



Environnement Canada

www.ec.gc.ca

English

Accueil

Contactez-nous

Aide

Recherche

canada.gc.ca

[Accueil](#) > [Rapports d'évaluation](#) > [Rapports d'évaluation du Défi](#) > [Dixième lot du Défi](#) > 7440-48-4, 7646-79-9, 10124-43-3 et 10393-49-4

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

Environnement Canada

Santé Canada

Janvier 2010

[\(Version PDF - 987 Ko\)](#)

Table des matières

- [Sommaire](#)
- [Introduction](#)
- [Identité de la substance](#)
- [Propriétés physiques et chimiques](#)
- [Sources](#)
- [Utilisations](#)
- [Rejets dans l'environnement](#)
- [Devenir dans l'environnement](#)
- [Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement](#)
- [Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine](#)
- [Conclusion](#)
- [Références](#)
- [Annexe 1 : Détails de la modélisation avec WHAM VI et descriptions des types d'eau utilisés](#)
- [Annexe 2 : Critères et considérations de détermination de la qualité des valeurs des FBC et des FBA et](#)

autres rapports de bioaccumulation pour les métaux et les éléments

- [Annexe 3 : Sommaire complet des données expérimentales sélectionnées pour l'estimation du potentiel de bioaccumulation du cobalt](#)
- [Annexe 4 : Sommaire des études exclues du procédé d'estimation du potentiel de bioaccumulation du cobalt](#)
- [Annexe 5 : Estimations de la limite supérieure de l'absorption quotidienne de cobalt par la population générale du Canada](#)
- [Annexe 6 : Estimation des expositions par voie cutanée 1 au cobalt issu de produits de soins personnels contenant du dichlorure de cobalt \(SDC, 2009\)](#)
- [Annexe 7 : Absorption estimée du dichlorure de cobalt issu des produits de soins personnels](#)
- [Annexe 8 : Sommaire des renseignements liés aux effets sur la santé du cobalt élémentaire et des sels solubles de cobalt \(II\)](#)

Sommaire

Conformément à l'article 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)], les ministres de l'Environnement et de la Santé ont mené une évaluation préalable du cobalt élémentaire, dont le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (numéro de CAS)^[1] est 7440-48-4, du dichlorure de cobalt, dont le numéro de CAS est 7646-79-9 et du sulfate de cobalt, dont les numéros de CAS sont 10124-43-3 et 10393-49-4. On a accordé une priorité élevée à la prise de mesures à l'égard du cobalt élémentaire, du dichlorure de cobalt et du sulfate de cobalt (numéro de CAS 10124-43-3) lors de la catégorisation visant la Liste intérieure des substances dans le cadre de l'initiative du Défi en vertu du Plan de gestion des substances chimiques. Le cobalt élémentaire et le sulfate de cobalt (numéro de CAS 10124-43-3) ont été considérés comme présentant le plus fort risque d'exposition, alors que le dichlorure de cobalt a été considéré comme présentant un risque d'exposition intermédiaire pour les Canadiens. Toutes ces substances ont été classées par d'autres organismes en fonction de leur cancérogénicité. Ces substances ont toutes répondu aux critères de catégorisation écologique relatifs à la persistance; le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt ont également répondu aux critères de catégorisation relatifs à la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques. Par conséquent, cette évaluation vise à la fois les risques pour la santé humaine et l'écologie.

Ces substances ont été évaluées ensemble parce qu'elles contiennent toutes le même groupe fonctionnel préoccupant (Co^{2+}) dans des conditions physiologiques et environnementales normales et que, par conséquent, elles sont considérées comme équivalentes sur le plan toxicologique. En outre, les méthodes de dosage du cobalt dans l'environnement et dans les aliments ne permettent pas de faire la distinction entre les différentes formes du cobalt. Cependant, la présente évaluation ne prend pas en compte les autres substances de cobalt, qui peuvent également contribuer à cette partie préoccupante. Dans la mesure du possible dans cette évaluation écologique, on a considéré seulement les rejets de cobalt potentiellement biodisponible provenant des trois substances à base de cobalt. D'autres sources anthropiques de la partie préoccupante du cobalt pour l'environnement n'ont pas été systématiquement incluses.

En 2006, selon les renseignements déclarés en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999), entre 1 000 000 et 10 000 000 kg de cobalt élémentaire ont été fabriqués et entre 100 000 et 1 000 000 kg de cobalt élémentaire ont été importés et utilisés. En 2006, des sociétés canadiennes ont déclaré avoir fabriqué entre 100 000 et 1 000 000 kg et importé et utilisé entre 10 000 et 100 000 kg de dichlorure de cobalt. De plus, en 2006, les déclarations relatives au sulfate de cobalt indiquaient ce qui suit : 1) la fabrication de 1 000 000 à 10 000 000 kg sous le numéro de CAS 10124-43-3 et de 64 400 kg sous le numéro de CAS 10393-49-4; 2) l'importation de 100 000 à 1 000 000 kg sous le numéro de CAS 10124-43-3 et de 1 449 700 kg sous le numéro de CAS 10393-49-4; 3) l'utilisation de 1 000 000 à 10 000 000 kg sous le numéro de CAS 10124-43-3 et de 1 462 600 kg sous le numéro de CAS 10393-49-4. En 2008, au Canada, l'essentiel du cobalt contenu dans des substances commerciales a été recyclé (70 %) ou éliminé (27 %). Au Canada, le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt sont utilisés principalement comme matières premières industrielles. En particulier, le cobalt élémentaire est couramment utilisé dans la production d'alliages et de carbures ayant une grande résistance aux hautes températures et à l'usure.

Les rejets anthropogéniques dans l'environnement de cobalt élémentaire, de dichlorure de cobalt et de sulfate de cobalt sont presque entièrement attribuables à diverses activités industrielles, y compris la fabrication de métaux de base ainsi que d'alliages et de superalliages. À la suite de rejets provenant de ces sources, les substances susmentionnées renfermant du cobalt pourraient entrer dans l'écosystème aquatique. Le cobalt élémentaire, sous forme de poudre, possède une solubilité limitée dans l'eau, alors que le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt ont une solubilité élevée dans l'eau. Ces substances se dissoudront donc au contact de

l'humidité une fois dans ces milieux aquatiques et produiront une variété d'espèces de cobalt dissoutes de proportions différentes en fonction des conditions environnementales. Il a été démontré que le cobalt dissous possède un potentiel relativement élevé d'effets nocifs sur les organismes aquatiques.

Des scénarios d'exposition propres au site ont été élaborés pour les principales sources industrielles de rejet dans l'environnement de cobalt élémentaire, de dichlorure de cobalt et de sulfate de cobalt. Les concentrations d'exposition ont été estimées près de sept installations industrielles incluant cinq fonderies et raffineries de nickel/cuivre/cobalt, un fabricant d'alliage de cobalt et un fabricant de composants de batterie. Une analyse du quotient de risque révèle la probabilité d'effets nocifs sur les organismes aquatiques résultant d'une exposition à la portion totale préoccupante de cobalt qui se forme à la suite de la dissolution du cobalt élémentaire, du dichlorure de cobalt et du sulfate de cobalt. Cependant, on ne connaît toujours pas la part exacte des trois substances en ce qui a trait à l'exposition totale au groupement cobalt sous forme dissoute. On conclut donc, à ce moment-ci, que les trois substances prises isolément ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions qui ont ou pourraient avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou qui constituent ou pourraient constituer un danger pour l'environnement essentiel pour la vie. Le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt répondent aux critères de persistance, mais ne répondent pas aux critères de potentiel de bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*.

D'après les renseignements disponibles sur les concentrations de cobalt total dans les milieux naturels (sol, eau potable, air ambiant) et dans les aliments, ainsi que d'après les résultats d'enquêtes menées conformément à l'article 71 de la LCPE (1999), on s'attend à ce que la population soit surtout exposée au cobalt par l'intermédiaire d'aliments. L'apport alimentaire de cobalt total chez les Canadiens s'est avéré être similaire à celui des autres pays développés. Les Canadiens adultes peuvent également être exposés au cobalt par l'utilisation de produits de soins personnels contenant du dichlorure de cobalt.

En s'appuyant principalement sur des évaluations fondées sur le poids de la preuve qui ont été réalisées par des organismes internationaux ou d'autres organismes nationaux, il appert que la cancérogénicité est un effet critique dans la caractérisation du risque pour la santé humaine que présentent le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt. Une augmentation du nombre de tumeurs pulmonaires a été observée chez les souris et chez les rats mâles exposés par inhalation à la plus haute concentration de sulfate de cobalt testée, et chez les souris et les rats femelles aux deux plus hautes concentrations de sulfate de cobalt testées dans un essai biologique d'une durée de deux ans. Aucune preuve ne laisse supposer la cancérogénicité par voie orale. Des données sur la génotoxicité *in vitro* et *in vivo* indiquent que le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt peuvent avoir des effets nocifs sur l'ADN et sur les chromosomes. Cependant, ces effets sont vraisemblablement induits par des mécanismes indirects incluant la génération d'espèces réactives à l'oxygène, une augmentation du stress oxydatif et l'inhibition des enzymes de réparation de l'ADN. Par conséquent, étant donné que les tumeurs observées chez les rats mâles ne semblent pas être causées par une interaction directe avec le matériel génétique, une approche fondée sur le seuil d'innocuité est utilisée afin d'évaluer le risque pour la santé humaine.

Le niveau d'effet critique quant à des effets non cancéreux en cas d'ingestion par voie orale correspond, selon une estimation prudente, à une dose minimale avec effet nocif observé de 0,04 mg de cobalt par kilogramme de poids corporel par jour, cela étant basé sur la myocardiopathie mortelle observée chez les personnes ayant consommé de grandes quantités de bière contenant du sulfate de cobalt. La population touchée pourrait avoir été plus sensible en raison de carences alimentaires et de dommages cardiaques antérieurs dus à une consommation excessive d'alcool. Étant donné qu'on sait que le cobalt stimule la production de globules rouges, on a utilisé les sels de cobalt pour traiter l'anémie chez les humains à des doses pouvant atteindre 0,32 mg de cobalt par kilogramme de poids corporel pendant des périodes allant de plusieurs semaines à plusieurs mois. Il y a des preuves de toxicité reproductrice et développementale pour les sels solubles de cobalt (II) chez les rongeurs, mais seulement à des doses 100 fois supérieures au niveau d'effet le plus faible chez les humains.

Le niveau d'effet critique quant à des effets non cancéreux en cas d'absorption par inhalation correspond à une dose minimale avec effet nocif observé de 0,0151 mg de cobalt par mètre cube chez les travailleurs exposés à de la poussière de cobalt, cela étant basé sur la présence beaucoup plus répandue d'irritations des yeux, du nez et de la gorge, de toux et de réduction de la fonction pulmonaire comparativement à des groupes témoins (travailleurs non exposés). Ces effets n'ont pas été observés chez des travailleurs exposés à de la poussière de cobalt à une teneur de 0,0053 mg de cobalt par mètre cube. Le niveau d'effet critique chez les humains est 25 fois inférieur à la concentration minimale à laquelle des tumeurs ont été observées dans les essais biologiques sur les rongeurs.

Les écarts entre les limites supérieures estimatives d'exposition au cobalt dans les milieux naturels, la nourriture et les produits de consommation et les niveaux associés à des effets sont considérés comme suffisamment protecteurs pour pallier les incertitudes des bases de données sur les effets sur la santé et sur l'exposition. Compte tenu de la suffisance des écarts entre les estimations prudentes de l'exposition au cobalt et les niveaux d'effet critique chez les humains, on conclut que le cobalt, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions qui constituent ou pourraient constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

D'après les renseignements disponibles, il est conclu que le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*.

Cependant, l'importance relative des trois substances en ce qui a trait à la charge environnementale et aux effets environnementaux du cobalt total dissous devra faire l'objet d'un examen plus poussé. Par conséquent, on propose que ces sources et d'autres sources contribuant à la charge du groupement cobalt soient prises en compte dans une évaluation éventuelle des effets du groupement cobalt.

Les trois substances seront considérées pour inclusion dans l'initiative de mise à jour de la Liste intérieure. De plus, des activités de recherche et de surveillance viendront, le cas échéant, appuyer la vérification des hypothèses formulées au cours de l'évaluation préalable.

[Haut de page](#)

Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE [1999]) (Canada, 1999) exige que les ministres de l'Environnement et de la Santé procèdent à une évaluation préalable des substances qui répondent aux critères de la catégorisation énoncés dans la *Loi* afin de déterminer si elles présentent ou sont susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine.

En se fondant sur l'information obtenue dans le cadre de la catégorisation, les ministres ont jugé qu'une attention hautement prioritaire devait être accordée à un certain nombre de substances, à savoir :

- celles qui répondent à tous les critères environnementaux de la catégorisation, notamment la persistance (P), le potentiel de bioaccumulation (B) et la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques (Ti), et que l'on pense être commercialisées au Canada;
- celles qui répondent aux critères de la catégorisation pour le plus fort risque d'exposition (PFRE) ou qui présentent un risque d'exposition intermédiaire (REI) et qui ont été jugées particulièrement dangereuses pour la santé humaine, compte tenu des classifications établies par d'autres organismes nationaux ou internationaux concernant leur cancérogénicité, leur génotoxicité ou leur toxicité pour le développement ou la reproduction.

Le 9 décembre 2006, les ministres ont donc publié un avis d'intention dans la Partie I de la *Gazette du Canada* (Canada, 2006) dans lequel ils priaient l'industrie et les autres intervenants de fournir, selon un calendrier déterminé, des renseignements précis qui pourraient servir à étayer l'évaluation des risques, ainsi qu'à élaborer et à évaluer les meilleures pratiques de gestion des risques et de bonne gestion des produits pour ces substances jugées hautement prioritaires.

Lors du processus de catégorisation, le cobalt élémentaire et le sulfate de cobalt (n° CAS 10124-43-3) ont été jugés hautement prioritaires à l'évaluation des risques qu'ils comportent pour la santé humaine, étant donné que ces substances sont considérées comme présentant le plus fort risque d'exposition (PFRE); le dichlorure de cobalt a été jugé présenter un risque d'exposition intermédiaire (REI) et a été classé par d'autres instances sur la base de sa cancérogénicité. Même si, à l'origine, l'acide sulfurique, sel de cobalt (n° CAS 10393-49-4) ne figurait pas sur la liste visée par le Défi, son numéro d'enregistrement a été déterminé comme étant un n° CAS de remplacement pour le sulfate de cobalt. Ainsi, puisque le sulfate de cobalt (n° CAS 10124-43-3) a été jugé comme étant une substance dont l'évaluation des risques pour la santé humaine est hautement prioritaire, les intervenants ont sollicité des renseignements sur ces deux numéros d'enregistrement. Le volet du Défi portant sur cette substance a été publié dans la *Gazette du Canada* le 20 juin 2009 (Canada, 2009a, 2009b), en invitant les intervenants à fournir leurs commentaires. À l'exception du n° CAS 10393-49-4, les profils de ces substances ont été publiés en même temps, présentant l'information technique (obtenue avant décembre 2005) sur laquelle a reposé leur catégorisation. Des renseignements sur ces substances ont été communiqués en réponse au Défi (Environnement Canada, 2010a).

Dans une solution, les sels de cobalt (II), notamment le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt, sont considérés comme des équivalents toxicologiques, puisque ces substances génèrent une partie préoccupante commune, le cation Co^{2+} . Dans des conditions physiologiques et environnementales, le cobalt élémentaire peut être aussi oxydé pour générer les cations Co^{2+} . De plus, les méthodes de mesures du cobalt dans des milieux naturels et dans la nourriture ne permettent généralement pas de faire la distinction entre les différentes formes de cobalt. En conséquence, ces substances ont été évaluées ensemble. Il convient de noter, toutefois, que certains éléments liés à l'exposition écologique et à la caractérisation des risques qui peuvent contribuer à l'exposition de la partie préoccupante n'ont pas été pris en compte pour d'autres substances de cobalt. L'estimation de l'exposition humaine au cobalt à partir de sources environnementales a été déterminée d'après la concentration totale de cette substance. Cependant, l'étude sur l'exposition au cobalt présent dans les produits de consommation n'a tenu compte que des produits signalés à Santé Canada comme contenant certaines formes de cobalt, à savoir cobalt élémentaire, dichlorure de cobalt et sulfate de cobalt.

Même s'il a été jugé prioritaire d'évaluer les risques que comportent le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt pour la santé humaine, toutes ces substances répondaient aux critères écologiques de la catégorisation pour la persistance, et le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt répondaient aux critères pour le potentiel de bioaccumulation ou la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques. Par conséquent, la présente évaluation est axée sur les risques pour la santé humaine et les risques écologiques.

Les évaluations préalables effectuées aux termes de la LCPE (1999) mettent l'accent sur les renseignements jugés essentiels pour déterminer si une substance répond aux critères au sens de l'article 64 de ladite *Loi*. Les évaluations préalables visent à examiner les renseignements scientifiques et à tirer des conclusions fondées sur la méthode du poids de la preuve et le principe de prudence.^[2]

La présente évaluation préalable finale prend en considération les renseignements sur les propriétés chimiques, les dangers, les utilisations et l'exposition, y compris ceux fournis dans le cadre du Défi. Les données pertinentes pour l'évaluation préalable de cette substance sont tirées de publications originales, de rapports de synthèse et d'évaluation, de rapports de recherche de parties intéressées et d'autres documents consultés lors de recherches documentaires menées récemment, jusqu'en février 2010 pour l'évaluation écologique et jusqu'en avril 2010 pour l'évaluation portant sur la santé humaine. Les études importantes ont fait l'objet d'une évaluation critique; les résultats de la modélisation ont pu être utilisés dans la formulation des conclusions.

Dans le cas de l'évaluation des risques pour la santé humaine, ces renseignements comprennent les données utiles à l'évaluation de l'exposition de la population générale (exposition non professionnelle) et l'information sur les dangers pour la santé (fondée principalement sur les évaluations, effectuées par d'autres organismes selon la méthode du poids de la preuve et ayant servi à motiver la priorisation de la substance). Les décisions reposent sur la nature de l'effet critique retenu ou sur l'écart entre les valeurs prudentes donnant lieu à des effets et les estimations de l'exposition tenant compte de la confiance accordée au caractère exhaustif des bases de données sur l'exposition et les effets, cela dans le contexte d'une évaluation préalable. La présente évaluation préalable finale ne constitue pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Il s'agit plutôt d'un sommaire des renseignements essentiels qui appuient la conclusion proposée.

La présente évaluation préalable finale a été préparée par le personnel du Programme des substances existantes de Santé Canada et d'Environnement Canada et elle intègre les résultats d'autres programmes exécutés par ces ministères. Les parties de la présente évaluation préalable qui portent sur la santé humaine et l'écologie ont fait l'objet d'une étude rédigée par des pairs ou d'une consultation de ces derniers. Des commentaires sur les parties techniques concernant la santé humaine ont été reçus de la part d'experts scientifiques, tels que M. Bernard Gadagbui, Ph. D. (Toxicology Excellence for Risk Assessment, TERA), M^{me} Pam Williams, Ph. D. (E Risk Sciences) et M. John Christopher, Ph. D. (CA OEHA). De plus, la version provisoire de la présente évaluation préalable a fait l'objet d'une période de commentaires du public de 60 jours. Bien que les commentaires externes aient été pris en considération, Santé Canada et Environnement Canada assument la responsabilité du contenu final et des résultats de l'évaluation préalable. Les méthodes utilisées dans les évaluations préalables du Défi ont été examinées par un Groupe consultatif du Défi indépendant.

Les principales données et considérations sur lesquelles repose la présente évaluation finale sont résumées ci-après.

[Haut de page](#)

Identité de la substance

Nom de la substance

Aux fins du présent document, les substances sont appelées cobalt élémentaire (état à valence zéro), dichlorure de cobalt et sulfate de cobalt. Cette dernière substance s'applique à la fois au sulfate de cobalt et à l'acide sulfurique, sel de cobalt, étant donné que son n° CAS remplace l'ancien numéro d'enregistrement. Un n° CAS de remplacement est un numéro d'enregistrement généré pour une deuxième représentation structurale d'une substance. Les substances ayant plus d'un numéro d'enregistrement auront un numéro d'enregistrement principal, un numéro d'enregistrement désigné et un numéro d'enregistrement de remplacement qui se trouve dans le champ « numéro de remplacement » (NR) des documents obtenus par la base de données STN du Service des résumés analytiques de chimie (Chemical Abstracts Service) [CAS 2010, STN 2010]. Le numéro d'enregistrement principal pour le sulfate de cobalt est le n° CAS10124-43-3, alors que le n° CAS 10393-49-4 est le numéro de remplacement pour cette substance. Dans le présent document, le sulfate de cobalt se rapporte aux deux n^{os} CAS 10124-43-3 et 10393-49-4; par conséquent, trois substances plutôt que quatre sont mentionnées. Les renseignements sur chacun des quatre n^{os} CAS sont indiqués dans les tableaux 1a à 1d.

Tableau 1a. Identité de la substance -- Cobalt élémentaire

Numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS)	7440-48-4
Nom dans la LIS	cobalt
Noms relevés dans les National Chemical Inventories (NCI)¹	<i>cobalt [anglais, français, allemand] (TSCA, REACH, EINECS, AICS, ECL, SWISS, PICCS, ASIA-PAC, NZIoC)</i> <i>KOBALT [allemand] (SWISS)</i>
Autres noms	<i>ACO 4, C.I. 77320, Co 0138E, cobalt element</i> <i>cobalt-59, N 354Di, R 401, R 401 (metal)</i> <i>UN 3178</i>
Groupe chimique (groupe de la LIS)	Produits chimiques inorganiques définis
Principale classe chimique ou utilisation	Composés inorganiques contenant du cobalt
Principale sous-classe chimique	Métaux (état à valence zéro)
Formule chimique	Co
Structure chimique	sans objet
SMILES²	Co
Masse moléculaire	58,9 g/mol

¹ National Chemical Inventories (NCI), 2007 : AICS (inventaire des substances chimiques de l'Australie); ASIA-PAC (listes des substances de l'Asie-Pacifique); ECL (liste des substances chimiques existantes de la Corée); EINECS (Inventaire européen des substances chimiques commerciales existantes); ELINCS (Liste européenne des substances chimiques notifiées); ENCS (inventaire des substances chimiques existantes et nouvelles du Japon); PICCS (inventaire des produits et substances chimiques des Philippines); et TSCA (inventaire des substances chimiques visées par la Toxic Substances Control Act des États-Unis).

² Simplified Molecular Input Line Entry System

Tableau 1b. Identité de la substance -- Dichlorure de cobalt

Numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS)	7646-79-9
Nom dans la LIS	Dichlorure de cobalt
Noms relevés dans les National Chemical Inventories (NCI)¹	<i>Cobalt chloride (CoCl₂) (TSCA, AICS, SWISS, PICCS, ASIA-PAC, NZIoC)</i> <i>cobalt dichloride (REACH, EINECS, ECL)</i> <i>cobalt chloride (ENCS, PICCS)</i>

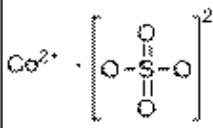
	KOBALT(II)-CHLORID [allemand] (SWISS) COBALTOUS CHLORIDE (PICCS) COBALT (II) CHLORIDE (PICCS)
Autres noms	cobalt dichloride (CoCl ₂), cobalt(2+) chloride cobalt(II) chloride, cobaltous dichloride dichlorocobalt, NSC 51149
Groupe chimique (groupe de la LIS)	Produits chimiques inorganiques définis
Principale classe chimique ou utilisation	Composés inorganiques contenant du cobalt
Principale sous-classe chimique	Chlorures
Formule chimique	CoCl ₂
Structure chimique	Co ²⁺ [Cl ⁻] ₂
SMILES²	Cl[Co]Cl
Masse moléculaire	129,8 g/mol

¹ National Chemical Inventories (NCI), 2007 : AICS (inventaire des substances chimiques de l'Australie); ASIA-PAC (listes des substances de l'Asie-Pacifique); ECL (liste des substances chimiques existantes de la Corée); EINECS (Inventaire européen des substances chimiques commerciales existantes); ELINCS (Liste européenne des substances chimiques notifiées); ENCS (inventaire des substances chimiques existantes et nouvelles du Japon); PICCS (inventaire des produits et substances chimiques des Philippines); et TSCA (inventaire des substances chimiques visées par la Toxic Substances Control Act des États-Unis).

