07	RNSPA, 2003-2008
Golden	2004-2007	Air extérieur, PM ₁₀	224 / 158	< 0,04	0,07	RNSPA, 2003-2008
Simcoe	2005-2008	Air extérieur, PM ₁₀	279 / 186	< 0,04	0,07	RNSPA, 2003-2008
Ottawa (ON)	2007-2008	Air extérieur, PM ₁₀	185 / 131	< 0,04	0,08	RNSPA, 2003-2008
Abbotsford	2003-2008	Air extérieur, PM ₁₀	496 / 274	< 0,04	0,08	RNSPA, 2003-2008
Burnaby	2003-2008	Air extérieur, PM ₁₀	545 / 281	< 0,04	0,09	RNSPA, 2003-2008
Dow Settlement	2004-2007	Air extérieur, PM ₁₀	329 / 208	< 0,04	0,9	RNSPA, 2003-2008
Saint-Anicet	2003-2008	Air extérieur, PM ₁₀	515 / 294	< 0,04	0,9	RNSPA, 2003-2008
Toronto	2004-2008	Air extérieur, PM ₁₀	493 / 289	< 0,04	0,10	RNSPA, 2003-2008
Windsor	2004-2008	Air extérieur, PM ₁₀	234 / 151	< 0,05	0,11	RNSPA, 2003-2008

Évaluation préalable

Endroit	Année(s)	Type d'échantillon	n / n < LD	Tendance centrale	95 ^e centile	Référence
Saint John	2007-2008	Air extérieur, PM ₁₀	147 / 73	0,04	0,14	RNSPA, 2003-2008
Flin Flon	2007-2008	Air extérieur, PM ₁₀	25 / 15	< 0,03	0,15	RNSPA, 2003-2008
Montréal	2003-2008	Air extérieur, PM ₁₀	405 / 147	0,05	0,17	RNSPA, 2003-2008
Edmonton	2006-2008	Air extérieur, PM ₁₀	279 / 121	0,05	0,45	RNSPA, 2003-2008
Halifax	2006-2008	Air extérieur, PM ₁₀	135 / 18	0,14	0,68	RNSPA, 2003-2008

^a médiane

Tableau G5 : Concentration de cobalt dans l'eau potable (µg/L) de certaines villes et provinces canadiennes les 5 années les plus récentes (2008 à 2012)

Endroit	Année(s)	Type d'échantillon	n	Tendance centrale	95 ^e centile / max	Référence
Toronto (ON)	2008-2010	Toutes les installations de traitement et tous les réseaux de distribution	101	< 0,5 ^a	-/< 0,5	Toronto Water, 2008, 2009, 2010
Winnipeg (MB)	2008-2010	Installations de traitement et réseau de distribution	-	< 0,20 ^a	-/0,23	Ville de Winnipeg, 2008, 2009, 2010
Montréal (QC)	2008	Installations de traitement		< 1 ^a	-/< 1	Montréal, 2008
Montréal (QC)	2009, 2011	Installations de traitement		< 0,03 ^a	-/0,07	Montréal, 2009, 2011
Victoria (BC)	2008-2011	Installation de traitement	40	Non détecté – 0,5 ^b	??	CRD Water Services, 2008, 2009, 2010, 2011
Ottawa (ON)	2008-2010	Installations de traitement et réseau de distribution	173	< 0,5 ^a	-/< 0,5	Ville d'Ottawa, 2008, 2009, 2010
Alberta	2008	Eau traitée	4	0,10 ^b	0,47/2	Province de l'Alberta
Manitoba	2009-2012	Eau traitée	455	< 0,2 ^b	0,69/6,1	Province du Manitoba
Nouveau-Brunswick	2008-2012	Eau traitée et eau non traitée	458	< 0,1	0,2/4,8	Province du Nouveau-Brunswick
Saskatchewan	2008-2012	Installations de traitement et réseau de distribution	75	< 1	< 1/4,6	Province de la Saskatchewan

Évaluation préalable

Endroit	Année(s)	Type d'échantillon	n	Tendance centrale	95 ^e centile / max	Référence
Ontario	2008-2009	Eau traitée	623	0,11 ^a	0,26/1,37	Province de l'Ontario
Canada entier	2009-2010	Eau traitée	122	Non détecté	-	Tugulea, 2013
Canada entier	2009-2010	Réseau de distribution	96	Non détecté	-	Tugulea, 2013

^a moyenne arithmétique

^b médiane

Tableau G-6 : Concentration de cobalt dans le sol de surface (mg/kg)