² Simplified Molecular Input Line Entry System

Tableau 1c. Identité de la substance -- Sulfate de cobalt

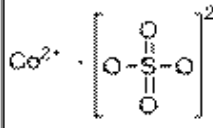
Numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS)	10124-43-3
Nom dans la LIS	sulfate de cobalt
Noms relevés dans les National Chemical Inventories (NCI)¹	sulfuric acid, cobalt(2+) salt (1:1)(TSCA, AICS, PICCS, ASIA-PAC, NZIoC) sulphate de cobalt (REACH, EINECS) cobalt sulfate (ENCS, ECL, PICCS) COBALT (II) SULFATE (PICCS) COBALTOUS SULFATE (PICCS)
Autres noms	cobalt monosulfate cobalt sulfate (1:1) cobalt sulfate (CoSO ₄) cobalt(2+) sulfate cobalt (II) sulfate sulfuric acid, cobalt (2+) salt
Groupe chimique (groupe de la LIS)	Produits chimiques inorganiques définis
Principale classe chimique ou utilisation	Composés inorganiques contenant du cobalt
Principale sous-classe chimique	Sulfates
Formule chimique	CoSO ₄
Structure chimique	

	
SMILES²	O1S(=O)(=O)O[Co]1
Masse moléculaire	155,0 g/mol

¹ National Chemical Inventories (NCI), 2007 : AICS (inventaire des substances chimiques de l'Australie); ASIA-PAC (listes des substances de l'Asie-Pacifique); ECL (liste des substances chimiques existantes de la Corée); EINECS (Inventaire européen des substances chimiques commerciales existantes); ELINCS (Liste européenne des substances chimiques notifiées); ENCS (inventaire des substances chimiques existantes et nouvelles du Japon); PICCS (inventaire des produits et substances chimiques des Philippines); et TSCA (inventaire des substances chimiques visées par la Toxic Substances Control Act des États-Unis).

² Simplified Molecular Input Line Entry System

Tableau 1d. Identité de la substance -- Acide sulfurique, sel de cobalt (sulfate de cobalt)

Numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS)	10393-49-4
Nom dans la LIS	acide sulfurique, sel de cobalt
Noms relevés dans les National Chemical Inventories (NCI)¹	<i>s. o.²</i>
Autres noms	<i>sulfate de cobalt</i>
Groupe chimique (groupe de la LIS)	Produits chimiques inorganiques définis
Principale classe chimique ou utilisation	Composés inorganiques contenant du cobalt
Principale sous-classe chimique	Sulfates
Formule chimique	Co.xH2O4S
Structure chimique	
SMILES³	Sans objet
Masse moléculaire	<i>sans objet</i>

¹ National Chemical Inventories (NCI), 2007 : AICS (inventaire des substances chimiques de l'Australie); ASIA-PAC (listes des substances de l'Asie-Pacifique); ECL (liste des substances chimiques existantes de la Corée); EINECS (Inventaire européen des substances chimiques commerciales existantes); ELINCS (Liste européenne des substances chimiques notifiées); ENCS (inventaire des substances chimiques existantes et nouvelles du Japon); PICCS (inventaire des produits et substances chimiques des Philippines); et TSCA (inventaire des substances chimiques visées par la Toxic Substances Control Act des États-Unis).

² Aucune information disponible

³ Simplified Molecular Input Line Entry System

[Haut de page](#)

Propriétés physiques et chimiques

Le tableau 2 contient les propriétés chimiques et physiques expérimentales du cobalt élémentaire, du dichlorure de cobalt et du sulfate de cobalt (n° CAS 10124-43-3) se rapportant à leur devenir dans l'environnement et aux ions de cobalt qui sont libérés après la dissolution du dichlorure de cobalt. Les propriétés physiques et chimiques relatives au n° CAS 10393-49-4 ne sont pas disponibles, mais on s'attend à ce qu'elles soient semblables aux propriétés du sulfate de cobalt (n° CAS 10124-43-3). Les constantes de dissociation (pK_a , pK_b) et les coefficients de partage entre l'octanol et l'eau ($\log K_{oe}$) et entre le carbone organique et l'eau ($\log K_{co}$) ne sont pas pertinentes au devenir dans l'environnement des substances évaluées et ne sont donc pas présentées ni prises en compte.

Tableau 2. Propriétés chimiques et physiques concernant le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt (n° CAS 10124-43-3)

Substance	Type	Valeur	Température (°C)	Référence
État physique				
Cobalt élémentaire	Expérimental	Solide	Température	ATSDR, 2004

				ambiante
Dichlorure de cobalt	Expérimental	Solide	Température ambiante	ATSDR, 2004
Sulfate de cobalt	Expérimental	Solide	Température ambiante	ATSDR, 2004
Point de fusion (°C)				
Cobalt élémentaire	Expérimental	1495	-	Lide, 2009-2010
Dichlorure de cobalt	Expérimental	724-737	-	ATSDR, 2004; Lide, 2009-2010
Sulfate de cobalt	Expérimental	Se décompose à 735	-	ATSDR, 2004
Point d'ébullition (°C)				
Cobalt élémentaire	Expérimental	2870-2927	-	ATSDR, 2004; Lide, 2009-2010
Dichlorure de cobalt	Expérimental	1049	-	ATSDR, 2004
Sulfate de cobalt	-	n.d.	-	-
Densité (kg/m³)				
Cobalt élémentaire	Expérimental	8860	20	Lide, 2009-2010
Dichlorure de cobalt	Expérimental	3356	36	ATSDR, 2004
Sulfate de cobalt	Expérimental	3710	n.d.	ATSDR, 2004
Pression de vapeur (Pa)				
Cobalt élémentaire	Expérimental	133.3 (1 mm Hg)	1 910	ATSDR, 2004
	Extrapolé à ~20 (°C) à partir des données expérimentales	Probablement négligeable ²	~20	-
Dichlorure de cobalt	Expérimental	10 000 (75 mm Hg)	818	Lide, 2007-2008
	Extrapolé à ~20 (°C) à partir des données expérimentales	Probablement faible à négligeable ²	~20	-
Sulfate de cobalt	-	Probablement négligeable	-	-
Constante de la loi de Henry (Pa·m³/mol)				
Cobalt élémentaire	-	Probablement négligeable	-	-
Dichlorure de cobalt	-	Probablement négligeable	-	-
Sulfate de cobalt	-	Probablement négligeable	-	-
Solubilité dans l'eau (mg/L)				
Cobalt élémentaire	Expérimental	Insoluble	-	ATSDR, 2004; PISSC, 2006
Dichlorure de cobalt	Expérimental	450	7	ATSDR, 2004
		530	20	Dean, 2004
		562	25	Lide, 2007-2008
Sulfate de cobalt	Expérimental	362	20	IPCS, 2006
		383	25	Lide, 2007-2008
Capacité de dissolution après 7 jours produite à l'aide du protocole de transformation et de dissolution (mg/L)³				
Cobalt élémentaire (sous forme de poudre - SSA ⁴ = 2	Expérimental	0,3 (charge de 1 mg/L)	20-25	CDI, 2010a
		2,44		

0,127 m ² /g)		(charge de 10 mg/L)		
		10,96 (charge de 100 mg/L)		
Cobalt élémentaire (sous forme de poudre - SSA ⁴ = 0,127 m ² /g)	Expérimental	0,55 (charge de 1 mg/L)	20-25	
		2,4 (charge de 10 mg/L)		
		10,67 (charge de 100 mg/L)		
Cobalt élémentaire (sous forme de poudre - SSA ⁴ = 0,65 m ² /g)	Expérimental	0,71 (charge de 1 mg/L)	20-25	
		3,29 (charge de 10 mg/L)		
		12,78 (charge de 100 mg/L)		
Log K_{sol-eau} (coefficient de partage sol-eau)¹ (L/kg)				
Formes dissoutes du cobalt	Expérimental	0,41-3,49 Médiane = 2,99 ⁵	-	Allison et Allison, 2005 ⁶ ; Buchter <i>et al.</i> , 1989 ⁷ ; Harvey <i>et al.</i> , 2007; Sheppard <i>et al.</i> , 2007; Thibeault <i>et al.</i> , 1990 ⁸ ; Watmough <i>et al.</i> , 2005 ⁹ , Yasuda <i>et al.</i> , 1995 ¹⁰
Log K_{séd.-eau} (coefficient de partage sédiments-eau)¹ (L/kg)				
Formes dissoutes du cobalt	Expérimental	2,92-3,48 Médiane = 3,20 ¹¹	-	Allison et Allison, 2005 ¹² ; Davis <i>et al.</i> , 1996 ¹³
Log K_{part.-susp.-eau} (coefficient de partage particules en suspension-eau)¹ (L/kg)				
Formes dissoutes du cobalt	Expérimental	4,18-5,83 Médiane = 5,33 ¹⁴	-	Allison et Allison 2005 ¹⁵ ; Chiffoleau <i>et al.</i> , 1994 ¹⁶ ; Gobeil <i>et al.</i> , 2005 ¹⁷ ; Lofts et Tipping, 2000 ¹⁸ ; Nguyen <i>et al.</i> , 2005 ¹⁹ ; Rondeau <i>et al.</i> , 2005 ²⁰

¹ Ces coefficients de partage ont été mesurés pour les types de cobalt dissous (Co - comprenant des espèces).

² Un jugement scientifique professionnel a été utilisé pour extrapoler une pression de vapeur à partir de la valeur expérimentale de la température élevée, en fonction de la tendance à la baisse de la pression de vapeur lorsque la température augmente.

³ Capacité de dissolution mesurée par le protocole de transformation et de dissolution [OCDE 29] (OCDE, 2001), représentant une mesure de réactivité potentielle de la substance contenant du métal pour atteindre une concentration limitante selon les conditions normalisées de laboratoire représentatives de celles qui se produisent généralement dans le milieu aquatique.

⁴ Specific Surface Area (surface précise).

⁵ Ce coefficient log K_{sol-eau} est la valeur médiane de la moyenne géométrique de plusieurs coefficients K_{sol-eau} indiqués dans chaque référence.

⁶ Ce coefficient log K_{sol-eau} (2,1) a été calculé à l'aide de la moyenne de 11 coefficients de partage obtenus à partir d'une recherche documentaire (Allison et Allison, 2005).

⁷ Une étude sur la rétention a été réalisée sur 15 éléments concernant onze sols aux États-Unis de plusieurs catégories taxonomiques et horizons pour déterminer les effets des propriétés de l'élément et du sol sur le coefficient log K_{sol-eau}. Sols ayant des valeurs variables liées au pH (de 3,9 à 8,5), au taux de COT (de 0,21 à 11,6), au total de la capacité d'échange cationique [CEC] (de 0,8 à 30,2 cmol/kg), au pourcentage de sable (de 5, 9 à 90,2 %), au pourcentage de limon (de 6,0 à 89,4 %) et d'argile (de 0,5 à 54,7 %) (Buchter *et al.*, 1989).

⁸ Aucune étude n'a pu être obtenue.

⁹ La régression linéaire du cobalt : d'après 46 échantillons de sol forestier (pH = 3,9 - 8,1) prélevés à la frontière du Bouclier canadien

précambrien au centre de l'Ontario, on a utilisé la relation $\log K_{\text{Sol-eau}}$ des sols par rapport au pH des sols ($\log K_{\text{Sol-eauCo}} = 0,54 \pm 0,05\text{pH} + 0,69 \pm 0,29$) afin de calculer un coefficient représentatif du $\log K_{\text{Sol-eau}}$ des sols forestiers pour le cobalt (Watmough *et al.*, 2005). À l'aide d'un pH représentatif pour un écosystème forestier typique des forêts canadiennes (moyenne géométrique pour un pH de 4,58, l'indice n est de 37 -- Mead et Comforth, 1995) on obtient un $\log K_{\text{Sol-eau}}$ de 3,16 pour le cobalt.

10 Coefficient $\log K_{\text{Sol-eau}}$ déterminé pour cinq radionucléides (^{54}Mn , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{85}Sr , ^{137}Cd) à l'aide d'un mode de traitement par lot pour 36 échantillons de sols agricoles (sols de rizières et de plateau) prélevés au Japon. Les échantillons avaient de différentes valeurs liées au pH (de 2,98 à 7,43), au CEC (de 14 à 390 mmol/kg), au total de calcium (de 14 à 714 mmol/kg), de potassium (de 19 à 545 mmol/kg), de fer (de 281 à 2 006 mmol/kg), d'aluminium (de 2 405 à 4 418 mmol/kg), de $\text{NH}_4\text{-pr}$ (de 0,39 à 9,44 L/kg), de carbone (de 0,7 à 102,1 g/kg) et d'azote (de 0,1 à 7,2 g/kg) (Yasuda *et al.*, 1995).

11 Le coefficient $\log K_{\text{Séd.-eau}}$ est égal à la moyenne de 2,924 (Davis *et al.*, 1996) et de 3,48 (Allison et Allison, 2005).

12 Cette valeur représente la moyenne de l'équation de régression linéaire du coefficient K_d du sol (distribution log-normale provisoire).

13 Coefficient $\log K_{\text{Séd.-eau}}$ calculé en divisant la concentration de cobalt (4,2 mg/L) des carottes de sédiments en vrac par la concentration de cobalt dissous (< 0,012 mg/L) provenant d'un échantillon d'eau de surface filtrée prélevée à 1 mètre du sédiment (Davis *et al.*, 1996). Échantillons prélevés dans le bassin hydrologique Aberjona du site de l'Industriplex Superfund, aux États-Unis. La valeur de 0,012 mg/L pour la concentration du cobalt dans l'eau de surface a été utilisée pour envisager le scénario le plus défavorable.

14 Cette valeur représente la moyenne du coefficient $\log K_{\text{Sol-eau}}$ indiqué dans chaque référence.

15 Ce coefficient $\log K_{\text{part.-susp.-eau}}$ (4,8) représente la moyenne de 20 coefficients de partage obtenus à partir d'une recherche documentaire (Allison et Allison, 2005).

16 Coefficient de partage ($\log K_{\text{part.-susp.-eau}} = 4,18$) calculé à l'aide de la moyenne des concentrations de matières particulaires du cobalt et des concentrations de cobalt dissous mesurées dans les eaux douces de l'estuaire de la Seine, en France (Chiffolleau *et al.*, 1994).

17 Coefficient $\log K_{\text{part.-susp.-eau}}$ calculé en divisant la moyenne de la concentration de cobalt (17,8 mg/kg) mesurée dans les matières particulaires provenant d'échantillons d'eau (indice n = 6) par la concentration du cobalt dissous ($6,2 \times 10^{-5}$ mg/L) provenant d'échantillons d'eau de surface filtrée (indice n = 6) prélevés dans le fleuve Saint-Laurent (Lévis, QC) (Gobeil *et al.*, 2005).

18 Les coefficients $\log K_{\text{part.-susp.-eau}}$ ont été calculés à partir d'échantillons d'eau de surface prélevés dans les quatre affluents du bassin versant de la rivière Humber, à savoir le cours supérieur de la rivière Swale ($\log K_{\text{part.-susp.-eau}} 3,64\text{--}4,76$; n = 26), la rivière Nid ($\log K_{\text{part.-susp.-eau}}$ de 4,28 à 5,22; n = 12), la rivière Swale ($\log K_{\text{part.-susp.-eau}}$ de 4,50 à 5,68; n = 7) et la rivière Trent ($\log K_{\text{part.-susp.-eau}}$ de 3,83 à 4,99; n = 29) (Lofts et Tipping, 2000).

19 Coefficient $\log K_{\text{part.-susp.-eau}}$ calculé à partir d'échantillons d'eau de surface prélevés dans 19 sites d'échantillonnage situés dans le lac Balaton en Hongrie, lors des deux principales missions de terrain en juin 2000 ($\log K_{\text{part.-susp.-eau}}$ = de 4,9 à 5,5) et en septembre 2001 ($K_{\text{part.-susp.-eau}}$ = de 4,5 à 5,5) (Nguyen *et al.*, 2005).

20 Coefficient $\log K_{\text{part.-susp.-eau}}$ calculé à partir d'échantillons d'eau de surface prélevés dans le bras supérieur du fleuve Saint-Laurent (Cornwall, $\log K_{\text{part.-susp.-eau}} = 5,12$), dans les affluents de la rive nord (Ottawa, $\log K_{\text{part.-susp.-eau}} = 5,60$ et St. Maurice, $\log K_{\text{part.-susp.-eau}} = 5,22$) et dans les affluents de la côte sud (Richelieu, $\log K_{\text{part.-susp.-eau}} = 5,35$; St. François, $\log K_{\text{part.-susp.-eau}} = 5,24$; Yamaska, $\log K_{\text{part.-susp.-eau}} = 5,04$ et Nicolet, $\log K_{\text{part.-susp.-eau}} = 5,27$) à l'aide de la concentration moyenne de cobalt dissous et la concentration moyenne de la matière particulaire du cobalt pour chaque site (Rondeau *et al.*, 2005).

[Haut de page](#)

Sources

Sources naturelles

Le cobalt est un élément naturel que l'on trouve dans la croûte terrestre. Les concentrations de cobalt dans la croûte continentale supérieure s'élèveraient, en moyenne, à 25 ppm et se situeraient dans l'intervalle de 0,1 à 110 ppm (Reimann et de Caritat, 1998). Le cobalt d'origine naturelle existe sous diverses formes de minéraux, d'oxydes et de sels, contrairement à sa forme élémentaire (métallique) qui n'est pas naturellement présente dans l'environnement. Parmi les sources naturelles d'exposition au cobalt, on compte les poussières transportées par le vent continental, l'altération des rochers, les embruns, les volcans et les feux de forêt (PISSC, 2006).

Les estimations relatives aux émissions naturelles se situeraient entre 690 et 11 000 tonnes de cobalt par an à l'échelle mondiale (Nriagu, 1989). Le dépôt atmosphérique du cobalt ainsi que sa présence dans l'eau de surface et dans le sol à la suite de l'altération et de l'érosion naturelles sont reflétés par les niveaux des fonds géochimiques de ces milieux. Dans le cadre de la section portant sur la caractérisation des risques écologiques de la présente évaluation, ces niveaux de fond sont pris en compte selon les besoins, lors des estimations de l'exposition de récepteurs écologiques aux substances de cobalt.

Sources anthropogéniques

Parmi les sources anthropogéniques du cobalt, on trouve notamment les carburants fossiles (principalement

les oxydes), les biosolides produits par les eaux usées, les engrais phosphatés, les mines et les fonderies de cobalt contenant des minerais et les procédés industriels qui utilisent des composés de cobalt (Hodge et Dominey, 2001; PISSC, 2006).

Le tableau 3 présente des données sur les quantités relatives à l'utilisation, à l'importation et à la fabrication au Canada de cobalt élémentaire, de dichlorure de cobalt et de sulfate de cobalt. Cette information provient des soumissions reçues en réponse à l'avis publié en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) [Canada, 2009b]. Il convient de noter que le terme « fabrication », mentionné dans l'avis, au sens de l'article 71 comprend la production fortuite d'une substance à tout niveau de concentration qui résulte de la fabrication, du traitement ou de l'utilisation d'autres substances, de mélanges ou de produits.

Tableau 3. Quantités relatives à l'utilisation, à l'importation et à la fabrication au Canada en 2006 concernant le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt -- Données recueillies lors de l'enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) [Environnement Canada, 2010]

Substance	N° CAS	Quantité déclarée en 2006 (kg)		
		Fabriquée	Importée	Utilisée
Cobalt élémentaire	7440-48-4	1 000 000 - 10 000 000	100 000 - 1 000 000	100 000 - 1 000 000
Dichlorure de cobalt	7646-79-9	100 000 - 1 000 000	10 000 - 100 000	10 000 - 100 000
Sulfate de cobalt	10124-43-3	1 000 000 - 10 000 000	100 000 - 1 000 000	1 000 000 - 10 000 000
	10393-49-4	64 400	1 449 700	1 462 600

Il est à noter que les produits contenant du cobalt élémentaire, du dichlorure de cobalt et du sulfate de cobalt peuvent entrer au Canada même s'ils n'ont pas été recensés en tant que tels dans l'enquête menée en vertu de l'article 71, en raison de leur importation fortuite dans les articles fabriqués ou de leurs quantités inférieures au seuil de déclaration de 100 kg établi pour l'enquête. Bien que les données déclarées dans le cadre de l'enquête menée en application de l'article 71 indiquent que ces substances ont été importées en 2006 en tant que composants d'articles manufacturés, les renseignements disponibles ne sont pas suffisants actuellement pour déterminer une estimation quantitative de l'importance de cette source. On reconnaît que, lorsque les sites d'enfouissement possèdent un système de collecte ou de traitement de lixiviat (sur place ou hors site), le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt que contiennent les articles manufacturés éliminés dans des sites d'enfouissement peuvent s'infiltrer dans les eaux souterraines, les eaux de surface ou les sols.

En tenant compte de l'information concernant l'inscription sur la LIS (Environnement Canada, 1988), la quantité totale de cobalt élémentaire et de sulfate de cobalt déclarée comme ayant été fabriquée, importée ou commercialisée au Canada depuis 1986 était supérieure à 10 000 000 kg, pour chaque substance alors que la quantité déclarée relative au dichlorure de cobalt était entre 100 000 kg et 1 000 000 kg, respectivement.

Production de cobalt (exploitation minière et recyclage)

Le cobalt est rarement un métal extrait des mines de manière isolée, mais il est plutôt un sous-produit de l'exploitation du cuivre ou du nickel (BGS, 2009). Entre 1952 et 1955, le Canada était devenu un producteur de cobalt majeur, après l'introduction en 1940 par l'INCO Limitée d'une méthode pour isoler le cobalt des minerais de nickel. En 2006, 2 899 tonnes de cobalt ont été extraites au Canada. De ce total, 341 tonnes provenaient des mines du Québec, 1 368 tonnes de l'Ontario, 721 tonnes de Terre-Neuve-et-Labrador et 469 tonnes du Manitoba (Statistique Canada, 2008). Généralement, on trouve du cobalt avec des gîtes de nickel et de cuivre. Le district de Sudbury, le Nord québécois (à 100 km au sud de Baie-Déception) et Thompson (Manitoba) sont les principales zones minières (Ressources naturelles Canada et Statistique Canada, 2003). Le Canada produit du cobalt depuis 1905 et son rendement représente environ 20 % de la production mondiale (Nagpal, 2004).

Au Canada, le cobalt est affiné à partir de minerais sulfurés (Ressources naturelles Canada et Statistique Canada, 2003). Ce procédé d'affinage consiste en des opérations de broyage, de séparation par flottation et de grillage pour former des oxydes et des sulfates. On ajoute ensuite de l'eau à la matre et la substance métallique est précipitée dans une solution basique, puis dissoute dans l'acide sulfurique. Le sulfate de cobalt qui en résulte est une substance plus concentrée. Il suffira alors de soumettre cette substance au procédé d'électrolyse pour que le cobalt élémentaire soit formé (ATSDR, 2004; Hatch, 2000).

Deux étapes importantes sont nécessaires à la production du cobalt élémentaire. L'étape de séparation du cobalt consiste à extraire le cobalt des minerais de nickel et de cuivre. Ensuite, l'étape de convertissage transforme les composés de cobalt en cobalt élémentaire. Ces deux étapes n'ont pas toujours lieu dans la même installation.

Le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt sont formés par la réaction de l'acide chlorhydrique et l'acide sulfurique, respectivement, avec le cobalt élémentaire, le trihydroxyde de cobalt, le carbonate et plusieurs oxydes. Les chlorures et les sels de sulfate de très grande pureté sont formés par procédé électrolytique (Richardson, 2003).

Au Canada, le cobalt est également obtenu à partir de ferraille (Environnement Canada, 2010a) et de batteries recyclées (Environnement Canada, 2010b).

Bon nombre de soumissions reçues en vertu de l'article 71 indiquaient la « fabrication » non intentionnelle de cobalt élémentaire, de dichlorure de cobalt et de sulfate de cobalt. Par exemple, certaines usines de pâtes et papiers alimentent leurs fourneaux avec des résidus ligneux. Les déchets d'écorce et de pâtes de bois contiennent des traces de cobalt qui sont libérées lorsque les résidus ligneux sont brûlés aux fins de récupération d'énergie (USEPA, 1998). Ces usines ont déclaré des rejets de cobalt élémentaire par les cheminées (Environnement Canada, 2009), même si, compte tenu des conditions de combustion, il est possible qu'il s'agisse de rejets d'oxyde de cobalt, de trihydroxyde de cobalt et de sulfate de cobalt (Pavageau, 2004). Les fonderies de zinc ont également déclaré des rejets de cobalt, mais dans un mélange de déchets. Toutefois, aucune information sur la composition et les proportions de ces types de cobalt présents dans ces mélanges n'a été obtenue. Étant donné que l'on ne peut établir un lien particulier entre ces types de production accidentelle et les substances de cobalt faisant l'objet de la présente évaluation, ils ne seront donc pas pris en considération.

[Haut de page](#)

Utilisations

Quelques applications du cobalt élémentaire sont à noter. Cette substance est principalement utilisée comme élément dans la fabrication d'alliages et de carbures destinés à des applications devant résister à des températures élevées et à l'usure (Donaldson et Beyersmann, 2005). Les alliages et les carbures produits à base de cobalt ont leur propre n° CAS. Par conséquent, puisque le cobalt élémentaire appartenant au n° CAS 7440-48-4 est utilisé principalement dans les procédés industriels associés à ces activités de fabrication, on n'en trouvera pas dans les produits de consommation qui en sont issus. Le dichlorure de cobalt anhydre est couramment employé comme indicateur dans les produits dessiccants (Richardson, 2003). Le sulfate de cobalt est la forme la plus économique de cobalt ionique, utilisée dans l'industrie galvano-plastique et dans l'agriculture en tant que complément alimentaire et engrais (Ressources naturelles Canada et Statistique Canada, 2003; Richardson, 2003). Le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt peuvent aussi servir de sources de cobalt dans les batteries d'accumulateurs, dans les pigments pour la porcelaine, dans les glaçures et les siccatifs (Richardson, 2003). Tout en servant de sources de cobalt pour des applications telles que les pigments, les glaçures et les batteries, les sels de sulfate et les chlorures se décomposent thermiquement ou sont calcinés (CDI, 2010b). Par conséquent, le sulfate de cobalt et le dichlorure de cobalt ne seront pas présents dans le produit final.

Les utilisations du cobalt élémentaire déclarées lors de l'enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) s'appliquent notamment à la fabrication de colorants, de pigments, de teintures et d'encre, à la production de peintures et de revêtements, à la production de produits chimiques et d'alliages, à la métallurgie, à la fabrication de pièces automobiles, au composant de formulation, aux produits chimiques de traitement des eaux usées et à l'affinage du cuivre (Environnement Canada, 2010a). Selon la même source, le cobalt peut être présent sous la forme de traces dans les matières premières utilisées dans la production de ciment.

Le tableau 4 indique une estimation des utilisations industrielles liées aux trois substances de cobalt faisant l'objet de la présente évaluation (rapport du Cobalt Development Institute pour l'année 2008).

Tableau 4. Estimation du Cobalt Development Institute des utilisations à l'échelle internationale en 2008 (CDI, 2009a) concernant le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt

Utilisation	Pourcentage estimé du	Substances de cobalt utilisées (industrie)		
				Autres

	marché mondial	Élémentaire	Dichlorure	Sulfate	composés de cobalt
Batteries	27	x	x	-	x
Superalliages	19	x	-	-	x
Outils pour matériaux durs	14	x	-	-	x
Pigments - verres, émaux, plastiques, céramiques, couleurs fines, tissus	10	-	-	x	x
Catalyseurs	9	-	x	x	x
Aimants	7	x	-	-	x
Colles pour pneu, savons, produits siccatifs pour peintures et teintures	6	-	-	-	x
Autres alliages	4	x	-	-	x
Aliments pour animaux et autres utilisations	4	-	-	x	-

Utilisation dans la production de superalliages, d'alliages et d'aimants

Les caractéristiques apportées par le cobalt élémentaire dans les superalliages sont le magnétisme et la résistance à l'usure abrasive et corrosive (ATSDR, 2004). Les superalliages magnétiques sont faits de cobalt, de nickel et de fer. Les aimants sont fabriqués en chauffant les alliages de cobalt à des températures élevées. Le cobalt élémentaire garde ses propriétés magnétiques jusqu'à 1 131° C (point de Curie), alors que le nickel ou le fer élémentaire perdent les leurs à des basses températures (CRC, 1965). Les alliages contenant du cobalt, du chrome et du tungstène sont généralement utilisés dans la fabrication d'outils de découpe de haute performance (PISSC, 2006). Les fabricants d'automobiles utilisent des alliages de cobalt pour certaines parties du moteur et comme composant des batteries électriques pour les véhicules. La probabilité pour que cette dernière utilisation soit de plus en plus importante à l'avenir est très élevée (CDI, 2006a).

Utilisation dans la fabrication de batteries

Le cobalt est utilisé dans trois types de batteries. Au Royaume-Uni, on sait que le cobalt est utilisé dans les batteries au nickel/cadmium (Ni/Cd) pour en améliorer la performance, lorsqu'on ajoute entre 1 et 5 % de cette substance à la formulation (CDI, 2006a). La composition des accumulateurs ou batteries au nickel-hydrure métallique (Ni/MH) peut aller jusqu'à 15 % de cobalt en poids. L'oxyde et l'hydroxide de cobalt sont utilisés dans les batteries au nickel/cadmium et au nickel-hydrure métallique; et la fabrication de ces deux composés de cobalt peut être réalisée à partir du cobalt élémentaire (CDI, 2006a). Les nouvelles batteries au nickel/cadmium et au nickel-hydrure métallique peuvent être utilisées dans les voitures électriques. Les batteries ou accumulateurs à base de lithium (ions de lithium) contiennent des cathodes constituées jusqu'à 50 % de cobalt en poids (CDI, 2006a). La composition de ces batteries obéit la formule LiCoO_2 , qui peut être constituée à partir de différents types de cobalt (CDI, 2006a). Parmi les trois types de batteries, celles à base de lithium sont les plus perfectionnées; leur vente progresse étant donnée leur utilisation dans les dispositifs électroniques comme les téléphones cellulaires et les ordinateurs portatifs. Entre 1999 et 2009, le marché des batteries rechargeables (la plupart à base de lithium) a tout simplement doublé (CDI, 2008a).

Dessiccant et catalyseur

Selon les renseignements soumis dans le cadre de l'enquête menée en vertu de l'article 71, le dichlorure de cobalt est généralement utilisé dans les dessiccants à base de gel de silice comme indicateur coloré. Le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt sont utilisés comme désoxygénant dans les systèmes d'eau industrielle pour empêcher la corrosion (Environnement Canada, 2010a).

Bandes magnétiques

Il y a quelques années, le cobalt élémentaire était surtout utilisé dans la fabrication de bandes magnétiques (Environnement Canada, 1988). Cependant, aujourd'hui au Canada, cette utilisation est devenue insignifiante. En 1993, les ventes de musique en cassettes s'élevaient à 231 378 000 \$, alors qu'en 2007 ces ventes ont baissé à 93 000 \$ (Statistique Canada, 2000; Statistique Canada, 2007).

Utilisation dans le domaine alimentaire

Autrefois, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt étaient des additifs alimentaires autorisés en tant qu'agent pour empêcher le giclage dans les malteries et en tant que stabilisateur des liqueurs de malt,

conformément au *Règlement sur les aliments et drogues*. En 1966, ces substances ont été supprimées de la liste d'additifs alimentaires approuvés et leur utilisation n'est plus autorisée en tant que tels dans les aliments commercialisés au Canada (courrier électronique adressé au Bureau de gestion du risque de Santé Canada par la Direction des aliments de Santé Canada en 2010; source non citée). Le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt ne sont pas utilisés dans les matériaux d'emballage de produits alimentaires. Selon l'information soumise dans le cadre de l'enquête menée en vertu de l'article 71, le sulfate de cobalt est également utilisé par les industries comme inhibiteur de corrosion dans les chaudières (Environnement Canada, 2010a). L'utilisation du dichlorure de cobalt, du sulfate de cobalt et de leurs hydrates en tant que catalyseurs dans les additifs des chaudières visant à éliminer des radicaux libres réactifs à l'oxygène, ne constitue pas une source d'exposition pour la population car, étant donné que les limites d'ébullition de ces substances sont élevées, elles ne sont pas transférées par la vapeur et, par conséquent, il n'y aura pas de contact avec les aliments (courriers électroniques adressés au Bureau de gestion du risque de Santé Canada par la Direction des aliments de Santé Canada en 2009 et 2010; source non citée).

Le sulfate de cobalt monohydraté et le sulfate de cobalt heptahydraté sont ajoutés à la plupart des produits agricoles pour l'alimentation des animaux à de faibles concentrations, celles-ci se situant habituellement entre 0,1 et 10 ppm, mais plutôt dans la partie inférieure (courrier électronique adressé au Bureau de gestion du risque de Santé Canada par l'Agence canadienne d'inspection des aliments en 2010; source non citée). La raison pour laquelle on ajoute du cobalt à ces aliments s'explique parce que cette substance est un élément nutritif essentiel pour les ruminants et dont le déficit peut créer des symptômes de malnutrition (Greiner *et al.*, 2003). L'exposition de la population au cobalt par ces utilisations agricoles est estimée à partir de l'absorption alimentaire quotidienne.

Utilisations liées aux produits de soins médicaux et de soins personnels

Le cobalt est répertorié comme ingrédient médicinal dans la Base de données sur les ingrédients de produits de santé naturels (BDIPSN), et considéré comme un produit de santé naturel en vertu du point 7 de l'annexe 1 (un minéral) du *Règlement sur les produits de santé naturels* (BDIPSN, 2010). Le cobalt est un composant de la vitamine B12 (Santé Canada, 2007; BDIPSN, 2010). Étant donné qu'il n'y a pas d'échange entre le cobalt contenu dans la vitamine B12 et le cobalt à l'état libre, les rejets du cobalt élémentaire, du dichlorure de cobalt ou du sulfate de cobalt sont jugés insignifiants. Le cobalt figure dans la Base de données des produits de santé naturels homologués (BDPSNH) comme étant un produit utilisé dans les traitements à base d'oligoéléments et homéopathiques (BDPSNH, 2010). Les estimations quantitatives de l'exposition à cette substance n'ont pas été calculées, étant donné que l'information sur les modèles d'utilisation de ces produits n'est pas suffisante. Ni la BDIPSN, ni la BDPSNH répertorient le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt comme des ingrédients médicinaux ou non médicinaux autorisés dans les produits de santé naturels (BDPSNH, 2010; BDIPSN, 2010).

Le dichlorure de cobalt est répertorié dans la Base de données sur les produits pharmaceutiques (BDPP) en tant qu'ingrédient médicinal destiné aux tests épicutanés chez les patients souffrant d'allergies (BDPP, 2009; courrier électronique adressé au Bureau de gestion du risque de Santé Canada par la Direction des produits thérapeutiques en 2010, source non citée). Étant donné que les tests d'immunologie ne sont pas fréquents et que le timbre ne contient que 16 microgrammes dichlorure de cobalt, les tests épicutanés ne sont pas considérés comme une source d'exposition importante pour la population (courrier électronique adressé au Bureau de gestion du risque de Santé Canada par la Direction des produits thérapeutiques en 2010, source non citée). Le dichlorure de cobalt est également répertorié dans la BDPP comme ingrédient médicinal dans les médicaments vétérinaires. Le sulfate de cobalt figure dans la BDPP comme ingrédient médicinal présent dans les médicaments vétérinaires, mais non dans les médicaments destinés aux humains (BDPP, 2009). La BDPP et la base de données sur les ingrédients non médicinaux de la Direction des produits thérapeutiques ne répertorient pas les hydrates du dichlorure de cobalt et du sulfate de cobalt comme étant des ingrédients médicinaux ou non médicinaux présents dans les produits pharmaceutiques ou dans les produits vétérinaires (BDPP, 2009).

Les alliages de cobalt, utilisés dans les implants médicaux et dentaires, lesquels sont soumis à une évaluation avant leur mise en marché conformément à la *Loi sur les aliments et drogues* et au *Règlement sur les instruments médicaux* (Canada, 2009c, d), n'ont pas fait l'objet de la présente évaluation.

Le cobalt élémentaire est répertorié comme ingrédient dans un masque antirides et dans un produit de tatouage amovible; le dichlorure de cobalt est répertorié comme ingrédient contenu dans onze produits utilisés dans les crèmes hydratantes et les nettoyants pour la peau, les soins capillaires et les préparations pour mise en plis (SDC, 2009). Le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt ne figurent pas dans Liste critique des ingrédients de Santé Canada dont l'utilisation est restreinte ou interdite dans les cosmétiques

(Santé Canada, 2009a).

[Haut de page](#)

Rejets dans l'environnement

Les rejets de cobalt dans l'environnement varient selon les différentes pertes de la substance pendant sa fabrication, son utilisation industrielle ainsi que son utilisation commerciale et par les consommateurs. Ces pertes peuvent être regroupées en sept types : (1) déversements dans les eaux usées; (2) émissions atmosphériques; (3) pertes dans les terres; (4) transformation chimique; (5) élimination sur les sites d'enfouissement; (6) élimination par recyclage; et (7) élimination par incinération. Elles sont estimées à partir de données issues d'enquêtes réglementaires, des industries, ainsi qu'en fonction des données publiées par différents organismes.

Les données de l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) ne concernent pas une forme particulière, mais englobent plutôt toutes les formes de cobalt (Environnement Canada, 2008). Entre 1995 et 2007, les rejets sur place ont diminué d'environ 20 000 kg (15 %) et 12 000 kg (2 %) des pertes et des transferts totaux déclarés, alors que les quantités vouées à l'élimination ont augmenté de 18 000 kg (15 %) à 144 000 kg (25 %), environ. Le recyclage hors site s'est avéré être la voie d'élimination la plus importante, correspondant environ à 124 000 kg (70 %) et à 570 000 kg (73 %) de la quantité totale annuelle, en 1995 et 2007, respectivement. Dans la présente évaluation, les données INRP ont été utilisées seulement lorsque les procédés industriels étaient jugés comme source principale de rejet des substances faisant l'objet de cette évaluation. D'autres renseignements relatifs aux rejets de l'industrie sont présentés ci-dessous.

Selon les données de la fin des années 1970, les estimations des émissions montrent que les sources anthropiques de cobalt représentaient 24 % et 14,6 % du total des intrants (dépôt atmosphérique et eaux usées) par rapport à deux des Grands Lacs, le lac Huron et le lac Supérieur, indiquant ainsi que les apports naturels étaient supérieurs à ceux des sources anthropiques dans cette région (Smith et Carson, 1981). De la même manière, les niveaux de cobalt mesurés dans les carottes de sédiments provenant du bras supérieur du fleuve Saint-Laurent ne diminuent pas en fonction de la profondeur, et laissent entendre que les rejets anthropiques récents dans le bassin du Saint-Laurent peuvent être insignifiants (Coakley, 1993, cité dans PISSC, 2006). D'autres études plus récentes réalisées en Europe laissent entendre que les rejets atmosphériques de cobalt provenant d'activités anthropiques sont supérieurs aux apports naturels (Van de Velde *et al.*, 1999; Barbant *et al.*, 2004). L'une de ces études a identifié la combustion du charbon et de carburant comme étant les principales sources anthropiques de cobalt en Europe occidentale. Quant aux composés de cobalt faisant l'objet de la présente évaluation, la contamination anthropique à l'échelle locale (population se trouvant près de sources ponctuelles de rejets) peut être importante.

Pour les besoins de la présente évaluation, les rejets associés aux parties suivantes du cycle de vie du cobalt ont été pris en compte : (i) production du cobalt brut (exploitation minière et affinage); (ii) utilisation du cobalt dans la production d'alliages et de superalliages; (iii) utilisation du cobalt dans des produits manufacturés. Ces secteurs d'activités sont considérés comme étant les sources de rejets les plus importantes des substances faisant l'objet de la présente évaluation.

Le cobalt briqueté n'est pas évalué dans le présent document, car il est censé être un matériau essentiellement inerte. Le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt, qui sont jugés solubles, et le cobalt élémentaire sous forme de poudre, qui est jugé potentiellement soluble, ont été pris en considération.

Production de cobalt (fonderies de nickel, cuivre et cobalt)

Le procédé d'affinage du cobalt varie en fonction du type de minerai exploité. Lorsque le cobalt est extrait des minerais sulfurés, il est d'abord séparé de la matte par flottation à l'aide d'un surfactant, puis il est grillé (Hatch, 2000). Ce procédé permet la transformation du cobalt sulfuré en sulfate de cobalt par oxydation. Les mines situées à proximité de Cobalt en Ontario produisent du cobalt à partir de minerais à arséniures. Le procédé ici est semblable, excepté que le minéral métallifère est d'abord séparé par un procédé gravimétrique à la place de la flottation (Barceloux, 1999, cité dans PISSC, 2006). La récupération du cobalt, à partir de laitier, peut également être effectuée par les technologies pyrométallurgiques des fonderies de cuivre (Queneau et Marcuson, 1996). Dans un deuxième temps, il y aura une précipitation du sel de cobalt par le chlore ou l'hypochlorite de sodium afin d'extraire le cobalt élémentaire (PISSC, 2006).

Les fonderies canadiennes importent du sulfate de cobalt aux fins de traitement à Fort Saskatchewan en Alberta, bien que d'autres formes de cobalt soient aussi importées. Le sulfate de cobalt est réduit pour former le cobalt élémentaire (Hatch, 2000). Les rejets de sulfate de cobalt dans les eaux de surface sont possibles

lors de la manutention et du transport de la substance avant le procédé de fusion.

Pavageau *et al.* (2004) ont évalué les métaux des échantillons de matières gazeuses émis à partir d'une combustion de combustible enrichi. Cet essai de spéciation peut servir de modèle pour la spéciation du cobalt dans les émissions atmosphériques provenant de la combustion du charbon par des fours fonctionnant à plus de 800 °C (Perry et Green, 1984), puisque ces conditions sont semblables à celles étudiées par Pavageau *et al.* (2004). Dans l'expérience de Pavageau, le combustible a été enrichi par 15 métaux pour simuler le pétrole lourd et les mesures ont été effectuées à l'aide d'un spectromètre photoélectronique à rayons X. La température de la flamme a été maintenue à 1 100 °C et 40 % de l'excès d'oxygène alimentaient continuellement la flamme. Ces conditions, typiques des processus de combustion à haute température, ont entraîné la formation de CoO, Co(OH)₂ et/ou CoSO₄. Des trois formes de cobalt faisant l'objet de cette évaluation, seul le sulfate de cobalt a été identifié comme substance potentiellement rejetée sous forme de particules à partir de ce type de combustion. On a trouvé plus de 75 % de cobalt adsorbé aux particules. Étant donné que les fonderies ont les mêmes conditions de combustion, on s'attend à ce qu'il y ait des rejets d'oxyde de cobalt, de trihydroxyde de cobalt et de sulfate de cobalt par les cheminées et des dépôts de la substance dans les alentours des fonderies.

Six fonderies ou installations d'affinage de nickel, cuivre et cobalt ont déclaré à l'INRP pour l'année 2008 un total d'émissions de cobalt et de ses composés s'élevant à 6,72 tonnes (Environnement Canada, 2008). Du total de ces émissions, 5,76 tonnes ont été rejetées dans l'air et 0,98 tonne dans l'eau. Quant à l'élimination de la substance, 1,7 tonne a été éliminée sur site (enfouissement) et 4,3 tonnes éliminées hors site (principalement par enfouissement).

Pour définir le facteur d'émission des fonderies, trois sites ont été déterminés, pour lesquels les données sur la quantité utilisée (des substances évaluées) et la quantité rejetée dans l'eau (des substances évaluées pour deux sites, ou de cobalt et ses composés pour un site) pourraient être déterminées en faisant correspondre ces données à celles fournies par l'enquête réalisée en vertu de l'article 71 et celles de la base de données de l'INRP. La moyenne de ces ratios - la quantité rejetée par rapport à la quantité utilisée pour chacun des trois sites - a servi à établir un facteur d'émission de 0,081 %. Ce chiffre est bien inférieur au facteur d'émission générique des fonderies mentionné par la Commission européenne [0,2 %] (Commission européenne, 2003). Toutefois, on croit qu'il est davantage propre aux sites évalués et on juge donc qu'il est plus représentatif des rejets provenant des installations canadiennes. Ainsi, lorsque des entreprises ont déclaré zéro rejet sans avoir fourni de raison valable, ce facteur d'émission de 0,081 % a été appliqué à ces fonderies.

Fabrication d'alliages et de superalliages

Deux fabricants d'alliages et de superalliages ont répondu à l'enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE [1999] (Environnement Canada, 2010a). L'un d'entre eux a déclaré un rejet de cobalt dans l'air de 18 kg en 2006, alors que l'autre n'a déclaré aucune émission pour aucune des trois substances de cobalt. L'entreprise déclarante a indiqué à l'INRP que 6 kg de cobalt et de ses composés ont été rejetés dans l'air en 2008 et 6 tonnes ont été transférées dans une installation de recyclage de métaux (Environnement Canada, 2008).

La ferraille recyclée est utilisée pour la fabrication d'alliages par certaines industries métallurgiques. Comme les déchets métalliques contiennent des quantités variables de cobalt, il est difficile d'estimer la quantité rejetée provenant des matières premières. Quelques soumissions reçues en réponse à l'enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) décrivaient les utilisations des différents alliages dans la fabrication d'équipements et de pièces d'automobiles. La forme physique du cobalt élémentaire produit et vendu peut avoir différentes possibilités de rejet : par rapport aux lingots (cobalt briqueté), les poudres peuvent entraîner une quantité supérieure de rejet étant donné que leur capacité de dissolution est plus élevée. Lorsque le cobalt est utilisé en tant que composant d'un équipement, il est considéré comme étant inerte. De ce fait, les rejets provenant de la fabrication de ces articles devraient être négligeables.

Les opérations de soudure peuvent entraîner des rejets atmosphériques importants d'oxyde de cobalt et des poussières de cobalt élémentaire, tandis que les opérations de nettoyage contribuent aux rejets de la substance dans l'eau. La fabrication d'alliages exige des températures élevées. Or, les sels de cobalt se dissocient avant que les températures optimales soient atteintes. Ces températures optimales varient entre 1 149 et 1 427 °C, selon les composants de l'alliage (Davies, 2007). D'après ces renseignements, il est peu probable que les émissions atmosphériques de dichlorure de cobalt et de sulfate de cobalt provenant de la fabrication d'alliages et de superalliages soient très importantes. Toutefois, les poussières de cobalt élémentaire peuvent se former et être rejetées.

Les rejets dans l'atmosphère, bien que représentant une grande partie des rejets déclarés à l'INRP, n'ont pas fait l'objet d'une étude détaillée, car il s'agirait essentiellement d'émissions d'oxydes et ces substances ne sont pas visées par la présente évaluation.

Un facteur d'émission dans l'eau de 0,1 % a été calculé, essentiellement, en fonction des hypothèses avancées par des professionnels et d'un document portant sur les scénarios d'émission. Le cobalt élémentaire est généralement expédié aux utilisateurs sous forme de poudre. La taille moyenne des particules des poudres de cobalt est de 30 µm (RACA journal, 2010). Étant donné qu'aucun document sur les scénarios d'émissions concernant cette utilisation n'était disponible, on a eu recours au document de l'OCDE portant sur les scénarios d'émissions concernant les textiles. Ce document fait mention d'un facteur d'émission de 0,1 % pour les particules dont la taille est supérieure à 40 µm et de 0,3 % pour celles dont la taille est inférieure à 40 µm, selon la taille du conteneur utilisé (OCDE, 2004). On suppose que, contrairement aux textiles, le cobalt est plus utile et récupérable : les tonneaux d'acier ou d'aluminium sont susceptibles d'être réutilisés et la densité élevée du cobalt peut accélérer leur dépôt sur le sol, ce qui favoriserait leur récupération sur place. Compte tenu de ces hypothèses, les émissions de cobalt devraient être semblables à celles des particules de textile dont la taille est supérieure à 40 µm (facteur d'émission de 0,1 %).

Articles manufacturés

Puisque la plupart de la production de cobalt au Canada est exportée, la quantité totale des rejets de cobalt associés à la fabrication des produits de consommation est relativement petite (Ressources naturelles Canada et Statistique Canada, 2003).

Quelques applications du cobalt élémentaire sont à noter. Cette substance est principalement utilisée comme élément dans la fabrication d'alliages et de carbures destinés à des applications devant résister à des températures élevées et à l'usure (Donaldson et Beyersmann, 2005). Étant donné que les alliages et les carbures produits à base de cobalt ont leur propre n° CAS, le cobalt élémentaire (n° CAS 7440-48-4) sera utilisé principalement dans les procédés industriels associés à ces activités de fabrication et ne sera pas présent dans les produits de consommation.

Le cobalt élémentaire est également utilisé comme agent intermédiaire dans la fabrication de composants de batteries. Bien qu'il n'existe aucun renseignement disponible sur la quantité importée de ces articles, il est à prévoir que, étant donnée la nature de ces produits, les pertes de cobalt dans l'environnement associées aux utilisations par les consommateurs seront relativement faibles. Par conséquent, la quantité totale de la masse de cobalt perdue dans les eaux de surface ne devrait pas être très différente de celle estimée dans la section sur les scénarios d'exposition. On reconnaît que, lorsque les sites d'enfouissement possèdent un système de collecte ou de traitement de lixiviat (sur place ou hors site), le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt qui contiennent les articles manufacturés éliminés dans des sites d'enfouissement peuvent s'infiltrer dans les eaux souterraines, les eaux de surface ou les sols. Les données de surveillance recueillies en 2008, dans le cadre du programme de surveillance du Plan de gestion des produits chimiques, indiquaient que les concentrations totales de cobalt dans le lixiviat varient entre 0,005 à 0,082 mg/L et pourraient résulter de la présence de nombreuses substances de cobalt, et non seulement celles visées par la présente évaluation. Ces données étaient fondées sur un seul prélèvement d'échantillons effectué sur 10 sites d'enfouissement au Canada (Conestoga-Rovers et Associates, 2008).