Endroit (ville ou province)	Année(s) d'échantillonnage	Description des échantillons	n	Tendance centrale	Intervalle	95 ^e centile	Référence
Canada entier	~1956-2006	Fond ^a Till glaciaire (< 63 µm)	7 398	9,3 ^b 7 ^c	0,25 – 95	23	Rencz <i>et al.</i> , 2006
Ottawa (ON)	1993	Sol ambiant ^d Terre de jardin	50	8,36 ^b 8,05 ^c	5,55 – 15,18	11,58	Rasmussen <i>et al.</i> , 2001
Toronto (ON)	2010	Sol ambiant ^d À côté d'une route à circulation modérée	5	6,0 ^b 6,0 ^c	5,6 – 6,4	-	Wiseman <i>et al.</i> , 2013
Toronto (ON)	2010	Sol ambiant ^d À côté d'une route à circulation dense	11	10,0 ^b 10,0 ^c	7,9 – 12	-	Wiseman <i>et al.</i> , 2013
Toronto (ON)	2010	Sol ambiant ^d Jardin communautaire (pas de circulation)	2	6,6 ^b	4,5 – 8,7	-	Wiseman <i>et al.</i> , 2013
Toronto (ON)	2010	Sol ambiant ^d Université de Toronto (pas de circulation)	4	7,1 ^b 6,9 ^c	5,0 – 9,6	-	Wiseman <i>et al.</i> , 2013
Port Colborne (ON)	1991?	Source ponctuelle ^e Non indiqué	-	51 ^b 39 ^c	5 – 262	-	MEO, 2002 (voir B10)
Cobalt (ON)	2006	Source ponctuelle ^e École publique de Cobalt-Coleman	11	11 ^b	7 – 28	23	MEO, 2011

Évaluation préalable

Cobalt (ON)	2006	Source ponctuelle ^e École catholique St. Patricks	20	7 ^b	5 – 12	11	MEO, 2011
Cobalt (ON)	2005-2006	Source ponctuelle ^e Espaces verts et résidus miniers exposés au lac Cobalt	22	340 ^b	140 – 1 700	1200	MEO, 2011
Cobalt (ON)	2005-2006	Source ponctuelle ^e Espaces verts au lac Cobalt – rive ouest	17	30 ^b	12 – 86	68	MEO, 2011
Cobalt (ON)	2005-2006	Source ponctuelle ^e Espaces verts au lac Cobalt – sentier de randonnée	8	6 ^b	4 – 8	7	MEO, 2011
Cobalt (ON)	2005-2006	Source ponctuelle ^e Espaces verts au lac Cobalt – terrain de soccer et terrain de baseball	18	14 ^{ba}	6 – 67	64	MEO, 2011
Cobalt (ON)	2005-2006	Source ponctuelle ^e Espaces verts au lac Cobalt – terrain du jeu du Lions Club	8	11 ^b	6 – 97		MEO, 2011
Cobalt (ON)	2005-2006	Source ponctuelle ^e Autres parcs et espaces verts	17	18 ^b	5 – 130	120	MEO, 2011
Cobalt (ON)	2007	Source ponctuelle ^e Secteur résidentiel adjacent à l'usine de traitement et aux résidus de la mine Buffalo	47	31 ^b	7 – 550	260	MEO, 2011
Cobalt (ON)	2007	Source ponctuelle ^e Secteur résidentiel adjacent aux résidus faibles en minerai de la mine Nipissing	24	39 ^b	12 – 850	580	MEO, 2011

Évaluation préalable

Cobalt (ON)	2007	Source ponctuelle ^e Secteur résidentiel adjacent à d'autres usines de traitement et résidus miniers	20	72 ^b	13 – 1 500	930	MEO, 2011
Cobalt (ON)	2003-2007	Source ponctuelle ^e Tous les échantillons	1 947	640 ^b	1,3 – 54 000	16 000	MEO, 2011

^a Fond : mesure de la concentration géologique de fond du cobalt

^b Moyenne arithmétique

^c Médiane

^d Sol ambiant : mesure de la concentration à la surface de sol ayant pu être contaminé par des activités naturelles ou anthropiques, mais non situé à proximité des grandes sources ponctuelles d'émissions.

^e Source ponctuelle : collectivité située à proximité d'une source ponctuelle d'émissions (p. ex. site minier, fonderie ou raffinerie).

Tableau G-7 : Concentration de cobalt dans la poussière domestique (mg/kg)

Endroit	Année(s) d'échantillonnage)	Description des échantillons (tampon / aspiration / taille des particules)	n	Tendance centrale	Intervalle	95 ^e centile	Référence
Canada entier, (Co total)	2007 - 2010	Aspiration < 80 µm	1017	5,6 ^b	0,7 – 70,2	18,9	Rasmussen, 2013
Canada entier (Co biaccessible)	2007 - 2010	Aspiration < 80 µm	1017	2,0 ^b	0,3 – 23,2	5,1	Rasmussen, 2013
Ottawa (ON) (Co total)	1993	Aspiration	48	8,40 ^a 8,77 ^b	3,28 – 22,67	13,10	Rasmussen, 2001
Région de Sudbury (ON) (résidences)	2001	Aspiration, près de la source ponctuelle	82	41,30 ^b 55,59 ^c	6,28 – 246,00	-	SARA, 2005
Région de Sudbury (ON) (écoles élémentaires)	2001	Aspiration, près de la source ponctuelle	8	28,8 ^c	13,6 – 45,1	-	SARA, 2005

^a Moyenne géométrique

^b Médiane

^c Moyenne arithmétique