[Haut de page](#)

Devenir dans l'environnement

Partage

Comme pour la plupart des éléments du tableau périodique, le cobalt peut se trouver sous diverses formes dans l'air ambiant, les eaux souterraines, les eaux de surface, les sols et les sédiments. Le devenir dans l'environnement basé sur le $\log K_{oe}$, le $\log K_{co}$ et la modélisation typique de la fugacité du bilan massique ne s'applique pas non plus au cobalt élémentaire, au dichlorure de cobalt et au sulfate de cobalt ni aux ions métalliques que ces substances libèrent quand elles se dissolvent, parce que, à l'instar des autres substances non volatiles, ces substances exercent une pression partielle nulle et ne manifestent pas de fugacité dans l'air (Diamond *et al.*, 1992). Le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt sont hautement solubles et, au contact de l'eau, ces substances se dissocient et libèrent des ions de cobalt (Co^{2+}). Les poudres de cobalt élémentaire peuvent également rejeter des ions de cobalt en solution si elles sont déchargées dans les eaux de surface. Le devenir des ions de cobalt dissociés peut être caractérisé au moyen des coefficients de partage, à savoir les coefficients sol-, molécule suspendue- et sédiment-eau ($K_{sol-eau}$, $K_{séd. susp.-eau}$ et $K_{séd.-eau}$), présentés dans

le tableau 2. À cause de la tendance à la sorption du cobalt sur les particules solides des milieux aquatiques (tableau 2; $K_{\text{séd. -eau}}$), une proportion des formes dissoutes de ce métal se retrouvera dans les sédiments (tableau 2; $K_{\text{séd. susp. -eau}}$), par l'adsorption, à la faveur du dépôt des particules en suspension (Hamilton-Taylor et Willis, 1984). Il est à noter que dans les cas où le cobalt élémentaire est libéré directement, certaines particules non dissoutes peuvent se trouver dans les sédiments et les sols humides. Rejeté dans un sol sec, le cobalt élémentaire demeurera principalement sur place, une partie se dissolvant et percolant localement dans le sol ou jusque dans les écosystèmes d'eau souterraine ou de surface (par le ruissellement) quand le sol est trempé par la pluie ou par l'eau de la fonte de la neige ou de la glace. On ne s'attend pas à trouver une quantité importante du composé d'origine solide dans l'eau, étant donné que sa densité est supérieure à celle de l'eau. Compte tenu de la haute solubilité du dichlorure de cobalt et du sulfate de cobalt, il est peu probable que des formes solides de ces substances se trouvent dans l'environnement, à moins d'être rejetées dans un milieu très sec.

Air

Étant un élément non gazeux avec une pression de vapeur négligeable (tableau 2), le cobalt est émis dans l'air principalement sous la forme de matières particulaires fines (MP). Les résultats de la répartition par taille des particules des aérosols atmosphériques en Angleterre ont révélé que la classe granulométrique de la majeure partie du cobalt trouvé dans des zones non polluées varie entre 2 et 10 μm et que les concentrations dans les zones urbaines sont supérieures à celles des zones rurales (Eleftheriadis et Colbeck, 2001). Par exemple, l'oxyde de cobalt, le trihydroxyde de cobalt et le sulfate de cobalt devraient être rejetés par les cheminées et des dépôts de la substance dans les alentours des fonderies.

Le potentiel de transport à grande distance (PTGD) n'a pas été calculé dans le cadre de cette évaluation préalable, puisque les substances évaluées ne devraient pas contribuer de façon significative aux concentrations environnementales estimées (CEE) présentées.

Eau

Solubilité, dissociation et spéciation

Le protocole de transformation et de dissolution (document d'orientation de l'Organisation de coopération et de développement économiques [OCDE] n° 29) est appliqué aux métaux, aux composantes métalliques et aux alliages pour déterminer le taux et l'ampleur du rejet d'ions métalliques dans un milieu aqueux. Ces résultats peuvent être comparés aux valeurs de référence d'écotoxicité pour la classification des dangers. Lorsque le protocole de transformation et de dissolution est appliqué aux poudres de cobalt élémentaire, les résultats des tests réalisés pendant 7 jours indiquent que des ions Co peuvent être rejetés dans la solution à des concentrations variant entre une quantité inférieure au milligramme et 10 milligrammes par litre (tableau 2), selon l'apport de polluants. Les facteurs déterminants de la température constante, du taux de brassage et du niveau d'oxygène dissout sont la surface, la charge, la taille des particules, le pH et le temps de brassage (Skeaff *et al.*, 2008).

En raison de leur haute solubilité aqueuse (tableau 2), le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt vont se dissoudre et libérer des ions Co^{2+} au contact de l'eau. Dans des conditions typiques de pH et d' E_h (réactions potentielles d'oxydoréduction), l'état d'oxydation (II) est plus stable que l'état d'oxydation (III) (Cotton et Wilkinson, 1988), même si dans des conditions de pH et d' E_h élevés les ions Co^{3+} peuvent être thermodynamiquement stables (Lee et Tebo, 1994). Dans des conditions communément présentes dans les eaux douces oxygènes (c.-à-d. dont le pH varie entre 5 et 9; l' E_h entre 0,5 et 1 V), les ions Co^{2+} , CoCO_3^0 , et CoHCO_3^+ seront les espèces dominantes dans la solution (Brookins, 1988; Takeno, 2005).

Le cobalt devrait être plus mobile dans un milieu d'oxydation que dans un milieu réducteur (Garrett, 2005). De plus, la mobilité sera élevée dans un milieu acide et plus faible dans un milieu neutre ou alcalin (Reimann et de Caritat, 1998). Les études sur la complexation inorganique du cobalt dans une solution ont montré une stabilité élevée des complexes ioniques CoHCO_3^+ et CoOH_2^0 avec des constantes de stabilité thermodynamique ($\log_{10}K_f$) de 12,9 et de 9,2, respectivement (température de 25 °C, force ionique (I) de 0 mol/L; Smith et Martell, 2004). Les interactions entre les métaux et les matières organiques naturelles suscitent beaucoup d'intérêt en raison, particulièrement, du devenir et de la biodisponibilité des métaux cationiques dans les systèmes aquatiques. Au fil des ans, diverses techniques physiques et chimiques ont été employées dans la recherche sur les complexes de cobalt avec des ligands organiques naturels dans un milieu aquatique de diverses compositions. Les constantes de stabilité conditionnelles ($\log_{10}K_f$) déterminées par

certaines études variaient entre 2,45 et 11,6, selon la nature du ligand organique et de la composition chimique de l'eau (Lee et Jonasson, 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). Pandey *et al.* (2000) ont analysé en laboratoire l'affinité de nombreux ions métalliques aux substances humiques à l'aide d'un acide humique extrait du sol et des solutions aqueuses de sels métalliques hydratés. Les constantes de stabilité obtenues à un pH de 3,5 et à 24 °C ont suivi l'ordre des molécules suivant : Cu > Fe > Pb > Ni > Co > Ca > Cd > Zn > Mn > Mg. Hamilton-Taylor *et al.* (2002) ont déterminé les effets de la force ionique (I) et des ions concurrents de l'eau dure sur une complexation humique du cobalt dans une solution. Un acide humique extrait d'une tourbe mousseuse, une concentration de cobalt fixée à $5,1 \cdot 10^{-7}$ M, a été utilisé et les valeurs de pH ont été conservées dans une fourchette étroite se situant entre 7,7 et 8,0. Cinq différentes conditions de force ionique ont été testées : 0,005, 0,05, 0,15, 0,35 et 0,7 M. L'association métaux-substance humique a été déterminée par la méthode de dialyse à l'équilibre en utilisant un seuil de coupure de 2 000. Les expériences ont duré quatre jours. Dans un milieu de NaCl à un pH de 7,8, environ, la combinaison cobalt-substance humique est plus fortement diminuée avec l'augmentation de la force ionique, avec environ 90 % de la liaison à une force ionique de 0,005 M, et 40 % de la liaison à une force ionique de 0,7 M. Pour les valeurs similaires de force ionique, les diminutions ont été plus importantes avec un mélange de Na, Mg et Ca. Pour expliquer le phénomène susmentionné de la dépendance à la force ionique, les auteurs ont notamment signalé la compétition des ligands Na^+ , Mg^{2+} et Ca^{2+} à l'égard de sites de fixation humiques, les changements de concentration de cobalt à l'état libre en raison de la complexation des chlorures et des carbonates, un effet électrostatique sur la molécule humique et une diminution du coefficient d'activité de l'ion cobalt avec l'augmentation de la force ionique.

Modéliser la spéciation en solution

Étant donné la grande influence de la spéciation chimique sur la biodisponibilité des métaux dans les systèmes aquatiques, on a déterminé la spéciation du cobalt dans un contexte naturel. La version VI du Windermere Humic Aqueous Model (WHAM VI: Tipping, 2002) a servi de modèle à la spéciation chimique de plusieurs caractéristiques physiques et chimiques de la substance dans les eaux de surface canadiennes (tableau 5). L'annexe 1 fournit la description détaillée des types d'eau ainsi que les détails de la modélisation avec WHAM VI.

Tableau 5. Résultats modélisés pour la spéciation chimique du cobalt dans des conditions représentatives des eaux de surface canadiennes à l'aide de WHAM VI

Type d'eau	Caractéristiques physico-chimiques générales			Proportion totale de Co aqueux (%)			
	Dureté (mg CaCO_3 /L)	Teneur en COD ¹ (mg C/L)	pH	ions libres	se lie à l'AH ² et l'AF ³	complexation avec les ligands inorganiques	
Région des Prairies Lac Clear (Alberta)	274	13,6	8,6	28	15	57	
Lac Ontario	128	1,91	8,2	56	4,5	38	
Bouclier canadien	Colombière R, (Québec)	36,9	18,2	7,0	61	26	13
	Rivière Allard (Québec)	14,3	14,3	6,4	64	33	3,0
Eaux peu minéralisées du Canada (lac Ontario 10 %)	12,8	1,0	7,3	85	9,0	5,4	

¹ Carbone organique dissous

² Acide humique

³ Acide fulvique

Les données modélisées indiquent que l'importance de la complexation inorganique du cobalt augmente avec la dureté de l'eau (tableau 5). Avec des niveaux semblables de carbone organique dissous (COD), la part de cobalt dissous liée par l'acide humique (AH) et par l'acide fulvique (AF) dans l'eau dure du lac (Alberta) est inférieure à la moitié déterminée pour l'eau douce de la rivière (Québec) avec un faible courant (tableau 5). Dans ces exemples canadiens, l'augmentation de la dureté et de la minéralisation de l'eau favoriserait : la compétition des molécules Mg et Ca pour atteindre les sites de fixation d'acide humique et d'acide fulvique; l'augmentation de la complexation du cobalt par les ligands inorganiques et la diminution du coefficient

d'activité de l'ion cobalt. Tous ces facteurs contribueraient à diminuer l'importance de la liaison du cobalt avec le COD, ceci étant une explication cohérente avec les résultats de Hamilton-Taylor *et al.* (2002).

Tipping *et al.* (1998) ont utilisé la version V du Windermere Humic Aqueous Model (WHAM V) pour estimer la spéciation chimique du cobalt dans les eaux de surface de la rivière Humber, au Royaume-Uni. Les caractéristiques générales et les données de concentration aqueuse concernant cette rivière ont été obtenues à partir de publications scientifiques évaluées par des pairs. Pour les conditions des eaux fluviales dont les propriétés chimiques étaient semblables à celles du lac Clear et du lac Ontario (tableau 5), les auteurs ont estimé qu'environ 25 % du cobalt aqueux étaient présents sous la forme Co^{2+} , qu'environ 70 % étaient liés aux ligands carbonatés et que le nombre de complexes contenant des acides fulviques était assez insignifiant (moins de 5 % du total). Malgré le fait qu'il existe des différences dans les types des eaux comparées, ces résultats montrent des écarts entre les données modélisées avec WHAM V et celles avec WHAM VI. En principe, la version VI tient mieux compte de la compétition entre les métaux et de la compétition entre les métaux et l'ion H^+ , de l'hétérogénéité des sites de fixation et des effets de la force ionique (Tipping, 2002).

Sédiments

On sait depuis longtemps que les sédiments agissent comme des puits pour les métaux-trace dans les systèmes aquatiques (Förstner et Wittmann, 1981). Le flux particulaire en suspension des eaux de surface agit comme un mécanisme de « bande transporteuse » où les métaux sont « entraînés » ou adsorbés par les particules, ou bien y sont incorporés et sont générés *in situ* ou sont d'origine allochtone. À leur tour, ces particules en suspension tombent dans l'eau et terminent finalement en sédiments benthiques (Santschi, 1984). En accord avec les résultats de Santschi, une expérience *in situ* avec le cobalt 57 a montré qu'environ 80 % de l'isotope radioactif a été transféré de la colonne d'eau vers les sédiments benthiques 20 jours après son introduction dans un milieu lacustre ouvert aux sédiments de surface (Diamond *et al.*, 1990).

Les coefficients de partage disponibles pour les sédiments en suspension-eau ($K_{\text{séd. susp.-eau}}$) sont élevés pour le cobalt dont les valeurs des coefficients $\log K_{\text{séd. susp.-eau}}$ varient entre 4,18 et 5,83 (tableau 2). Les coefficients de partage pour sédiments-eau ($\log K_{\text{séd.-eau}}$) sont inférieurs à ceux pour les matières en suspension, se situant entre 2,92 et 3,48 (tableau 2), laissant ainsi entendre que le cobalt demeurera surtout dans les sédiments benthiques, une fois entré dans ce milieu.

Une fois dans les sédiments, et c'est le cas pour la majorité des métaux-traces, le cobalt peut être présent dans ce milieu sous différentes formes : dissous dans les eaux interstitielles; en fractions échangeables dans l'argile, dans les oxydes hydratés de fer et de manganèse et les acides humiques; liés aux carbonates; liés aux oxydes de fer et aux oxydes de manganèse; liés aux matières organiques particulières; dans la complexation avec les sulfures, y compris les formes d'acide volatiles sulfurés; enfin, dans le réseau cristallin des minéraux primaires et secondaires (Tessier *et al.*, 1979; Förstner et Wittmann, 1981; Ditoro *et al.*, 1992). On a déterminé les profils de Co, Fe et Mn dans les eaux interstitielles et dans les carottes de sédiments marins anciens à l'aide de la technique DGT (Diffusive Gradient in Thin films). La correspondance étroite entre le profil du Co et celui du Mn a laissé entendre que la formation et la dissolution de l'oxyhydroxyde de manganèse authigène avaient influé sur le cycle du cobalt dans les sédiments de surface oxydants ou suboxydes (Stockdale *et al.*, 2010).

Sols

Comme pour les sédiments, les sols constituent des puits essentiels pour les métaux dont les rejets dans l'atmosphère proviennent de sources naturelles et d'activités anthropiques. Une fois dans le sol, les composés métalliques subiront un processus de transformation qui englobera la dissolution, le partage, la lixiviation et le vieillissement. Ce dernier désigne les réactions de transfert de métaux des bassins labiles aux bassins relativement insolubles (Smolders *et al.*, 2007). En général, la biodisponibilité des métaux est déterminée par la mobilité et la solubilité de différentes formes géochimiques (Smolders *et al.*, 2007). Smolders *et al.* (2007) ont ajouté des échantillons de sol sableux contenant 100 mg/kg de CoCl_2 . Les concentrations de cobalt dans l'eau interstitielle après des périodes d'incubation de 2 et 24 semaines étaient de 9,2 et de 11,2 mg/L, respectivement. Ces valeurs indiquent qu'après la période de deux semaines, le processus de vieillissement était inefficace pour réduire davantage les concentrations dans ce milieu.

Le comportement du cobalt dans les sols est lié aux propriétés physiques et chimiques du sol et du composé de cobalt se trouvant dans ce milieu. Dans une étude sur une série de 54 échantillons de sol provenant de l'Angleterre et du Pays de Galles, on a trouvé que les concentrations de cobalt extrait par l'acide acétique

étaient fortement et négativement associées au pH du sol et à la teneur en manganèse (Suttle *et al.*, 2003, cité dans Gá I *et al.*, 2008).

Les coefficients de partage disponibles pour le sol-eau varient entre 0,41 et 3,49 ($\log K_{\text{sol-eau}}$; tableau 2). Cette grande variabilité est en partie due aux différences des propriétés du sol et de la solution du sol (pH, matière organique du sol et autres états physiques du sorbant, COD, force ionique) ainsi qu'à la nature du métal ajouté (Degryse *et al.*, 2009). À l'aide du WHAM VI, on a effectué une modélisation du cobalt dans une solution du sol ayant une composition générique. Les prévisions indiquaient que l'affinité de la matière organique dissoute (MOD) avec les métaux augmente dans l'ordre suivant : cobalt < Ni < Cd; Zn < Pb; Cu. On s'attendait à ce que la complexation du cobalt dans la solution du sol soit relativement insignifiante à un pH inférieur à 7. Toutefois, l'ensemble d'étalonnage utilisé pour prévoir la complexation du cobalt par la MOD était limité. Les données empiriques ont montré qu'il y a peut-être bien plus de complexation du cobalt avec la MOD dans la solution du sol que le code de spéciation du WHAM laisse prévoir (Degryse *et al.*, 2009).

Persistance dans l'environnement

On considère qu'un ion métallique ou métalloïde est infiniment persistant parce qu'il ne peut se dégrader davantage. Pour la plupart des composés métalliques, c'est l'ion métallique potentiellement biodisponible qui est libéré (en quantité plus ou moins importante) au contact de l'eau qui est préoccupant du point de vue toxicologique. Un composé d'origine, à partir duquel les ions métalliques persistants sont libérés, est lui-même considéré comme conforme aux critères de persistance réglementaires (Environnement Canada, 2003).

Le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt sont considérés comme persistants parce que les ions de cobalt libérés dans la solution lorsque ces substances se dissolvent ne peuvent être dégradés de façon irréversible. La biodégradation, la photodégradation et l'hydrolyse en fonction du pH ne s'appliquent pas à ces substances inorganiques contenant des métaux.

Le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt répondent donc aux critères de la persistance pour tous les milieux (c.-à-d. air, eau, sol et sédiments) exposés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Aspects relatifs à la biodisponibilité

Pour les besoins de l'évaluation du devenir dans l'environnement, les études qui ont examiné la biodisponibilité du cobalt et sa bioaccumulation ont été effectuées avec différents composés solubles de cobalt. Même si, dans certains cas, ces composés ne sont pas ceux visés par la présente évaluation, tous les composés solubles du cobalt devraient entraîner la formation d'espèces dissoutes de cobalt qui doivent se comporter de manière semblable dans un milieu naturel donné, particulièrement dans l'eau.

Milieu aquatique

Le modèle du ligand biotique (MLB) a été élaboré en tenant compte du fait que la biodisponibilité et la réactivité biologique des métaux déterminent leurs effets nocifs possibles. En effet, le MLB intègre la compétition de l'ion métallique libre avec d'autres cations présents dans la nature (p. ex. cations principaux et ions H^+), en association avec la complexation des ligands abiotiques (p. ex. matières organiques dissoutes, chlorures, carbonates, sulfates) en vue de la liaison avec le ligand biotique, supposé représenter l'exposition de l'organisme au site de l'action toxique (Paquin *et al.*, 2002). On n'a trouvé aucune information publiée sur l'élaboration du MLB concernant le cobalt en milieu aquatique. Toutefois, les études sur la toxicité réalisées jusqu'à ce jour laissent entendre que l'augmentation de la dureté de l'eau a un effet de protection contre la toxicité aiguë du cobalt (Borgmann *et al.*, 2005), probablement en raison des interactions compétitives existantes entre les ions Co^{2+} et les cations présents dans l'eau dure pour la liaison avec les ligands biotiques.

On considère que la matière organique dissoute (MOD) protège habituellement les organismes aquatiques du stress oxydatif des métaux en diminuant la concentration des ions métalliques libres et en diminuant, par la même occasion, la biodisponibilité des métaux. Néanmoins, dans son évaluation, Campbell (1995) a signalé que des études quantitatives sur le sujet se répartissent de manière plus ou moins égale entre les exemples de protection améliorée grâce à la présence de la MOD et les exemples d'une plus grande toxicité à cause de cette présence. L'auteur laisse savoir qu'il serait imprudent de considérer la matière organique dissoute naturelle comme un simple ligand hydrophile car cette fraction colloïdale a des fonctions multiples et son rôle ne se limite donc pas à la complexation des métaux dans les solutions principales. Voici un exemple cohérent avec cette vision avec le cobalt.

Guo *et al.* (2001) ont étudié, à l'aide de traceurs radioactifs, les effets du carbone organique dissous (COD) sur la bioaccumulation des métaux-traces, y compris le cobalt, par les huîtres américaines. L'eau de mer a été ultrafiltrée (< 1 kDa), les rayons UV irradiés et dilués avec de l'eau de mer ultra pure pour que l'eau des analyses (salinité de 20 ‰, environ) soit « exempte » de COD. Quatre traitements du COD ont été préparés en ajoutant à l'eau de mer traitée différentes quantités de COD à poids moléculaire élevé (de 1 kDa à 0,2 µm); les concentrations de COD dans les analyses étaient de 0 (~ 0,05), 0,5, 5 et 10 ppm. De jeunes spécimens de *Crassostrea virginica* ayant des formes et poids similaires (entre 20 et 25 g) se sont développés dans la population naturelle. Quatre huîtres ont été utilisées individuellement dans chaque traitement et les périodes d'exposition ont duré huit heures. Les facteurs de concentration du poids sec ont été calculés d'après la radioactivité des métaux des tissus mous par rapport à la radioactivité des métaux dans l'eau. La moyenne des constantes du taux d'absorption (mL/g/h) a été calculée à partir des valeurs de référence des facteurs de concentration du poids sec en fonction de la durée.

Les valeurs des facteurs de concentration du poids sec pour le cobalt (ainsi que pour les molécules Cd, Cr, Ag et Zn) ont augmenté en fonction de l'augmentation des concentrations de COD. Le facteur de concentration du poids sec pour le cobalt relatif au traitement pour empêcher la présence de COD était de 22 mL/g; avec l'ajout de DOC, les valeurs de ces facteurs se sont situées entre 32 et 54 mL/g. Les constantes du taux d'absorption pour le cobalt ont indiqué une baisse des plus faibles concentrations de COD (< 10 ppm) et une augmentation de la plus forte concentration de COD de 10 ppm. Les auteurs laissent entendre que, à de faibles concentrations de DOC (inférieures à 10 ppm), les complexes de cobalt inorganiques et/ou organiques non ioniques entraînent l'absorption des métaux. À ces niveaux de concentration, la complexation des métaux avec la matière organique entraîne la diminution de l'absorption des métaux. À de fortes concentrations de DOC (³ 10 ppm), le cobalt agrégé colloïdalement devient biodisponible par l'absorption directe de la substance colloïdale ou par un phénomène de pinocytose dans les branchies.

Ces études ont montré que la biodisponibilité des métaux colloïdaux est égale ou supérieure à celle des métaux en phase dissoute pour différents types d'organismes, dont les moules zébrées (Roditi *et al.*, 2000), le phytoplancton marin et le zooplancton (Wang *et al.*, 2000) ainsi que les crustacés marins (Carvalho *et al.*, 1999).

En résumé, les documents disponibles publiés laissent entendre que les complexes de cobalt avec l'acide humique et l'acide fulvique, en plus des ions Co²⁺, peuvent être absorbés par bon nombre d'organismes aquatiques. Combinées, ces deux fractions potentiellement biodisponibles peuvent englober une surface contenant entre moins de la moitié (Prairies en Alberta) et la quasi-totalité (Bouclier canadien) de la quantité de cobalt dissous et colloïdal présente dans les eaux de surfaces canadiennes. De plus, les principaux ions de Ca et de Mg présents dans les eaux dures sont susceptibles d'avoir un effet de protection contre la toxicité du cobalt pour les organismes aquatiques.

Milieu des sols

L'élaboration d'un modèle du ligand biotique (MLB) « terrestre » est concevable pour modéliser l'absorption biologique et la toxicité du cobalt dans le sol des eaux interstitielles. Des efforts ont été déployés dans ce sens lors des études qui examinaient les effets du cobalt sur la croissance des racines de l'orge (*Hordeum vulgare*) dans les solutions nutritives et sur la survie de l'enchytrée (*Enchytraeus albidus*) exposé à une solution nutritive ajoutée au sable lavé à l'acide et brûlé (Lock *et al.*, 2006, 2007). Le milieu d'exposition de ces expériences ont été très bien définis sur le plan chimique, quoique trop simplistes pour simuler l'absorption et la toxicité du cobalt concernant les plantes et les vers de terre des sols réels, une mise en garde signalée par les auteurs. Par exemple, on n'a pas envisagé l'absorption du cobalt par les vers lors de l'ingestion des matières particulaires présentes dans le sol. Pour l'analyse des deux espèces, ces études ont révélé que les ions tels que Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ ou H⁺ augmentaient les valeurs de la CL₅₀ en fonction des concentrations d'ions de cobalt dissous à l'état libre. Ces résultats s'expliquaient par l'existence d'interactions concurrentielles entre ces ions principaux et les ions Co²⁺ pour atteindre les sites de fixation à l'interface organisme-eau, et la diminution de la toxicité de l'ion métallique libre en étant la conséquence (Lock *et al.*, 2007). La matière organique dissoute ne représentait pas une variable analysée dans le cadre de ces expériences.

À l'aide d'une autre méthode, bon nombre d'analyses toxicologiques des sols ont été effectuées appuyant l'évaluation réglementaire du nickel réalisée par l'Union européenne (Commission européenne, 2009). On a utilisé des échantillons de sol couvrant une importante gamme de valeurs liées au pH et à la capacité d'échange cationique (CEC). Un modèle de régression linéaire a été établi à partir de l'ensemble de données sur les valeurs expérimentales de toxicité, dont la formule générale est comme suit :

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

Un facteur de vieillissement a été ensuite appliqué à la valeur de toxicité prévue. Ce facteur a été calculé en fonction de la durée du vieillissement, du pH du sol et de la capacité d'échange cationique [CEC] (Vangheluwe, *et al.*, 2007). Smolders *et al.* (2009) ont démontré que cette méthode d'évaluation de la toxicité du nickel dans le sol peut également être appliquée au cobalt.

Il convient de noter que cette évaluation n'a pas estimé les risques pour les organismes vivant dans le sol, car les renseignements disponibles concernant la répartition par rejet et source étaient insuffisants pour pouvoir évaluer les effets nocifs possibles associés aux substances du cobalt faisant l'objet d'une évaluation. De plus, les renseignements de surveillance du sol seront probablement associés davantage à d'autres substances contenant du cobalt (p. ex. oxydes de cobalt), par conséquent, on a jugé qu'ils ne seraient pas utiles pour évaluer les substances ciblées par la présente évaluation.

Potentiel de bioaccumulation

Essentialité du cobalt

Le cobalt est essentiel en faibles quantités pour la fixation de l'azote par les bactéries, les algues bleu-vert, ainsi que les systèmes symbiotiques tels que ceux qui se trouvent dans la racine des plantes légumineuses (PISSC, 2006). Il s'agit également d'un micronutriment pour les animaux et il est requis pour la formation de vitamine B₁₂ et pour sa participation aux processus enzymatiques (Adam *et al.*, 2001; Gal *et al.*, 2008; Mathews *et al.*, 2008; Metian *et al.*, 2009).

Milieu aquatique

La bioaccumulation des métaux - comme celle des substances organiques - est préoccupante en raison de la toxicité chronique possible pour les organismes qui accumulent ces substances dans leurs tissus et de la toxicité possible pour les prédateurs qui mangent ces organismes. Le potentiel de bioaccumulation est généralement quantifié en déterminant soit un facteur de bioaccumulation (FBA), qui est le paramètre privilégié par le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000), soit un facteur de bioconcentration (FBC). Toutefois, ces rapports font actuellement l'objet de critiques lorsqu'ils sont appliqués aux métaux, car on considère qu'ils sont peu utiles pour prévoir les dangers associés aux métaux (Schlekat *et al.*, 2007). Par exemple, certains métaux peuvent être naturellement et fortement accumulés par le milieu environnant à cause de leur essentialité nutritionnelle. De plus, les métaux essentiels et non essentiels peuvent être réglementés selon des marges relativement restreintes par les mécanismes d'homéostasie et de détoxification que de nombreux organismes possèdent. Il s'avère que lorsque les concentrations ambiantes des métaux sont faibles, les FBC et les FBA sont souvent élevés. Inversement, lorsque les concentrations ambiantes de métaux sont élevées, les FBC et les FBA ont tendance à diminuer (FBA : FBC : McGeer *et al.*, 2003; DeForest *et al.*, 2007). Des relations inverses peuvent donc être observées entre les valeurs des FBC et des FBA et les concentrations d'exposition aux métaux, ce qui complique l'interprétation des valeurs des FBC/FBA. Les concentrations naturelles des organismes peuvent contribuer à ces tendances négatives (p. ex. : Borgmann et Norwood, 1995). En outre, des relations inverses peuvent se produire pour les éléments non essentiels également parce qu'il existe un nombre limité de sites de liaison pour ces métaux à l'intérieur de l'organisme et ces derniers pourraient devenir saturés à des concentrations plus élevées (p. ex. Borgmann *et al.*, 2004; MacLean *et al.*, 1996).

En tenant compte de ces questions, un modèle de saturation mécaniste pour la bioaccumulation des métaux qui utilise l'amphipode d'eau douce *Hyalella azteca* comme organisme d'essai a été mis au point (Borgmann *et al.*, 2004; Norwood *et al.*, 2007). Ce modèle peut estimer un FBC selon l'accumulation des métaux corrigée en fonction des conditions de concentrations aqueuses faibles, ce qui évite la dépendance à la concentration ci-haut mentionnée. De plus, ces auteurs ont prouvé que (i) il y a létalité lorsque les concentrations des tissus dépassent une concentration corporelle critique (CCC) et que (ii) les CCC semblent relativement constantes pour une variété de métaux non essentiels ou légèrement essentiels différents, malgré de grandes différences dans les concentrations hydriques qui provoquent une toxicité chronique (p. ex. Schlekat *et al.*, 2007). On peut déduire de ces deux points que lorsque l'absorption d'un métal donné est plus efficace, une plus petite concentration d'eau est nécessaire pour atteindre le seuil de toxicité chronique d'un tissu. Conformément à cet énoncé, ces chercheurs ont observé une relation négative solide entre les estimations de toxicité chronique et les valeurs des FBC/FBA pour les métaux et les métalloïdes non essentiels ou légèrement essentiels (en laboratoire : Norwood *et al.*, 2007; Schlekat *et al.*, 2007; sur le terrain : Couillard *et al.*, 2008). Cette relation tient la route, car la concentration corporelle totale des métaux dans la *Hyalella* est probablement liée à la concentration des métaux au site de l'action toxique. En principe, on peut observer une relation étroite entre

les rapports de bioaccumulation (FBA et FBC) et la toxicité chronique chez les animaux qui utilisent des stratégies de manipulation des métaux n'incluant pas les bassins importants de métaux stockés sous leur forme détoxiquée (Couillard *et al.*, 2008).

La sélection des études ayant servi à l'évaluation du potentiel de bioaccumulation du cobalt repose sur les connaissances susmentionnées et sur des méthodologies acceptées pour l'obtention des FBC et des FBA (OCDE, 1993; OCDE, 1996; Arnot et Gobas, 2006). L'annexe II résume les critères et les considérations utilisés pour l'évaluation de la qualité des données sur les FBC et les FBA. En tenant compte du fait que ces rapports sont moins significatifs pour les organismes présentant des milieux de métaux grands et inertes, les études comportant de tels accumulateurs de métaux ont été laissées de côté. Lorsque l'information était disponible, seules les concentrations de métaux des tissus mous étaient considérées pour les invertébrés avec coquille ou avec d'importants exosquelettes.

Pour caractériser le potentiel de bioaccumulation et de bioamplification du cobalt, 38 études ont été prises en considération; 20 d'entre elles ont été utilisées pour fournir les données permettant cette évaluation de la bioaccumulation. Un résumé exhaustif de toutes les données utilisées relatives à la bioaccumulation est fourni à l'annexe III; les valeurs y sont présentées sur la base du poids humide. De plus, les valeurs du poids sec pour les organismes terrestres sont présentées entre crochets. L'annexe IV fournit un résumé des études rejetées ainsi que la raison de leur rejet. Les données présentées concernent le cobalt en tant qu'élément et non chaque substance individuelle : le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt. Tel qu'il est expliqué dans les sections précédentes du présent rapport, ces substances vont se dissoudre dans l'eau et rejeter des ions de cobalt. Ces ions sont considérés potentiellement biodisponibles et ils peuvent être absorbés par les organismes. À moins d'indication contraire, toutes les valeurs des FBC et des FBA rapportées sont basées sur les concentrations mesurées de l'élément Co.

Si l'on tient compte de l'ensemble des données mentionnées à l'annexe III au sujet de l'eau, 31 facteurs de bioaccumulation acceptable ont été relevés pour différentes espèces d'algues, d'invertébrés, de poissons et de zooplancton. Ces valeurs allaient de 7,4 à 3 110 L/kg, avec une valeur moyenne de 878 L/kg et une valeur médiane de 720 L/kg. On a déclaré cinq facteurs d'accumulation biote-sédiments (FABS sédiments). L'une de ces valeurs de FABS sédiments se rapportait à l'invertébré marin *Pecten maximus* (coquille Saint Jacques), avec une valeur de 0,067 (Metian *et al.*, 2009). Toutefois, le *P. maximus* étant un organisme filtreur, sa voie d'exposition principale au cobalt est l'absorption des eaux environnantes, contrairement aux sédiments. Dès lors, ce FABS pour les sédiments a été jugé hors de propos. Plus utile encore, la même étude donnait également un FBC pour le *P. maximus* de 40 L/kg (pour les tissus mous), qui est inclus à l'annexe III. On a observé quatre autres valeurs de FABS sédiments chez les invertébrés d'eau douce; celles-ci allaient de 0,091 à 0,645, avec une valeur moyenne de 0,274 et une valeur médiane de 0,138.

Si on rassemble les données sur la mer et l'eau douce, alors pour les invertébrés aquatiques, on obtient 16 valeurs de FBC et de FBA allant de 21,8 à 2 280 L/kg, avec une valeur moyenne de 724 L/kg et une valeur médiane de 441 L/kg (poids humide). En comparaison, les valeurs pour les poissons (n = 11) allaient de 7,4 à 3 110 L/kg, avec une valeur moyenne de 1 010 L/kg et une valeur médiane de 849 L/kg. De nombreuses études ont indiqué qu'il existe probablement des mécanismes homéostatiques pour réguler l'accumulation du cobalt, en raison du fait qu'il s'agit d'un élément essentiel (Adam *et al.*, 2001; Campbell *et al.*, 2005; Nfon *et al.*, 2009).

Le modèle de l'étude réalisée par Nordwood *et al.* (2006) était unique, dans le sens où il s'agissait d'un modèle de saturation mécaniste pour la bioaccumulation du cobalt. L'organisme d'essai était l'amphipode d'eau douce *Hyalella azteca*. Le FBC du poids humide a été calculé d'après l'équation suivante :

$$\text{FBC} = (\text{max.}) (\text{PS}^{-1}) 1\ 000 \text{ K}^{-1}$$

Où max. est l'accumulation naturelle supérieure maximale du métal dans l'organisme, mesurée en nmol/g, PS^{-1} est le rapport moyen entre le poids sec et humide pour l'organisme, et K est la constante de demi-saturation (c'est-à-dire que la concentration de métal dans l'eau à laquelle la concentration dans l'organisme est à mi-chemin entre les accumulations maximales et naturelles), mesurées en nmol/L.

Ainsi, on voit que ce modèle estime un FBC d'après une accumulation des métaux corrigée en fonction des conditions naturelles à des concentrations aqueuses faibles; donc, à la différence d'autres approches, les concentrations naturelles des contaminants ne régiront pas les valeurs des FBC observées. Dans ce cas, il s'est avéré que le FBC du poids humide pour le *Hyalella azteca* était de 515 L/kg.

Une autre étude réalisée par Corisco et Carreiro (1999) a été évaluée et il s'est avéré que sa qualité était

acceptable; ici, un FBC de 17 500 (poids sec) a été relevé pour l'algue verte *Selenastrum capricornutum*, lorsque l'algue se trouvait dans sa phase de croissance exponentielle. Ceci correspond à une valeur de poids humide de 1 750 L/kg, étant donné qu'un rapport de 0,1 entre le poids sec et humide peut être utilisé pour les espèces d'algues (Maeda *et al.*, 1997). Bien que ce facteur de concentration du poids sec semble élevé, ces résultats ne semblent pas indiquer que le cobalt devrait être classé comme étant conforme aux critères de bioaccumulation, étant donné que la valeur du poids humide est inférieure à 5 000. Le FBC observé pour la même espèce dans sa phase stationnaire (aucune croissance) a été réduit à 187 L/kg (poids humide).

Une autre expérience étudiant une espèce d'algue a été réalisée par Nucho *et al.* (1988), au sujet de l'algue *Scenedesmus obliquus*. Ces micro-algues ont reçu une dose de cobalt radioactif et les FBC ont été calculés comme le rapport des concentrations de contaminants dans l'organisme et dans l'eau. Les résultats ont fourni un FBC maximal de 39 300 pour le poids sec (ou de 3 930 pour le poids humide). Cependant, après examen, cette étude a été rejetée. Les FBC élevés présentés ne reflètent probablement pas la possibilité d'une toxicité chronique, mais plutôt un besoin important pour un élément essentiel. Ce raisonnement est fondé sur les trois points suivants mentionnés dans l'article : (1) Il est indiqué que le cobalt est un métal essentiel pour cette algue. (2) Le milieu de culture était intentionnellement exempt de cobalt froid afin d'éviter la concurrence isotopique pendant les essais. Cette absence de cobalt froid a probablement fait en sorte que les cellules algues ont consommé le cobalt radioactif à un taux élevé pendant l'exposition afin de satisfaire leurs besoins nutritionnels, ce qui a augmenté les FBC. (3) Les auteurs déclarent que l'algue *S. obliquus* est utilisée pour assainir les eaux industrielles et les eaux de surface polluées. À ce titre, elles sont vraisemblablement des hyperaccumulateurs, elles stockent d'importantes quantités de métaux sous leur forme inerte. À supposer que cela soit le cas, les FBC déterminés avec cette espèce dans ces conditions ne sont pas appropriés pour évaluer le potentiel de bioaccumulation (voir l'annexe II).

Notamment, une étude réalisée par Szefer (1991) a fait état de valeurs de FBA un peu plus élevées pour plusieurs organismes marins. Les valeurs calculées pour les algues, le zooplancton, une espèce de crustacé, ainsi que les mollusques et les poissons, allaient de 70 à 4 700 L/kg. Toutefois, cette étude a été jugée inacceptable aux fins d'utilisation (voir l'annexe II). Plus précisément, pour cette étude, les concentrations de métaux dans l'eau et l'organisme d'essai n'ont pas été mesurées simultanément. De même, l'étude utilisait des mesures relevées avant 1977; lesdites données sont jugées moins fiables en raison des nombreuses difficultés analytiques de l'époque, entraînées notamment par des sources de contamination par inadvertance, une faible reproductibilité et des problèmes associés à la filtration et la séparation des métaux dans l'eau (voir Batley et Gardner, 1977; Beneš et Steinnes, 1974; Hume, 1973; Stevenson, 1985). Par conséquent, aucune des données provenant de cet article n'a été prise en considération dans cette évaluation.

Dans l'étude menée par El-Shenawy (2004), les concentrations de métaux ont été mesurées chez le mollusque bivalve *Ruditapes decussatus*, et dans les eaux environnantes, sur deux sites contaminés différents pour le calcul des FBA. Sur le site, on a observé un FBA inférieur ayant une concentration ambiante de cobalt plus élevée. Cette relation inverse entre le FBA et la concentration ambiante de cobalt fournit des preuves de l'existence de mécanismes de régulation chez cet invertébré, tel qu'il est expliqué précédemment.

Plusieurs des études ont utilisé des observations sur le terrain pour calculer des valeurs pertinentes. Bien que ces données soient réalistes du point de vue environnemental, la présence de nombreux contaminants, surtout d'autres métaux, a probablement influencé les valeurs de FBA observées pour le cobalt. Dans ce sens, Fraysse *et al.* (2002) ont mené une expérience en laboratoire qui étudiait l'effet de la présence de cadmium et/ou de zinc sur l'accumulation de cobalt. Deux espèces de mollusques bivalves d'eau douce (le *Dreissena polymorpha* et le *Corbicula fluminea*) ont été exposées au cobalt seul, au cobalt additionné de cadmium, au cobalt additionné de zinc, ou au cobalt additionné de cadmium et de zinc. Finalement, on a observé des facteurs de concentration maximaux lorsque les organismes étaient exposés au cobalt seul; l'ajout de zinc seul a eu l'effet inhibiteur majeur sur l'absorption de cobalt (bien que les traitements au cadmium et au cadmium additionné de zinc aient aussi eu un effet inhibiteur). Par conséquent, il est important de prendre en considération tant les expositions polymétalliques sur le terrain que les expositions contrôlées en laboratoire au moment d'évaluer les données d'accumulation du cobalt.

« Trace Metals in the Environment » (Smith et Carson, 1981) est un document d'étude qui rassemble une grande quantité de données sur la bioaccumulation du cobalt chez les organismes aquatiques. Ici, il est rapporté que les FBC des mollusques d'eau douce vont de 100 à 14 000 L/kg (corps entier, poids sec). Ces valeurs correspondent aux valeurs des tissus mous de 1 à 300, pour le poids sec (Smith et Carson, 1981). Les valeurs présentant un intérêt particulier dans cette évaluation doivent être exprimées comme des facteurs de concentration dans les tissus mous pour le poids humide. Si on utilise un facteur de conversion du poids sec au poids humide de 0,2 pour les invertébrés et les poissons (p. ex. Campbell *et al.*, 2005; Ikemoto *et al.*, 2008), la fourchette pertinente de valeurs de FBC à prendre en compte pour les mollusques d'eau douce est

comprise entre 0,2 et 60, d'après les données citées dans Smith et Carson (1981). Cependant, la fiabilité de ces données est incertaine, étant donné que la majorité des études citées sont antérieures à 1977, une époque où la qualité analytique est jugée incertaine.

Smith et Carson (1981) ont également fourni des facteurs de bioaccumulation pour les poissons marins et les poissons d'eau douce (de 100 à 4 000 et de moins de 10 à 1 000, respectivement). Une fois de plus, la qualité analytique des données citées est incertaine, comme bon nombre des études sont antérieures à 1977.

Parmi les articles cités dans Smith et Carson fournissant des facteurs de bioconcentration pour les organismes aquatiques et ayant été réalisés en 1977 ou ultérieurement, cinq ont fait l'objet d'une évaluation. Il s'agissait des articles suivants : Cherry et Guthrie (1977), Cherry *et al.* (1979), Kimura et Honda (1977), Papadopoulou et Kianas (1977), et Shuman *et al.* (1977). Deux de ces articles se sont avérés d'une qualité acceptable. Les articles qui n'étaient pas disponibles à des fins d'évaluation comprenaient les travaux des scientifiques suivants : Vaganov *et al.* (1978), Ishii *et al.* (1978), Proctor et Sinha (1978), et Nakahara et Cross (1978).

Cherry et Guthrie (1977) ont fourni des valeurs de FBC et de FBA pour des plantes, des vertébrés et des invertébrés, à partir d'un site contaminé par l'effluent d'une centrale à combustible fossile et par des cendres de charbon. Néanmoins, cette étude a été jugée inacceptable aux fins d'utilisation, comme l'analyse chimique a été effectuée avant 1977, et on estime donc que sa qualité est incertaine. Dans les travaux de Shuman *et al.* (1977), les analyses chimiques ont été réalisées en 1975, si bien que cet article a été rejeté pour la même raison.

Cherry *et al.* (1979) ont mesuré les concentrations de cobalt dans une série de biotes sur des sites contaminés à la fois par un effluent thermique provenant d'une centrale à combustible fossile et par un effluent de cendres de charbon. Cette étude a été jugée de qualité acceptable, bien que les résultats issus d'un site d'échantillonnage aient été ignorés; le degré de pollution thermique plus important sur ce site entraînait des températures aquatiques bien différentes des températures considérées normales pour les milieux canadiens. Pour l'espèce *Enallagma* (insecte aquatique), le FBA du cobalt était de 29,3 L/kg. Pour l'espèce *Libellula* (libellule), le FBA maximal observé était de 24,5. Pour l'espèce *Chironomidae* (mouche des lacs), le FBA maximal était de 148. Enfin, pour l'espèce *Procambarus* (écrevisse), on a relevé un FBA de 21,8. De même, cet article fournissait des facteurs d'accumulation biote-sol. Les valeurs maximales observées étaient les suivantes : 0,221 pour l'espèce *Enallagma*, 0,645 pour l'espèce *Chironomidae*, 0,091 pour l'écrevisse et 0,138 pour l'espèce *Libellula*.

Un deuxième article cité dans Smith et Carson (1981) disponible à des fins d'évaluation et de qualité acceptable a été préparé par Kimura et Honda (1977). Ici, les auteurs ont étudié l'accumulation du cobalt par les œufs de la truite arc-en-ciel. On a observé l'absorption et la dépuration du cobalt-60 dans les œufs de poisson pendant environ 30 jours, tandis qu'on a également mesuré la concentration de métaux dans les œufs et l'eau des viviers d'élevage. Les valeurs de FBC ont été déterminées tant comme un rapport des cinétiques d'absorption et de dépuration que comme le rapport des concentrations de métaux dans l'organisme et l'eau. On a relevé des valeurs de FBC de 7,4 (à l'aide de la méthode de calcul plus ancienne) et de 7,0 (à l'aide de la méthode la plus récente).

Papadopoulou et Kianas (1977) ont étudié l'accumulation du cobalt chez les tuniciers *Microcosmus sulcatus* et *Ciona intestinalis*. On a trouvé des FBC inférieurs à 10 pour les deux organismes; néanmoins, cette étude ne s'est pas avérée d'une qualité acceptable, comme l'échantillonnage de l'eau et celui des organismes n'ont pas été réalisés simultanément. De plus, toutes les mesures ont été relevées avant 1977, donc la qualité analytique est incertaine. Enfin, l'espèce *M. sulcatus* n'est pas une espèce d'essai pertinente aux eaux canadiennes, car on la trouve principalement dans les eaux subtropicales de l'océan Indien occidental et la mer Méditerranée (Agbayani et Laxamana, 2009).

Milieu des sols

Dans les milieux terrestres, quatre valeurs acceptables de facteurs d'accumulation biote-sol (FABS sol) ont été relevées pour deux espèces, le *Xerocomus badius* (bolet bai) et le *Morus alba* (mûrier blanc). Les mesures pour le *X. badius* étaient comprises entre 0,007 et 0,81, avec une valeur moyenne de 0,15 au chapeau et de 0,11 au pied (sans unité, sur la base du poids humide). Pour le *M. alba*, on a relevé des valeurs de FABS sol maximales de 0,28 et 0,08. Une étude des sols a tenu compte de la concentration de cobalt dans une solution dans le sol, si bien qu'elle a donné des facteurs de bioaccumulation pour trois espèces de plantes différentes. Ces valeurs allaient de 0,100 à 0,146, pour le poids humide. Toutes les valeurs obtenues à partir d'études du sol ont été rapportées en utilisant des mesures du poids sec et elles ont ensuite été converties en valeurs du poids humide. On observe que les valeurs moyennes de FABS sol et de FBA de ces études acceptables sont

toutes inférieures à un.

Dans les recherches effectuées par Pereira *et al.* (2009), des échantillons de sol ont été prélevés sur dix sites dans une mine d'uranium abandonnée; les sols ont ensuite été utilisés pour faire pousser de la laitue (*Lactuca sativa*) et du maïs (*Zea mays*) lors d'une expérience en laboratoire. Dans cette expérience, on a observé des valeurs de FABS supérieures à celles observées pour seulement un des dix types de sol mis à l'essai. Le sol de ce site avait à la fois le pH minimal (4,81), et la teneur minimale en matières organiques (0,78 %) des sols échantillonnés. On a largement rapporté que la teneur en matières organiques et le pH touchent la biodisponibilité du cobalt (Gal *et al.*, 2008; Malinowska *et al.*, 2004). Ainsi, les valeurs de FABS inhabituellement élevées qui ont été observées peuvent être attribuées aux caractéristiques du sol augmentant la biodisponibilité du cobalt. Les FABS rapportés pour ce sol acide pauvre en matière organique étaient de 3,50 et 1,03 (poids humide) pour les plantes *L. sativa* et *Z. mays*, respectivement. Globalement, les 10 sols mis à l'essai avaient des FABS moyens de 0,39 et 0,11 (poids humide, pour *L. sativa* et *Z. mays*, respectivement). Toutefois, on n'a déclaré directement ni les concentrations de cobalt mesurées dans le tissu des plantes, ni les concentrations mesurées dans les sols. Ceci exclut la possibilité d'une correction des concentrations naturelles de cobalt, d'où les valeurs élevées de FABS sol. Étant donné que cet article n'a pas fourni les renseignements nécessaires, ces résultats ne seront pas approfondis davantage.

Ashfaq *et al.* (2009) ont démontré également qu'un pH inférieur du sol entraîne une plus grande accumulation de cobalt. Cette étude en microparcelle a mesuré l'accumulation du cobalt dans des plants de mûrier blanc (*Morus alba*) sur des sols irrigués avec des eaux usées contenant du cobalt. Dans un ensemble de mesures, le pH de l'eau d'irrigation variait entre 3 et 5; dans un autre ensemble, la concentration de cobalt dans l'eau d'irrigation variait entre 25 et 400 mg/L. Dans les expériences utilisant un pH variable, on a relevé une valeur de FABS sol maximale de 0,28 (poids humide) à un pH de 3, le pH minimum testé (la concentration totale de cobalt dissous de l'eau d'irrigation était de 100 mg/L). Au cours d'expériences qui utilisaient des concentrations variables de cobalt dans l'eau d'irrigation, on a mesuré une valeur de FABS sol maximale de 0,08 (poids humide) à la concentration minimale de cobalt testée, soit 25 mg/L (le pH n'a pas été indiqué).

Potentiel de bioamplification

On a trouvé trois facteurs de bioamplification (FBA) dans la documentation relative au cobalt dans les milieux marins; les valeurs étaient comprises entre 0,004 et 0,025. On a relevé un FBA d'une valeur de 0,087 pour les espèces d'eau douce. Le tableau 6 résume l'ensemble des données prises en considération dans l'évaluation du potentiel de bioaccumulation du cobalt, y compris les facteurs d'amplification trophique (FAT). Toutes les valeurs sont exprimées en fonction du poids humide.

Tableau 6. Sommaire des données expérimentales sélectionnées pour l'estimation du potentiel de bioaccumulation du cobalt^{*,}**

Organisme		Genre d'étude	Para-mètre	Valeur (poids humide)	Référence
Prédateur	Proie				
Organismes aquatiques					
Zooplankton d'eau douce	Matière particulaire en suspension (MPS)	Sur le terrain	Su FBAm	0,087	Nguyen <i>et al.</i> , 2005
Saumon quinnat, <i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	Aliments industriels pour poisson	Sur le terrain	Su FBAm	0,025	Kelly <i>et al.</i> , 2008
Carpe commune, <i>Cyprinus carpio</i>	Mollusque, <i>Lymnea stagnalis</i>	En laboratoire	SS FBAm	~ 0,01	Baudin et Fritsch, 1989
Saumon de l'Atlantique, <i>Salmo salar</i>	Aliments industriels pour poisson	Sur le terrain	Su FBAm	0,004	Kelly <i>et al.</i> , 2008
Saumon coho, <i>Oncorhynchus kisutch</i>	Aliments industriels pour poisson	Sur le terrain	Su FBAm	0,004	Kelly <i>et al.</i> , 2008
Roussette, <i>Scyliorhinus canicula</i> ,	Daurade royale, <i>Sparus auratus</i>	En laboratoire	Ki FBAm	<1	Mathews <i>et al.</i> , 2008
Turbot, <i>Psetta maxima</i>	Daurade royale, <i>Sparus auratus</i>	En laboratoire	Ki FBAm	<1	Mathews <i>et al.</i> , 2008
Daurade royale, <i>Sparus auratus</i>	Daurade royale, <i>Sparus auratus</i>	En laboratoire	Ki FBAm	<1	Mathews <i>et al.</i> , 2008
Études sur le réseau alimentaire					

Chaîne alimentaire pélagique marine (mer Baltique)	Sur le terrain	Su	FAT	1,1 ¹	Nfon <i>et al.</i> , 2009
Chaîne alimentaire pélagique marine dans l'Arctique (baie de Baffin)	Sur le terrain	Su	FAT	0,93 ²	Campbell <i>et al.</i> , 2005
Chaîne alimentaire d'eau douce (delta du Mékong)	Sur le terrain	Su	FAT	0,95 ^a	Ikemoto <i>et al.</i> , 2008
Chaîne alimentaire pélagique et benthique marine (mer de Chine orientale)	Sur le terrain	Su	FAT	0,71; 1,45 ^c	Asante <i>et al.</i> , 2008

* Abréviations : FBAm : facteur de bioamplification; Ki : étude des cinétiques d'absorption et de dépuración; MPS : matière particulaire en suspension; Su : étude sur le terrain des organismes, de l'eau, des sédiments, etc.; FAT : facteur d'amplification trophique

** Les facteurs de bioamplification (FBAm) exprimés en poids sec ont été convertis au poids humide en utilisant les conversions suivantes : pour un gramme de matière humide, il faut supposer 0,2 gramme de matière sèche pour le zooplancton, les invertébrés et le poisson (Ikemoto *et al.*, 2008; Campbell *et al.*, 2005) et 0,1 gramme de matière sèche pour les matières particulaires en suspension et les algues (en supposant que la composition des matières particulaires en suspension avoisine celle des sédiments de surface et en utilisant les données de Couillard *et al.*, 2008; Maeda *et al.*, 1997).

¹ Corrélation entre le niveau trophique et la concentration de cobalt démontrée, mais sans importance statistique

² L'étude a rapporté qu'aucun lien n'avait été démontré pour le cobalt dans ce réseau alimentaire, en raison du faible changement de concentration de cobalt à chaque niveau trophique et des données extrêmement variables. La valeur du facteur d'amplification trophique (FAT) est calculée comme 10^B , où B est la pente du log[Co] par rapport à la régression de l'isotope de l'azote ($d^{15}N$) (Nfon *et al.*, 2009). Dans ce cas, on a déclaré que B était égal à -0,03, avec une importance statistique ($p < 0,05$). À partir de l'équation fournie par Nfon *et al.* (2009), cette valeur correspond à une valeur du facteur d'amplification trophique de 0,93. La valeur r^2 pour cette régression était de 0,04.

^c L'étude a rapporté des résultats contradictoires : un lien positif et un lien négatif ont été observés entre la concentration de cobalt dans l'organisme et le niveau trophique. Les facteurs d'amplification trophique ont été calculés selon Nfon *et al.*, 2009. B était de 0,16, avec une importance statistique ($p < 0,01$, $r^2 = 0,15$) pour les poissons d'eaux profondes alors que B était de -0,15 pour toutes les espèces d'eaux profondes ($p < 0,05$, $r^2 = 0,50$). Les valeurs du facteur d'amplification trophique correspondantes étaient respectivement de 1,45 et 0,71.

Une étude dans un milieu marin a mesuré des facteurs de bioamplification (FBAm) particulièrement faibles de 0,025, 0,004 et 0,004 pour trois espèces de saumon (Kelly *et al.*, 2008). Cette étude examinait le saumon d'élevage qu'on avait nourri avec une alimentation industrielle pour poisson. Comme les poissons n'ont pas été élevés en laboratoire contrôlé, ces données seront considérées comme issues d'une étude sur le terrain; cependant, il est à noter que les poissons n'ont pas été élevés dans un milieu véritablement naturel et que l'alimentation industrielle pour poisson ne reflète pas vraiment une alimentation naturelle pour le saumon. Les FBAm fournis ont été calculés comme le rapport entre les concentrations moyennes de cobalt du poids humide et du poids sec dans la chair du saumon et dans une alimentation industrielle pour saumon. Les FBAm anormalement faibles mis en lumière par cette étude pourraient découler du fait que les échantillons ont été prélevés seulement dans les tissus musculaires des poissons. Les auteurs ont signalé que de nombreux métaux ont tendance à être stockés dans des endroits du corps autres que les muscles; d'autres études appuient cette théorie (Campbell *et al.*, 2005; Metian *et al.*, 2009). Par conséquent, il est possible que les FBAm calculés utilisant seulement des mesures des muscles ne reflètent pas réellement le potentiel de bioamplification du métal.

Compte tenu de ce fait, les valeurs de FBAm déclarées par Kelly *et al.* (2008) pour le saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*), le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) et le saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*) (0,004, 0,004 et 0,025, respectivement), ne montrent aucune preuve de potentiel de bioamplification. En comparaison, l'étude a relevé des FBAm pour le méthylmercure de 1,3, 0,86 et 1,9 pour les mêmes espèces.

En outre, en laboratoire, Mathews *et al.* (2008) ont effectué des recherches sur le potentiel de bioamplification du cobalt lorsqu'il passait d'un poisson proie radiomarké (*Sparus auratus*) à un poisson prédateur (*Scyliorhinus canicula*, *Psetta maxima*, et *S. auratus*). Bien que les valeurs de FBAm ne soient pas directement indiquées, on a mentionné que, de façon uniforme, elles étaient inférieures à 1 pour le cobalt.

Le document intitulé « Scientific Criteria Document for the Development of a Provincial Water Quality Objective for Cobalt » (Fletcher *et al.*, 1996), produit par la province de l'Ontario, est un autre document qui fournit des références à l'appui des différentes études sur la bioaccumulation et la bioaccumulation du cobalt. Ce document cite les travaux de Smith et Carson (1981) et il fait référence également à Tong *et al.* (1972 et 1974), qui indiquent une absence de bioamplification pour le cobalt. Cependant, ces études n'étaient pas disponibles à des fins d'évaluation, et comme elles étaient antérieures à 1977, on peut estimer que leur qualité analytique est peu fiable. De plus, il est fait référence à une étude réalisée par Baudin et Fritsch (1989). Cette étude était disponible à des fins d'évaluation et sa qualité s'est avérée acceptable. Ici, lorsque la carpe *Cyprinus carpio* a reçu du cobalt à partir de nourriture contaminée (le mollusque *Lymnea stagnalis*), on a déclaré que le facteur de bioamplification était de l'ordre de 10^{-2} (bien que la valeur réelle n'ait pas été

rapportée). En outre, il a été conclu que l'eau est la voie dominante pour l'absorption de cobalt et que l'accumulation provenant de l'alimentation et de l'eau est additive.

Plusieurs études ont également tenté de quantifier le facteur d'amplification trophique (FAT) du cobalt. En bref, cette valeur dépend de la corrélation entre les concentrations d'oligoéléments et les isotopes de l'azote ($d^{15}N$), mesurés dans une série de membres d'un réseau alimentaire donné (Nfon *et al.*, 2009) et son équation est simple :

$$FAT = 10^B,$$

où B est la pente de la régression du log[concentration d'oligoéléments (poids sec de $\mu g/g$)] par rapport à $d^{15}N$ (Nfon *et al.*, 2009). Comme le dénombrement $d^{15}N$ augmente de façon prévisible avec chaque niveau trophique dans une chaîne alimentaire, une corrélation significative entre ces deux variables peut indiquer le potentiel de bioamplification (si le facteur d'amplification trophique est supérieur à 1) ou de biodilution (si le facteur d'amplification trophique est inférieur à 1) (Nfon *et al.*, 2009).

Nfon *et al.* (2009) ont estimé les valeurs du facteur d'amplification trophique pour plusieurs éléments dans une chaîne alimentaire pélagique de la mer Baltique. Les concentrations d'oligoéléments du poids humide chez le phytoplancton, le zooplancton, la mysis (*Mysis sp.*) et le hareng (*Clupea harengus*) ont été mesurées, tout comme le $d^{15}N$, le $d^{13}C$, ainsi que les fractions lipidiques. On a découvert que le facteur d'amplification trophique pour le cobalt était de 1,12; mais le coefficient de corrélation était faible ($r^2 = 0,10$) et le lien n'était pas statistiquement significatif ($p = 0,165$). Dès lors, d'après ces données, Nfon *et al.* (2009) ont conclu qu'il n'existait aucune preuve de bioamplification du cobalt. En comparaison, le calcul du FAT du mercure a donné un résultat de 1,50 ($p < 0,001$).

Campbell *et al.* (2005) ont étudié un réseau alimentaire marin pélagique de l'Arctique dans la baie de Baffin. L'étude s'intéressait au phytoplancton, au zooplancton, à trois espèces d'invertébrés marins, à une espèce de poisson, à huit espèces d'oiseaux et à une espèce de phoque. On a mesuré les concentrations de métaux dans tout l'organisme, ainsi que dans les tissus musculaires et hépatiques des oiseaux et des mammifères. Ici, la pente du log [Co] par rapport au $d^{15}N$ était de - 0,03, avec une importance statistique ($p < 0,05$). Si l'on utilise l'équation qui précède fournie par Nfon *et al.* (2009), cette valeur correspond à une valeur du FAT de 0,93. Cependant, en raison du faible changement de concentration de cobalt à chaque niveau trophique et des données extrêmement variables, les auteurs ont conclu que ces résultats ne prouvaient pas uniformément que le cobalt allait subir une bioconcentration ou une biodilution par la chaîne alimentaire. De même, il a été démontré que le mercure se bioamplifie : la pente du log[Hg total] par rapport à la régression du $d^{15}N$ était de 0,197, ce qui correspond à un facteur d'amplification trophique de 1,57 ($p = 0,001$). Cette étude a tenté également de relier les concentrations d'oligoéléments aux valeurs du $d^{13}C$ dans les tissus hépatiques et musculaires des oiseaux marins (le $d^{13}C$ indique une source de carbone alimentaire), bien qu'aucun lien n'ait été établi pour le cobalt.

Ikemoto *et al.* (2008) ont étudié le réseau alimentaire d'eau douce du delta du Mékong dans le sud du Vietnam; ils y ont examiné le phytoplancton, les escargots, cinq espèces de crustacés, ainsi que quinze espèces de poisson. Cette étude a donné un facteur d'amplification trophique (FAT) de 0,95, mais une fois de plus, il n'y avait aucune importance statistique ($r^2 = 0,013$, $p = 0,506$). Ainsi, les résultats n'ont montré aucune bioamplification ou biodilution du cobalt par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire.

Finalement, Asante *et al.* (2008) ont étudié l'accumulation de plusieurs métaux dans des organismes d'eaux peu profondes et profondes provenant de la mer de Chine orientale. Des espèces de poissons, céphalopodes, coelentérés, crustacés, échinodermes et gastéropodes ont été échantillonnées. Les concentrations de cobalt ont été mesurées dans l'organisme entier. Des résultats contradictoires ont été observés puisque des liens positifs et négatifs ont été calculés entre la concentration de cobalt et le niveau trophique. Une corrélation positive a été observée pour les poissons d'eaux profondes (facteur d'amplification trophique de 1,45) alors qu'une corrélation négative était observée en considérant toutes les espèces d'eaux profondes (facteur d'amplification trophique de 0,71). Les auteurs laissent entendre que le cobalt pourrait être accumulé dans les poissons à des niveaux trophiques plus élevés. Cependant, les résultats sont divergents.

La relativement grande uniformité des résultats consignés dans les études présentées cidessus amène la conclusion selon laquelle le cobalt ne présente aucun risque de bioamplification.

Conclusion. Plusieurs éléments de preuve semblent indiquer que le potentiel de bioaccumulation du cobalt dans les écosystèmes naturels est relativement faible. Avant tout, on a rapporté de faibles facteurs de

bioamplification dans huit études en laboratoire (état stable) et quatre études sur le terrain; cinq valeurs de FABS sédiments se sont avérées bien inférieures à 1 et quatre valeurs de FABS sol (sur quatre) se sont avérées bien inférieures à 1. En outre, les résultats issus de six études sur le terrain et de deux études en laboratoire indiquent l'absence de bioamplification du cobalt dans les réseaux alimentaires naturels. Enfin, le cobalt est un micronutriment essentiel; son absorption devrait, dans une certaine mesure, être régulée par de nombreux organismes. Par conséquent, il est conclu que le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt ne répondent pas aux critères de bioaccumulation (FBA ou FBC\$ 5 000) énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

[Haut de page](#)

Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

Évaluation des effets sur l'environnement

A - Dans le milieu aquatique

Il existe des preuves expérimentales confirmant que le cobalt nuit aux organismes aquatiques après une exposition à court terme (aiguë) et une exposition à plus long terme (chronique) à des concentrations très faibles. De nombreuses données empiriques sont disponibles dans la documentation pour la toxicité aiguë et chronique du dichlorure de cobalt, du sulfate de cobalt et d'autres composés du cobalt. Étant donné que tous ces composés sont solubles dans l'eau, toutes les données provenant d'études chroniques ont été prises en compte pour obtenir une valeur critique de la toxicité (VCT), comme ils entraînent tous la formation d'espèces de cobalt potentiellement dissoutes et biodisponibles, surtout l'ion libre Co^{2+} . Des sommaires de rigueur d'étude (SRE) ont été réalisés pour toutes les études à partir desquelles on a obtenu les données de toxicité utilisées pour élaborer une concentration estimée sans effet (CESE), et ils sont disponibles sur demande.

On a défini des études de toxicité aiguë fiables (à court terme) pour 15 espèces, dont 12 espèces d'invertébrés et 3 espèces de poissons. Les valeurs de toxicité sont comprises entre 89 et 585 800 $\mu\text{g/L}$ en tant que cobalt total dissous (Nautilus Environmental, 2009). Les données chroniques (à long terme) présentent un intérêt majeur dans la présente évaluation, car elles constituent un indicateur plus sensible du potentiel nocif découlant d'expositions à long terme. Le tableau 7 résume les données de toxicité aquatique chronique fiables du cobalt sur les organismes d'eau douce; on a défini quinze espèces, y compris cinq espèces de plantes/algues, sept espèces d'invertébrés et trois espèces de poissons. Il est à noter que les concentrations dans les études citées sont exprimées en microgrammes de cobalt par litre (μg de Co/L). Par conséquent, la valeur critique de la toxicité (VCT) tirée de ces données concerne le cobalt total en tant qu'élément plutôt que les composés mis à l'essai (p. ex., CoCl_2).

Tableau 7. Données empiriques sur la toxicité aquatique chronique (à long terme) pour les organismes d'eau douce*

Organisme d'essai	Composé d'essai	Dureté (mg CaCO_3/L)	pH	T (°C)	Paramètre et durée	Valeur ¹ ($\mu\text{g Co/L}$)	Référence
Poisson							
Dard-perche <i>Brachydanio rerio</i>	$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	100	7,5-7,7	25,4-26,4	CMAT 16 j. (survie)	340	Dave et Xiu, 1991
	CoCl_2	103 ± 6,1	7,8 ± 0,1	27-29	CE ₁₀ 33 j. (biomasse)	1084	CDI, 2009b
Tête-de-boule <i>Pimephales promelas</i>	CoCl_2	109	7,6-8,5	24-27	CE ₁₀ 34 j. (survie)	351	CDI, 2009c
	CoSO_4	236 ²	8,14	24,4	CI ₁₀ 28 j. (croissance)	480	Kimball, 1978
Truite arc-en-ciel <i>Oncorhynchus mykiss</i>	CoCl_2	115	7,6-7,8	10-14	CE ₁₀ 81 j. (biomasse)	2 171	CDI, 2009d
Invertébrés							
Amphipode <i>Hyalella azteca</i>	$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	122	8,2	25	CI ₂₅ 28 j. (croissance)	2,9	Norwood <i>et al.</i> , 2007
	CoCl_2	125 ± 10	7,15-7,69	25 ± 1	CE ₁₀ 28 j. (survie)	5,5	CDI, 2009e

Cladocère <i>Daphnia magna</i>	CoSO ₄	198 ²	8,31	20,3	CME0 28 j. (reproduction)	4,4	Kimball, 1978
	CoCl ₂	230-250	7,22- 7,64	20 ± 1	CE ₁₀ 21 j. (reproduction)	54	CDI, 2009e
Cladocère <i>Ceriodaphnia dubia</i>	CoCl ₂	108	8,0- 8,7	25 ± 1	CE ₁₀ 21 j. (reproduction)	7,9	CDI, 2005
Escargot <i>Lymnea stagnalis</i>	CoCl ₂	140	7,64- 7,88	20 ± 1	CE ₁₀ 28d j. (croissance)	22	De Schampelaere <i>et al.</i> , 2008
Moucheron <i>Chironomus tentans</i>	CoCl ₂	32-34	7,58- 8,17	23 ± 1	CE ₁₀ 20 j. (croissance)	123	Pacific Ecorisk, 2005
Oligochète <i>Aelosoma sp.</i>	CoCl ₂	54	7,4- 7,8	24-25	CE ₁₀ 14 j. (reproduction)	155	CDI, 2008b
Rotifère <i>Philodina acuticornis</i>	CoCl ₂	25	7,4- 7,9	20	CE ₅₀ 4 j. (reproduction)	59 000	Buikema <i>et al.</i> , 1974
Plantes/algues							
Merde de grenouille <i>Lemna minor</i>	CoCl ₂	Matériel standard SSI	6,52- 6,68	24 ± 2	CE ₁₀ 7 j. (croissance)	4,9	CDI, 2009e
Algues vertes <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	CoCl ₂	25 ³	7,51- 7,72	25 ± 1	CE ₁₀ 4 j. (croissance)	23	CDI, 2009e
Lentille d'eau géante <i>Spirodela polyrhiza</i>	CoCl ₂	12 ⁴	7,0	25	CE ₅₀ 4 j. (croissance)	140	Gaur <i>et al.</i> , 1994
Algues vertes <i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	CoCl ₂	12 ⁴	6,8	25	CE ₃₀ 5 j. (croissance)	1 120	Macfie <i>et al.</i> , 1994
Algues vertes <i>Chlamydomonas acidophila</i>	CoCl ₂	200 ⁵	4	20	CE ₅₀ 4 j. (croissance)	4 096	Nishikawa et Tominaga, 2001

* Abréviations : CE_{xx} : Concentration d'une substance qu'on estime susceptible de causer un effet chez XX % des organismes d'essai; Cl_{xx} : Concentration inhibitrice pour un pourcentage donné d'un effet. Estimation ponctuelle de la concentration d'une substance d'essai causant une réduction de XX % d'une mesure biologique quantitative comme le taux de croissance. CMAT : Concentration maximale autorisée de substances toxiques généralement présentée soit comme la marge de variation entre la CSEO/L (concentration sans effet observé) et la CME0/L (concentration minimale avec effet observé), soit comme la moyenne géométrique des deux mesures. ND : Non déterminé

¹ La valeur inférieure ou la moyenne géométrique est utilisée pour des essais multiples avec la même espèce, conformément au texte (CCME, 2007).

² Seule l'alcalinité (mg/L) a été indiquée dans cette étude.

³ Calculée à l'aide des concentrations de Ca, Mg, Fe et Mn obtenues grâce au matériel de la ligne directrice 201 de l'OCDE. Sources : <http://oberon.sourceoecd.org/vl=1752526/cl=22/nw=1/rpsv/ij/oecdjournals/1607310x/v1n2/s2/p1>; http://www.groundwatersoftware.com/calculator_8_water_hardness.htm

⁴ Calculée à l'aide des concentrations de Ca, Mg, Fe et Mn obtenues grâce au matériel APP. Sources : <http://oberon.sourceoecd.org/vl=1752526/cl=22/nw=1/rpsv/ij/oecdjournals/1607310x/v1n2/s2/p1>; http://www.groundwatersoftware.com/calculator_8_water_hardness.htm

⁵ Calculée à l'aide des concentrations de Ca, Mg, Fe et Mn. Source : http://www.groundwatersoftware.com/calculator_8_water_hardness.htm

Une distribution de la sensibilité des espèces (DSE) a été mise au point au moyen des données de toxicité chronique présentées au tableau 7 pour 15 espèces au total : trois espèces de poissons, sept espèces d'invertébrés et cinq espèces de plantes et algues (Figure 1). Lorsque plus d'une valeur pour un paramètre était disponible pour une seule espèce, la valeur finale utilisée dans la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) a été choisie sur les conseils du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2007). Lorsque les conditions d'essai sont identiques ou semblables (en matière de durée, de paramètres, de pH, de dureté, etc.) la moyenne géométrique peut être prise, tandis que lorsqu'elles présentent des différences, la valeur la plus faible est privilégiée. Dans tous les cas susmentionnés, on a utilisé la valeur la plus faible pour la distribution de la sensibilité des espèces (DSE). Il est bien établi que la toxicité des métaux dépend du taux de pH et de la force ionique des milieux externes (CDI, 2009b; DiToro *et al.*, 2001). Par conséquent, les données sur la toxicité qui sont prises en considération dans la DSE peuvent être normalisées en ce qui a trait aux effets du pH, de la force ionique et de la dureté, ainsi que du carbone organique dissous (Vangheluwe *et al.*, 2007), en fonction des besoins d'évaluation. Cependant, cette normalisation n'a pas été effectuée pour cette évaluation, car on n'a pas pu trouver suffisamment de renseignements pour le cobalt afin d'ajuster les

données à prendre en considération pour ces facteurs modifiant la toxicité. Tel qu'il est indiqué à la section Biodisponibilité, la dureté semble être un facteur particulièrement important pour la modification de la toxicité du cobalt; une dureté élevée a un effet protecteur. La dureté des eaux soumises à des essais était généralement comprise dans une fourchette très douce à dure (fourchette : 12 à 250 mg/L; moyenne : 95 mg/L, voir le tableau 7), qui s'insère dans la fourchette estimée pour les eaux réceptrices représentatives au Canada (12,8 à 274 mg/L, voir le tableau 5). De même, le pH peut avoir une grande influence sur la toxicité du cobalt tout en maintenant la constance d'autres facteurs (Khangarot *et al.*, 2003). La fourchette de pH des eaux soumises à des essais (fourchette : 6,5 à 8,5; moyenne : 7,6, voir le tableau 7) est très semblable aux eaux réceptrices représentatives au Canada (6,4 à 8,6, voir le tableau 5) si nous excluons la valeur unique de 4 pour un essai acidiphile sur des algues.

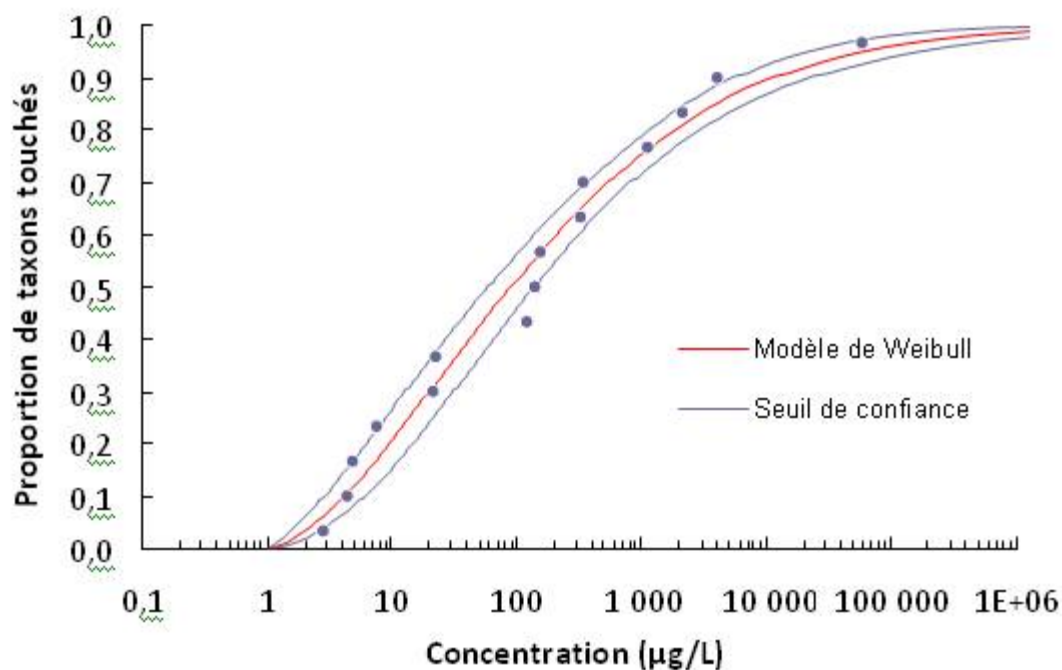


Figure 1. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour le cobalt d'après les données de toxicité chronique pour les organismes aquatiques d'eau douce. Le modèle Weibull adapté aux données est présenté sur le graphique avec les intervalles de confiance de 95 %

On a utilisé la version 2.0 du logiciel SSD Master v2.0 (SSD Master 2008) pour schématiser la distribution de la sensibilité des espèces (DSE). Plusieurs fonctions de distribution cumulative (normale, logistique, Gompertz, Weibull et Fisher-Tippett) ont été adaptées aux données à l'aide des méthodes de régression. L'adaptation du modèle a été évaluée à l'aide de techniques statistiques et graphiques. Le meilleur modèle a été choisi d'après l'examen de la validité de l'ajustement et de la faisabilité du modèle. Les hypothèses du modèle ont été vérifiées avec des graphiques et des essais statistiques. Le modèle Weibull donnait la meilleure adaptation des modèles essayés (statistique d'Anderson-Darling (A^2) = 0,225) et le cinquième centile (CH_5), c.-à-d. la concentration dangereuse correspondant à 5 % des espèces, du schéma de la distribution de la sensibilité des espèces s'élève à 2,5 µg/L, dont la limite inférieure et la limite supérieure de confiance étaient de 1,9 et 3,4 µg/L, respectivement (figure 1). La CH_5 de 2,5 µg/L calculée à partir de la DSE est choisie comme la concentration estimée sans effet (CESE) pour la toxicité sur les organismes d'eau douce.

B - Dans d'autres milieux naturels

Les renseignements disponibles concernant l'exposition et la répartition des sources étaient insuffisants pour pouvoir évaluer les effets nocifs possibles sur les organismes des sols et des sédiments liés aux substances du cobalt faisant l'objet d'une évaluation. Les renseignements disponibles au sujet des rejets des substances évaluées dans les sols étaient limités et on n'a pas eu recours à des outils pour prévoir les concentrations dans les sols. De même, les renseignements liés à la surveillance étaient davantage liés à d'autres substances contenant du cobalt (p. ex. l'oxyde de cobalt, l'hydroxyde, sulfate) et ils n'étaient pas utiles pour évaluer les substances ciblées par la présente évaluation. Par conséquent, on n'a pas obtenu de CESE dans cette évaluation.

Les valeurs de surveillance dans les sédiments n'ont pas été recueillies sur des sites industriels où on a utilisé

les substances du cobalt prises en considération dans cette évaluation (près de zones minières, par exemple). En outre, d'autres sources de cobalt dissous (provenant d'autres composés) pourraient être présentes et contribuer à des concentrations des sédiments. Compte tenu du fait que les concentrations aquatiques provenant des rejets des substances en cours d'évaluation ont été modélisées et que des incertitudes majeures sont associées à l'extrapolation des concentrations des sédiments à partir des sédiments aquatiques, on n'a déterminé aucune CESE pour les sédiments dans cette évaluation.

Évaluation de l'exposition de l'environnement

Comme cette évaluation se rapporte au cobalt élémentaire, au dichlorure de cobalt et au sulfate de cobalt, cette section sera axée sur les scénarios d'exposition découlant des activités anthropiques considérées comme celles qui émettent principalement ces formes de cobalt (voir la section Rejets dans l'environnement). De même, cette section sera axée sur le milieu aquatique en tant que milieu le plus préoccupant à l'égard de ces substances, car c'est dans celui-ci que sont principalement rejetées les substances. Les rejets de cobalt dans l'air devraient être sous la forme d'oxydes (voir la section sur les rejets aux pages 19 et 20), et les données de surveillance pour les sols ne sont pas représentatives des formes soumises à une évaluation. La répartition par source peut donc être considérée comme des lacunes sur le plan des connaissances ici.

Les concentrations de cobalt ont été mesurées à divers endroits et dans différents milieux environnementaux au Canada. Comme pour d'autres métaux, les données de surveillance pour le cobalt sont généralement déclarées comme l'élément de cobalt total ou comme le cobalt total dissous. Il n'est pas possible de déterminer la mesure dans laquelle le cobalt mesuré dans l'environnement provenait des composés de cobalt évalués dans le présent document.

Présence dans l'environnement

À l'échelle mondiale, dans des régions relativement vierges, on fait état de concentrations allant de 20 à 25 mg/kg dans les sols, de moins d'un µg/L dans l'eau douce de surface, de 0,3 à 1,7 µg/L dans les eaux de pluie et d'environ un ng/m³ dans l'atmosphère dans les régions éloignées (PISSC, 2006).

Les niveaux mesurés dans des régions sélectionnées du Canada où certaines des industries fabriquent ou utilisent les composés de cobalt étudiés dans la présente évaluation sont résumés dans le tableau 8. Bien que certaines des concentrations de niveau maximal puissent être liées à une contamination par des sources ponctuelles, la majorité des données (c'est-à-dire des valeurs allant au moins jusqu'au 50^e percentile) sont vraisemblablement très légèrement touchées par les apports d'origine anthropique.

Comme le cobalt est une substance présente naturellement dans l'environnement, les quantités biogéochimiques naturelles présentes dans le sol, l'eau, les sédiments et les eaux souterraines contribuent aux expositions globales. Ces niveaux ont été représentés dans l'évaluation préalable en ajoutant des estimations des concentrations naturelles médianes aux concentrations issues de l'exposition aquatique prévues par le modèle d'après le rejet par des sources ponctuelles. Ci-dessous sont présentés des renseignements sur les concentrations de cobalt dans l'environnement dans des régions très légèrement touchées. Étant donné que ces régions pourraient comprendre des échantillons de sites touchés, on a pris la valeur médiane au lieu du 90^e percentile.

Tableau 8 : Concentrations du cobalt total dans les eaux de surface dans des régions choisies très légèrement touchées¹ au Canada

Lieu ²	Fourchette de concentration (en µg de Co/L)	Percentiles (µg/L) ³			N	Référence
		5 ^e percentile	Médiane	90 ^e percentile		
1	0,024-3	0,035	0,16	1	220	INRE, 2009
2	0,026-2,0	0,0393	0,1	1	87	INRE, 2009
3	< l.d. -0,491	< s.d.	0,1	0,2	123	MEO, 2004
4	0,00013-6,9	0,0466	0,496	1,31	7389	MEO, 2009

s.o. : non disponible

l.d. : limite de détection

N : nombre d'échantillons

¹ Ces régions ont été choisies pour leurs similitudes physiques et chimiques avec les régions pour lesquelles des scénarios d'exposition ont été conçus ou parce que certaines des sources évaluées se trouvent dans ces régions.

² Les emplacements des régions n'ont pu être communiqués afin d'éviter la divulgation d'information concernant les emplacements des sites et

les installations aux tableaux 9 et 11.

³ Fraction : filtrés (0,45 µm) pour les deux premiers emplacements et non filtrés pour les deux derniers.

Scénarios d'exposition

Tel qu'il a été discuté à la section Rejets dans l'environnement, certaines installations au Canada extraient les minerais contenant du cobalt de la terre et elles les transforment ensuite en sulfate de cobalt ou en dichlorure de cobalt. Le produit est envoyé à une autre installation pour produire du cobalt élémentaire.

Les rejets dans l'eau issus d'activités industrielles devraient être sensiblement plus importants que les rejets issus des utilisations par les consommateurs (batteries, peintures, produits dessiccants), qui devraient être négligeables. Par conséquent, on n'a mis au point que des scénarios des expositions industrielles.

Sept scénarios de rejets industriels propres aux sites ont été conçus pour estimer les concentrations aquatiques de cobalt (tableau 9) dans trois secteurs généraux ou activités : (i) la fabrication intermédiaire de sulfate de cobalt et l'affinage du cobalt élémentaire; (ii) la fabrication d'alliages et de superalliages; (iii) la production de trihydroxyde de cobalt (pour les batteries). Pour la plupart des scénarios, les concentrations dues à l'exposition ont dû être estimées, car les données de surveillance directement pertinentes à ces sites n'étaient pas disponibles.

i) Production de cobalt

Les premiers scénarios sont fondés sur l'information propre aux cinq fonderies et affineries canadiennes traitant le nickel, le cuivre et le cobalt, où devraient se produire les rejets les plus importants (voir les sites n° 1 à 5 dans le tableau 9). Les pertes de cobalt élémentaire dans les effluents industriels sont prises en considération uniquement lorsque le cobalt a la forme de poudre, car cette forme augmente la solubilité du cobalt élémentaire. On estime à 0,081 % de la quantité totale utilisée les pertes de cobalt élémentaire et de sulfate de cobalt solubles dans les effluents industriels; ces pertes résultent de la manipulation pendant le transport et des eaux usées provenant des opérations de broyage, de séparation par flottation et de grillage (voir la section Rejets dans l'environnement). L'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) et d'autres données sont utilisés pour refléter les rejets réels après le traitement des eaux usées, si bien que le taux d'élimination est inclus dans le facteur d'émission de 0,081 %. Les eaux réceptrices sur les sites industriels ont une capacité de dilution de deux à dix fois, d'après la taille du plan d'eau récepteur. Celle-ci est liée à la concentration dans l'effluent du système de traitement des eaux usées, qui varie d'environ 12 824 à 260 000 m³ par jour pour les cinq usines prises en considération, d'après la taille de l'opération de traitement. On présume que les rejets ont lieu 250 jours par année, un nombre habituel pour les petites et moyennes usines, ou 365 jours par an pour les grandes usines. D'après les hypothèses susmentionnées et compte tenu des quantités de substances réelles fabriquées à des fins industrielles au Canada, on estime que les concentrations aquatiques sont comprises entre 0,3 et 54,3 µg/L (Environnement Canada, 2010a). Les valeurs naturelles médianes respectives pour les emplacements (du tableau 8 ci-devant) ont été ajoutées aux estimations des concentrations aquatiques pour calculer les valeurs des concentrations environnementales estimées (CEE) allant de 0,44 à 54,4 µg/L. Les valeurs estimées sont résumées dans le tableau 9 ci-dessous. La CEE pour le site n° 4 (4,3 µg/L) est inférieure à une valeur mesurée (10,9 µg/L) pour ce site (tableau 9, 3^e note de bas de page).

ii) Fabrications d'alliages et de superalliages

On a élaboré un autre scénario à l'aide de l'information propre à l'utilisation de poudre de cobalt élémentaire destinée à la fabrication d'alliages; cette activité précise devrait produire les rejets les plus élevés (voir le site n° 6 dans le tableau 9). On estime que les pertes dans l'eau des égouts sont de 0,1 % de la quantité totale utilisée; elles résultent de la poussière des soudures et du lavage (voir la section Rejets dans l'environnement). Le scénario avance les mêmes hypothèses que le scénario de fonte et d'affinage susmentionné (taux d'élimination issu du système de traitement des eaux usées et capacité de dilution pour l'effluent de cette usine). Étant donné la taille de l'opération de traitement, le débit du système de traitement des eaux usées utilisé était de 21 372 m³ par jour. D'après les hypothèses susmentionnées et au moyen de la quantité réelle destinée à l'utilisation industrielle au Canada, on a obtenu une estimation de la concentration aquatique de 0,9 µg/L et une concentration environnementale estimée (CEE) de 1,0 µg/L lorsqu'on tenait compte de l'ajout de la valeur naturelle médiane pour l'emplacement (Environnement Canada, 2010a) (voir le tableau 9).

iii) Fabrication de batteries

Un scénario final a été mis au point pour l'industrie chimique qui produit du trihydroxyde de cobalt à partir de poudre de cobalt élémentaire, destiné à être utilisé dans la fabrication de batteries (voir le site n° 7 dans le tableau 9). L'industrie a soumis une présentation dans laquelle elle donnait des concentrations mesurées et calculées prudemment dans l'effluent des eaux usées (Environnement Canada, 2010a). La concentration la plus élevée enregistrée les six dernières années (1,2 µg/L, voir le tableau 9) a été choisie comme la concentration aquatique estimée pour ce scénario (Environnement Canada, 2010a). L'ajout des concentrations naturelles médianes pour l'emplacement a engendré une CEE de 1,7 µg/L.

Tableau 9 : Scénarios d'exposition fondés sur les rejets industriels modélisés dans les eaux de surface, la concentration aquatique estimée (CAE) obtenue, la concentration environnementale estimée (CEE) et les paramètres contrôlés relatifs à la qualité de l'eau^{1,5}

N° de site	Type d'installation/industrie	Fourchette massique combinée de la ou des substance(s) à l'installation	CAE ² (comme total de µg de Co/L)	Concentration naturelle ³ (comme total de µg de Co/L)	CEE ⁴ (comme total de µg de Co/L)	pH ⁵	T ⁵ (°C)	Dureté ⁵ (mg/L de CaCO ₃)
1	Fonderie/affinerie n° 1	100 000 à 1 000 000 kg/an	5,4	0,1	5,5	7,9	7,1	160
2	Fonderie/affinerie n° 2	1 000 000 à 10 000 000 kg/an	5,4	0,1	5,5	7,9	7,1	160
3	Fonderie/affinerie n° 3	100 000 à 1 000 000 kg/an	0,28	0,16	0,44	7,7	14,4	n.d.
4	Fonderie/affinerie n° 4	1 000 000 à 10 000 000 kg/an	3,8	0,5	4,3 ⁶	7,1	15,8	463
5	Fonderie/affinerie n° 5	1 000 000 à 10 000 000 kg/an	54,3	0,1	54,4	8,4	21,9	117
6	Fabricant d'alliages de cobalt	10 000 à 100 000 kg/an	0,9	0,1	1,0	8,1	n.d.	115
7	Fabricant de composantes de batteries	100 000 à 1 000 000 kg/an	1,2	0,5	1,7	8,2	11,3	80,7

¹ Paramètres de qualité de l'eau mesurés dans un rayon de 10 kilomètres des sites de rejet.

² Concentration aquatique estimée

³ Issue du tableau 8 ci-dessus (médiane).

⁴ Concentration environnementale estimée (CEE) = CAE + concentration naturelle

⁵ On n'a pas pu fournir de références pour le pH, la température et la dureté de l'eau afin d'empêcher la divulgation de renseignements sur les emplacements des sites et les installations.

⁶ La concentration totale de cobalt non filtrée enregistrée au site de rejet était de 10,9 µg/L (recueillie au printemps 2004, un échantillon, déversement de l'effluent du système de traitement des eaux usées, référence non fournie afin d'empêcher toute divulgation de renseignements sur les emplacements des sites et les installations).

À des fins de comparaison et pour insister sur le fait que les concentrations aquatiques de cobalt modélisées semblables à celles présentées dans le tableau 9 peuvent se produire dans l'environnement au Canada, le tableau 10 présente des données de surveillance générales pour certaines des eaux de surface les plus fortement contaminées au Canada. Il convient de noter que ces concentrations ont probablement été causées par des rejets associés à la fabrication ou à l'utilisation de substances contenant du cobalt et qu'elles comprennent probablement des substances qui ne sont pas prises en considération dans le présent document.

Tableau 10. Concentrations totales de cobalt dissous pour les environnements aquatiques les plus contaminés par le cobalt au Canada

Emplacement	Installation/industrie	Milieu	Fourchette du cobalt (Co) (µg/L)	Percentiles (µg/L)			N ²	Référence
			Min.-Max.	5 ^e	Médiane	90 ^e		
Rouyn-Noranda (Québec)	Fonderie de nickel et de cuivre	Eau interstitielle des sédiments ¹	0,006-76,73	0,28	1,27	11,6	88	Ressources naturelles Canada, 2001

		Eau de surface	0,025-1,33	0,025	0,065	0,83	98	Ressources naturelles Canada, 2001
Sudbury (Ontario)	Fonderie de nickel, cuivre et fer	Eau de surface	<1,5-31	0,5	0,75	17	95	Ville du Grand Sudbury, 2001 et 2004
Cobalt (Ontario)	Camp minier argentifère	Eau de surface	0,25-2028	0,25	41	1678	69	Percival <i>et al.</i> , 1996

¹ Eau interstitielle des sédiments : la concentration estimée sans effet (CESE) a été utilisée pour estimer une concentration d'exposition en supposant que les organismes des sédiments sont aussi sensibles que les organismes aquatiques, voire davantage.

² Nombre d'échantillons

Comme on peut le constater, les données provenant de trois zones de surveillance (90^e percentile) sont dans la même tranche que les concentrations estimées ou supérieures à celles-ci et elles sont indiquées dans le tableau 9 (CEE). Il est à noter que les concentrations de cobalt des eaux de surface dans les lacs de la région de Rouyn-Noranda présentées ci-dessus (90^e percentile de 0,83 µg/L, tableau 10) sont probablement dues à des dépôts atmosphériques provenant de fonderies, étant donné que ces lacs n'ont pas reçu d'apports de cobalt provenant d'effluents miniers liquides. Par conséquent, la contamination dans ces lacs situés jusqu'à 100 kilomètres de la fonderie serait principalement due à un mélange de cobalt (Ressources naturelles Canada, 2001). De même, dans la région de Sudbury, les sites échantillonnés se trouvent dans le voisinage des fonderies. Les effluents liquides contenant du cobalt sont très probablement les principaux contributeurs concernant les niveaux de concentration des eaux de surface (90^e percentile de 17 µg/L, tableau 10) dans cette région. Les effluents liquides sont principalement liés aux substances évaluées dans ce document (cobalt élémentaire sous la forme de poudre, de dichlorure de cobalt et de sulfate de cobalt). Cependant, d'autres substances contenant du cobalt peuvent être présentes également. Les résidus miniers abandonnés près de la ville de Cobalt (Ontario) constituent probablement la source d'une partie importante du cobalt présent dans les eaux de surface mesuré par Percival *et al.* (1996).

Caractérisation des risques pour l'environnement

La démarche suivie dans cette évaluation écologique préalable consistait à examiner les divers renseignements à l'appui et à tirer des conclusions suivant la méthode du poids de la preuve et le principe de prudence requis par la LCPE (1999). Les éléments de preuve pris en compte comprenaient les résultats d'un calcul du quotient de risque (QR = CEE/CESE) pour les principaux scénarios d'exposition, ainsi que des renseignements sur la persistance, la bioaccumulation, la toxicité, les sources et le devenir des substances dans l'environnement.

Le tableau 11 présente les résultats de calculs du quotient de risque prudent d'après des principaux scénarios d'exposition industrielle - en mettant l'accent sur l'industrie de production du métal. On a calculé des quotients de risques (QR) pour sept installations industrielles dont on pense qu'elles fabriquent et utilisent du cobalt élémentaire, du dichlorure de cobalt et du sulfate de cobalt au Canada. Pour ce faire, on a estimé l'exposition de chaque site pour le plan d'eau récepteur réel à proximité de chacune des installations, ce qui a donné des CEE allant de 0,44 à 54,4 µg/L (voir la section Caractérisation de l'exposition; Environnement Canada, 2010a). Les résultats montrent que pour quatre scénarios sur sept, les quotients de risques sont plus élevés que les quotients de risque fondés sur l'exposition liés aux rejets des trois substances combinées. Les quotients de risques calculés à partir de CEE aquatiques modélisées, pour les fonderies et affineries, indiquent que les concentrations totales de cobalt dissous dans les plans d'eau proches de sources de rejets des trois substances faisant l'objet d'une évaluation peuvent dépasser les concentrations estimées sans effet pour les organismes aquatiques sensibles.

Tableau 11. Quotients de risques calculés pour les principaux scénarios d'exposition industrielle¹ dans le milieu aquatique

N° de site	Type d'installation/industrie	CEE	CESE ¹ (µg/L)	QR ²
Site 1	Fonderie/affinerie n° 1	5,5	2,5	2,20
Site 2	Fonderie/affinerie n° 2	5,5		2,20
Site 3	Fonderie/affinerie n° 3	0,44		0,18
Site 4	Fonderie/affinerie n° 4	4,3		1,72
Site 5	Fonderie/affinerie n° 5	54,4		21,76

Site 6	Fabricant d'alliages de cobalt	1,0	0,40
Site 7	Fabricant de composantes de batteries	1,7	0,68

¹ CESE telle que mise au point à la section Caractérisation des effets

² QR - CEE/CESE.

Tant les CEE que les CESE ont été exprimées en concentrations totales de cobalt dissous, étant donné que les données limitées disponibles ne permettaient pas de corrections de la biodisponibilité. Grâce à la suffisance des données, les CESE peuvent être ajustées en fonction de la biodisponibilité à l'aide du modèle du ligand biotique ou d'équations empiriques qui prennent en considération les différences de pH et de dureté. Ceci aurait permis la correction des CESE propres à chaque site. On peut plutôt établir une comparaison entre les données sur la dureté et le pH dans le tableau 7 et les renseignements propres aux sites dans le tableau 9. En général, le pH (compris entre 7,1 et 8,4) et la dureté (comprise entre 80,7 et 160 mg/L) propres aux sites des eaux réceptrices se trouvent dans les plages des eaux utilisées lors des essais de toxicité mentionnés dans le tableau 7. Toutefois, il existe une exception. La dureté des eaux réceptrices pour le site 4 (463 mg/L) est considérablement plus élevée par rapport à la dureté des eaux utilisées lors des essais de toxicité mentionnés dans le tableau 7 (fourchette : 12 à 250; moyenne : 95 mg/L). La correction de la dureté entraînerait un certain degré d'augmentation de la CESE pour ce site, et donc une diminution du quotient de risque.

On n'a élaboré ni CEE, ni CESE, ni QR écologique pour le sol, les sédiments et les milieux aériens en raison de l'information limitée disponible et des prévisions selon lesquelles les substances évaluées ne sont pas émises de manière significative dans l'air et ne se déposent pas ensuite sur le sol. Toutefois, les valeurs d'exposition pour l'air ont été prises en compte dans l'évaluation pour la santé humaine ci-dessous.

Les ions de cobalt devraient être persistants dans l'eau, le sol et les sédiments et ils pourront ainsi s'accumuler d'année en année et augmenter l'exposition dans ces deux derniers milieux. Il a été démontré qu'ils ont une toxicité élevée pour les organismes aquatiques sensibles. Les quotients de risques calculés, qui sont fondés sur les concentrations estimées du cobalt total dissous tant pour l'exposition que pour les effets, indiquent un risque potentiel pour les organismes aquatiques à proximité des opérations de fonte et d'affinage.

Cette évaluation a regroupé trois substances d'après leur partie préoccupante commune : le cobalt total dissous. Cependant, la portée de l'évaluation se limite au cobalt élémentaire et aux sels chlorés et sulfatés. Des efforts ont été réalisés tout au long de cette évaluation écologique pour se concentrer sur les trois substances et lier les paramètres d'évaluation et les scénarios d'exposition aux activités s'y rapportant. Dans la mesure du possible, seuls les rejets de cobalt potentiellement biodisponible liés aux trois substances du cobalt ont été pris en compte. Les autres sources anthropiques du métal dans l'environnement n'étaient pas systématiquement incluses, ni dans l'utilisation de données de surveillance pour estimer les CEE, ni dans les scénarios modélisés. Il convient de signaler que presque toutes les données obtenues dans le cadre d'études de surveillance font état du cobalt total. Ladite information ne peut être attribuée aux formes précises qui font l'objet d'une évaluation. La mesure dans laquelle l'une des trois substances prise séparément serait susceptible de provoquer des risques demeure floue.

Les volumes élevés en matière de fabrication et d'importation des trois substances au Canada - surtout le cobalt élémentaire et le sulfate de cobalt - ainsi que l'information relative à leurs utilisations et aux quotients de risques calculés soutiennent la probabilité selon laquelle les rejets anthropiques de ces substances entraînent des concentrations du métal à des seuils supérieurs aux concentrations naturelles dans l'environnement au Canada. Néanmoins, ces substances ne constituent vraisemblablement qu'une fraction de l'ensemble des sources anthropiques de cobalt dans l'environnement au Canada. L'information déclarée à l'étude de la Liste intérieure des substances (LIS) de 1984-1986 (Environnement Canada, 1988) sur les différents composés du cobalt semble indiquer que les trois substances du cobalt qui sont soumises à la présente évaluation représentent à peu près 30 % de la quantité totale de cobalt utilisé actuellement au Canada. La quantité totale de cobalt rejetée par toutes les substances éventuelles contenant du cobalt n'a pas systématiquement été prise en considération dans la présente évaluation. En raison de la préoccupation relevée dans la présente évaluation pour la totalité des ions de cobalt dissous et en admettant que bon nombre d'autres substances contenant du cobalt peuvent contribuer aux charges du cobalt total dissous dans le milieu aquatique au Canada, une évaluation basée sur la partie préoccupante du cobalt est souhaitable. Ladite évaluation examinerait les expositions combinées provenant d'une gamme de sources beaucoup plus vastes englobant toutes les substances qui peuvent contribuer à l'apport de groupement dans l'environnement. Il serait également possible d'évaluer les sédiments et les milieux des sols dans une telle évaluation.

D'après l'information et les considérations susmentionnées, il est conclu que le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt pris séparément ne provoquent aucun effet nocif au Canada.

Leur importance relative en tant que contributeurs à la charge et aux effets du cobalt total dissous dans l'environnement justifie cependant un examen plus poussé dans une future évaluation basée sur la partie préoccupante.

Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

L'information relative à l'influence des facteurs abiotiques (pH, dureté) sur l'écotoxicité du cobalt était trop limitée pour permettre l'évaluation systématique de la toxicité aquatique potentielle dans différents types de compositions de l'eau au Canada. Cependant, en général, le pH et la dureté propres aux sites des eaux réceptrices sont compris dans les fourchettes des eaux utilisées lors des essais de toxicité. En outre, il existe des preuves selon lesquelles en plus des ions Co^{2+} , les complexes de cobalt avec l'acide humique et l'acide fulvique peuvent être absorbés par certains types d'organismes aquatiques. On estime que ces deux formes comprennent plus de la moitié des concentrations totales de cobalt dissous mesurées dans les eaux de surface canadiennes (voir la section Biodisponibilité).

Il est à noter que les données de l'INRP pour « le cobalt et ses composés » ainsi que l'information précise relative aux rejets de l'article 71 ont été utilisées pour obtenir des facteurs de rejet utilisés pour estimer les rejets pour la plupart des sites. De plus, il convient de noter que les CEE à chaque site sont basées sur des estimations des rejets combinés de toutes les substances du cobalt étudiées dans cette évaluation dans la mesure du possible, car chacune d'entre elles peut entraîner la formation d'espèces de cobalt dissous, notamment l'ion libre Co^{2+} . On doute que ces facteurs de rejet incluent réellement seulement les substances évaluées et non d'autres substances du cobalt. Il est difficile de déterminer la mesure dans laquelle les substances évaluées contribuent aux niveaux totaux de cobalt dissous dans les effluents. Il ne faut pas oublier que c'est en fonction de leur partie préoccupante commune que ces trois substances du cobalt ont été regroupées afin d'en déterminer l'exposition et le quotient de risque.

Comme les risques pour les organismes benthiques n'ont pas été évalués, on ne sait pas exactement si les rejets de cobalt nuisent au biote vivant dans les sédiments. L'accumulation de cobalt dans les sédiments peut, avec le temps, augmenter les risques d'exposition et risques associés, car les sédiments agissent comme un puits pour les métaux (voir la section Devenir). Cette éventualité dépend du taux d'accumulation de sédiments « propres » (ce qui aura tendance à réduire la concentration de cobalt avec le temps), du taux d'enfouissement sédimentaire qui finit par rendre inaccessible la couche contaminée à la plupart des biotes, ainsi que de processus diagénétiques.

On a des doutes concernant l'exposition découlant du cobalt rejeté dans les sols par les substances évaluées. Les outils d'exposition disponibles actuellement n'ont pas pu estimer et modéliser les rejets des substances évaluées dans le sol. En outre, les rejets de cobalt dans le sol prennent différentes formes de cobalt, y compris, probablement, les oxydes et les hydroxydes. Ces formes ne sont pas évaluées dans le présent document, mais elles pourraient être prises en compte dans une évaluation future basée sur la partie préoccupante.

[Haut de page](#)

Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

Évaluation de l'exposition

Milieus naturels et aliments

Les méthodes analytiques utilisées pour mesurer les concentrations de cobalt dans les milieux environnementaux et les aliments n'ont pas pu déterminer les différentes formes de cobalt (élémentaire, oxyde, état d'oxydation ou type de sel). Par conséquent, les estimations de l'absorption par les milieux environnementaux et les aliments représentent le cobalt total. Les comportements des solutions des formes anhydres et hydratées du cobalt sont considérés comme indifférenciables, étant donné que la dissolution de l'une ou l'autre forme produit une solution d'ions hydratés et d'eau (NTP, 2002). Par conséquent, l'information liée aux hydrates a été jugée pertinente pour guider l'évaluation de l'exposition au sulfate de cobalt et au dichlorure de cobalt.

On associe généralement le cobalt atmosphérique aux matières particulaires et non en tant que sels ou métaux libres (Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2002c; ATSDR, 2004). Après inhalation, de grandes particules peuvent être éliminées des poumons par transport mucociliaire et pénétrer dans le système digestif en s'ajoutant à l'absorption orale. De plus, seule une fraction du cobalt mesuré dans les matières particulaires est soluble et disponible pour l'absorption. Aux États-Unis, on rapporte que les concentrations moyennes de

cobalt dans l'air dans les milieux urbains vont de moins d'un à deux ng/m^3 , et jusqu'à dix ng/m^3 près des sources industrielles (ATSDR, 2004). Le ministère de l'Environnement de l'Ontario, à Port Colborne, a réalisé une évaluation des risques pour la santé humaine afin d'évaluer les répercussions potentielles d'une raffinerie locale (Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2002a). Cette étude canadienne a rapporté que les concentrations de cobalt moyennes et maximales dans les matières particulaires en suspension totales prélevées dans des écoles locales pendant l'été 2000 étaient de $7,5 \text{ ng}/\text{m}^3$ et de $10 \text{ ng}/\text{m}^3$, respectivement (Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2002b). Étant donné qu'on n'a pas abondamment échantillonné le cobalt lors de cette étude à Port Colborne, les auteurs ont obtenu des estimations de l'absorption à l'aide de données recueillies par le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) à neuf endroits en Ontario entre 1995 et 1999; ces données ont révélé que les concentrations de cobalt maximales et moyennes dans l'air étaient de $17 \text{ ng}/\text{m}^3$ et de $2 \text{ ng}/\text{m}^3$, respectivement (Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2002b). Ces dernières années, dans le cadre du RNSPA, entre 2003 et 2008, on a recueilli et analysé plus de 4 500 mesures de cobalt provenant de dix-huit sites au Canada; les 95^e percentiles pour chaque site allaient de $0,04 \text{ ng}/\text{m}^3$ sur l'île de Sable (Nouvelle-Écosse) à $0,68 \text{ ng}/\text{m}^3$ à Halifax (Nouvelle-Écosse), et les concentrations maximales pour chaque site allaient de $0,05 \text{ ng}/\text{m}^3$ sur l'île de Sable (Nouvelle-Écosse) à $5,5 \text{ ng}/\text{m}^3$ à Dow Settlement (Nouveau-Brunswick) (RNSPA, 2003-2008). Parmi les principaux centres urbains canadiens ayant fait l'objet d'un échantillonnage, le 95^e percentile, on a signalé que les concentrations maximales étaient les suivantes : Montréal ($0,04 \text{ ng}/\text{m}^3$, $0,43 \text{ ng}/\text{m}^3$), Ottawa ($0,08 \text{ ng}/\text{m}^3$, $0,20 \text{ ng}/\text{m}^3$), Toronto ($0,10 \text{ ng}/\text{m}^3$, $0,47 \text{ ng}/\text{m}^3$), Edmonton ($0,45 \text{ ng}/\text{m}^3$, $2,82 \text{ ng}/\text{m}^3$) et Vancouver ($0,09 \text{ ng}/\text{m}^3$, $5,41 \text{ ng}/\text{m}^3$) (RNSPA, 2003-2008).

On n'a relevé aucune donnée faisant état des concentrations de cobalt dans l'air intérieur au Canada. Toutefois, une analyse préliminaire des mesures de cobalt dans l'air intérieur et extérieur dans les matières particulaires $\text{MP}_{2,5}$ et MP_{10} (matières particulaires en suspension dans l'air jusqu'à 2,5 microns (μm) et 10 microns, respectivement) à Windsor, en Ontario, indiquent des concentrations de cobalt plus élevées dans l'air extérieur que dans l'air intérieur (communication personnelle de la Direction des sciences de l'environnement et de radioprotection de Santé Canada adressée au Bureau de l'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada en 2010; source non citée). En accord avec ces résultats, une étude menée à Singapour comparant les concentrations de cobalt dans l'air intérieur et extérieur dans les $\text{MP}_{2,5}$ a relevé des niveaux de cobalt de $0,10 \text{ ng}/\text{m}^3$ dans la salle de séjour, de $0,07 \text{ ng}/\text{m}^3$ dans la chambre principale et de $0,07 \text{ ng}/\text{m}^3$ dans la deuxième chambre, par rapport à $0,08 \text{ ng}/\text{m}^3$ à l'extérieur (Balasubramaniam et Lee, 2007). Compte tenu de ces résultats, on obtient une estimation prudente en utilisant les concentrations de cobalt dans l'air extérieur pour représenter l'environnement de l'air intérieur.

La concentration de cobalt dans l'air est soumise aux conditions météorologiques et aux variations saisonnières; par conséquent, on obtient des estimations de l'exposition à l'aide des concentrations du 95^e percentile. Les concentrations maximales sont jugées les plus pertinentes lorsqu'on peut associer l'exposition à un modèle d'événement ou d'activité précis. On reconnaît que la supposition d'une disponibilité et d'une absorption complètes du cobalt aéroporté représente une démarche prudente. La plus importante concentration de cobalt du 95^e percentile issue des données du RNSPA de 2003-2008, soit $0,68 \text{ ng}/\text{m}^3$, mesurée à Halifax, a été utilisée pour estimer l'absorption de cobalt dans l'air par l'ensemble de la population au Canada.

Les mesures de cobalt dans l'eau potable correspondent aux sels solubles et aux matières particulaires en suspension. Bien qu'actuellement, il n'existe aucune directive canadienne concernant le cobalt dans l'eau potable (Santé Canada, 2008), on a mesuré les concentrations de cobalt dans le cadre des Études de la diète totale canadienne (EDT, voir la section Apport alimentaire pour obtenir une description). Les mesures moyennes de l'eau du robinet relevées étaient comprises entre moins de $0,3$ et $1,5 \mu\text{g}/\text{L}$; elles comprenaient les résultats d'études menées de 1986 à 1988 (Dabeka et McKenzie, 1995), de 1993 à 1999, en 2000, en 2001 et en 2002 (Santé Canada, 2009b). On a aussi signalé des concentrations de cobalt dans l'eau prélevée dans des usines locales de traitement des eaux à St. John's (2001), soit $0,03 \mu\text{g}/\text{L}$, et à Vancouver (2002), soit moins de $0,6 \mu\text{g}/\text{L}$ (Santé Canada, 2009b). Ces mesures de cobalt dans les plans d'eau concordent avec les rapports publiés par les autorités canadiennes des eaux municipales, dans des rapports annuels, qui allaient de moins de $0,02 \mu\text{g}/\text{L}$ à moins de $2 \mu\text{g}/\text{L}$ (Montréal, 2000; Winnipeg, 2002; Winnipeg, 2003; Calgary, 2004; Montréal, 2004; Montréal, 2005; Londres, 2006; Montréal, 2006; Londres, 2009; Vancouver, 2009; Victoria, 2009). À Victoria, en Colombie-Britannique, on a rapporté que la valeur médiane de neuf échantillons en 2008 était inférieure à $0,5 \mu\text{g}/\text{L}$, que la valeur médiane sur dix ans (de 1999 à 2008) de 73 échantillons était inférieure à $0,5 \mu\text{g}/\text{L}$ et que la fourchette sur les dix années était comprise entre moins de deux et

20 µg/L (Victoria, 2009). Bien que la valeur maximale déclarée à Victoria soit de 20 µg/L, la valeur médiane sur dix ans est inférieure à 0,5 µg/L, et comme les niveaux de cobalt dans l'eau dépendront des précipitations et du ruissellement, la valeur de 20 µg/L n'a pas été jugée représentative. On considère que les mesures de l'eau du robinet sont les plus représentatives de l'exposition annuelle de la population au cobalt dans l'eau potable pour l'ensemble de la population. Dès lors, la valeur la plus importante de 1,50 µg/L mesurée par les Études de la diète totale canadienne (EDT) a été utilisée dans le calcul de l'absorption quotidienne.

On sait que l'ingestion de poussière et de terre constitue une voie importante de l'exposition infantile aux métaux présents dans la peinture, le carburant et d'autres sources industrielles (Duggan, 1983; Mielke et Regan, 1998). La concentration de cobalt dans les sols est extrêmement variable et elle peut aller de 1 à 40 µg/g (ATSDR, 2004). Les mines sont situées à des endroits où elles tirent parti de formations géologiques riches en minerais d'intérêt; par conséquent, les concentrations de métaux dans le sol à proximité de mines et d'affineries actives ou abandonnées seront plus élevées. Port Colborne, en Ontario, se trouve près d'une raffinerie de métal et la concentration la plus élevée dans les sols ayant été déclarée était de 262 µg/g. Ce niveau est lié aux dépôts atmosphériques de cobalt à long terme provenant d'émissions de cheminées locales (Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2002b). La concentration de cobalt dans les sols de Port Colborne, en raison de son association aux dépôts produits par l'affinerie de métaux, n'a pas été jugée représentative, et elle n'a donc pas été utilisée dans le calcul des estimations de l'exposition pour l'ensemble de la population. Néanmoins, le ministère de l'Environnement de l'Ontario a évalué les répercussions des rejets de cette localité sur la santé (Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2002a).

Plusieurs études ont signalé des concentrations de cobalt dans les sols en Amérique du Nord. On rapporte que la concentration moyenne de cobalt dans le sol aux États-Unis est de 7,2 µg/g (Barceloux, 1999) et qu'une étude de deux échantillons de poussière de rue sur des routes modérément empruntées à Urbana, dans l'Illinois, a fait état d'une concentration de cobalt moyenne de 6,8 µg/g (Hopke *et al.*, 1980). On a prélevé et analysé des échantillons de sol à treize endroits du sud-ouest de la Saskatchewan pour en déterminer les concentrations d'oligoéléments. Les sols avaient été cultivés et fertilisés pendant au moins trente ans; la moyenne et la fourchette du cobalt mesurées étaient de 10,5 µg/g et de 3,7 à 16 µg/g, respectivement (Mermut *et al.*, 1996). En 1993, on a recueilli des échantillons de poussière domestique dans cinquante résidences situées à Ottawa; on a aussi recueilli de la poussière de rue et des terres de jardin dans un rayon de 15 mètres de chaque résidence, et tous les échantillons ont été analysés en quête de composantes multiples, notamment le cobalt (Rasmussen *et al.*, 2001). La moyenne et les 95^e percentiles pour les poussières domestiques étaient de 8,92 et 13,10 µg/g, les poussières de rue étaient de 8,31 et 11,15 µg/g et les terres de jardin étaient de 8,36 et 11,58 µg/g, respectivement. On obtient une estimation prudente de l'exposition au cobalt par ingestion de terre par des bébés et des enfants à l'aide du 95^e percentile qui est de 13,10 µg/g; cette valeur est rapportée pour la poussière des maisons d'Ottawa.

On a découvert trois rapports internationaux et un rapport canadien des concentrations de cobalt dans le lait humain. En Autriche, le lait de 27 mères en bonne santé a été analysé pour détecter les métaux-traces; la moyenne et la fourchette du cobalt mesurées étaient de 0,19 µg/L et de moins de 0,07 à 1,20 µg/L, respectivement (Krachler *et al.*, 2000). Une étude allemande a fait des recherches sur le transfert d'éléments des aliments au lait humain lors d'une étude englobant 19 mères. Bien qu'on n'ait observé aucune corrélation simple entre l'absorption de cobalt et le transfert dans le lait, la moyenne et la fourchette des concentrations de cobalt relevées pour les participantes était de 0,85 µg/L et allait de 0,42 à 2,46 µg/L, respectivement (Wappelhorst *et al.*, 2002). La fourchette des concentrations de cobalt dans le lait maternel indiquée par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) pour les échantillons prélevés au Guatemala, en Hongrie, au Nigéria, aux Philippines, en Suède et en République démocratique du Congo était comprise entre 0,02 et 4,74 µg/L (OMS, 1989). Une étude canadienne a déclaré les niveaux de cobalt dans le lait maternel de 43 mères allaitantes; les auteurs comparent la composition du lait de mères de bébés prématurés et nés à terme pendant les trois premiers mois et la fourchette des concentrations médianes déclarées était comprise entre 0 et 6 µg/L (Friel *et al.*, 1999). Dix-huit concentrations médianes ont été déclarées; dix-sept valeurs médianes étaient inférieures ou égales à 2 µg/L et une valeur était de 6 µg/L. Bien qu'on admette que la valeur la plus élevée enregistrée au Canada de 6 µg/L soit peu représentative de l'exposition de l'ensemble de la population, étant donné qu'elle est supérieure aux valeurs enregistrées par l'OMS dans de nombreux pays, elle est utilisée pour donner une estimation prudente de l'absorption de cobalt quotidienne par les bébés allaités.

Le cobalt est un composant essentiel de la vitamine B12; cependant, comme décrit précédemment, les méthodes analytiques utilisées pour mesurer les concentrations de cobalt dans l'environnement et les aliments (EDT) n'ont pas pu faire la distinction entre les formes de cobalt. Le cobalt existe naturellement dans le sol et, par conséquent, peut être présent à des niveaux très bas dans un grand nombre d'aliments par absorption par

les plantes et animaux. Les données relatives aux niveaux de cobalt totaux dans l'alimentation, le lait maternisé et l'eau potable ont été consignées dans les Études de la diète totale canadienne (EDT) de 1986 à 1988 (Dabeka 1989; Dabeka et McKenzie, 1995;), de 1992 à 1999 (Santé Canada, 2009b) et de 2000 à 2002 (Santé Canada, 2009b). Les données canadiennes obtenues dans l'étude de l'EDT de 2002 (Santé Canada, 2009b) ont enregistré des niveaux de cobalt dans environ 210 articles d'aliments et boissons, achetés dans trois ou quatre supermarchés (disponible à partir de http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/surveill/total-diet/concentration/conc-food-alim_2002-fra.php). L'EDT la plus récente, pour l'année 2002, est utilisée pour estimer l'absorption quotidienne de cobalt par l'alimentation (disponible à partir de http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/surveill/total-diet/intake-apport/chem_age-sex_chim_2002-fra.php).

Les estimations de la limite supérieure pour l'absorption quotidienne de cobalt issue de milieux environnementaux et d'aliments sont présentées à l'annexe V. On estime que les groupes exposés aux doses les plus élevées sont des nourrissons allaités âgés de 0 à 6 mois et de jeunes enfants de 0,5 à 4 ans, pour lesquels on estime que l'absorption quotidienne est de 0,64 µg/kg p.c. par jour. On estime que l'absorption de cobalt pour les adultes âgés de 20 à 59 ans est de 0,24 µg/kg p.c. par jour. L'exposition d'après le poids corporel diminue avec le vieillissement, étant donné que l'alimentation est le principal contributeur à l'absorption de cobalt et que les groupes d'âge plus jeunes consomment plus de nourriture par kilo de poids corporel.

Le degré de confiance à l'égard de l'exposition au cobalt par les milieux environnementaux (air, eau et sol) est élevé, car on a découvert des études canadiennes récemment. Le degré de confiance à l'égard de l'exposition par l'alimentation est élevé également; Santé Canada, dans le cadre des Études de la diète totale canadienne (EDT), a surveillé et enregistré les niveaux de cobalt dans les produits alimentaires au Canada pendant plus de vingt ans. Le degré de confiance à l'égard de l'exposition des bébés allaités est modéré, car on n'a déterminé qu'une seule étude comprenant 43 mères allaitantes à Terre-Neuve-et-Labrador. Cependant, le degré de confiance est très élevé quant au caractère prudent de la valeur médiane la plus élevée, car toutes les autres valeurs médianes étaient au moins trois fois plus faibles. En outre, la valeur médiane la plus élevée qui suit est conforme aux rapports provenant d'autres compétences.

Produits de consommation

Le Système de déclaration des cosmétiques (SDC) a relevé du cobalt élémentaire dans un masque minéral antirides et du dichlorure de cobalt dans 9 produits de soins personnels, notamment des hydratants pour la peau, des revitalisants capillaires, des produits de soins capillaires, des gommages pour le visage et des préparations pour mises en plis (SDC, 2009). On n'a pas ajouté de cobalt élémentaire au masque antirides, mais il y a du cobalt dans les algues utilisées comme ingrédient dans ce produit. Comme le cobalt élémentaire n'est pas présent naturellement dans l'environnement (PISSC, 2006), le cobalt dans le produit n'aura probablement pas une forme élémentaire.

On a utilisé la concentration maximale mentionnée dans le Système de déclaration des cosmétiques (SDC) pour calculer les estimations de l'exposition à partir de produits contenant du dichlorure de cobalt pour les adultes canadiens. Comme la pression de vapeur du cobalt et de ses sels est très faible et qu'on n'a défini aucun produit appliqué comme vaporisateur, on n'a estimé que les expositions cutanées à l'aide de la version 4.1 du modèle ConsExpo 4.1 (ConsExpo, 2006) (voir les renseignements que contient l'annexe VII). L'estimation de la limite supérieure du dichlorure de cobalt provenant de l'utilisation de produits appliqués sur la peau est $2,1 \times 10^{-5}$ mg/kg p.c. par jour (soit $6,0 \times 10^{-6}$ Co/kg p.c. par jour) (annexe VI).

Le degré de confiance à l'égard des valeurs numériques de l'exposition par les produits de soins personnels est faible, car seules des plages de concentration ont été enregistrées, et la fonction du cobalt et du dichlorure de cobalt dans les produits était inconnue. Par conséquent, il est possible que les produits contiennent des formes de cobalt autres que celles abordées dans la présente évaluation. Le degré de confiance est élevé à l'égard du caractère protecteur des estimations de l'exposition par les produits de soins personnels, car la démarche suppose que tous les produits contiennent la concentration maximale dans la fourchette relevée. Dans une étude *in vitro* dans laquelle la pénétration du cobalt par voie cutanée a été testée par application de métal dispersé dans des tissus synthétiques appliqués sur de peau humaine préalablement indemne, suivie du processus d'évaluations et prédictions de l'absorption dermique de substances toxiques (EPADST), les ions cobalt ont été mesurés à la phase de réception de 0,009 à 0,089 % de la quantité totale d'ions (Filon *et al.*, 2009). Ainsi, l'utilisation d'un facteur d'absorption de 1 % est prudente.

Évaluation des effets sur la santé

L'annexe VIII présente un aperçu de la base de données toxicologiques pour le cobalt élémentaire, le

dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt. Tous les niveaux d'exposition sont exprimés en cobalt total. Une grande partie des données disponibles sur la toxicité du cobalt chez des animaux de laboratoire portent sur les sels solubles de cobalt (II), y compris le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt, et sont tirées d'études sur des sels de l'acide nitrique (nitrates) et de l'acide acétique (acétate) servant de renseignements complémentaires uniquement. Ces sels devraient se dissocier en milieu physiologique pour produire des cations Co^{2+} ; par conséquent, on considère que leur toxicité est équivalente à celle du cobalt. Des études menées sur des sels solubles de cobalt (II) sous forme anhydre et hydratée sont jugées pertinentes, car elles ne devraient révéler aucune différence en termes de solution. Dans un milieu biologique, les particules de cobalt élémentaire peuvent se lier aux protéines et être oxydées, générant ainsi des ions Co^{2+} . Les effets systémiques du cobalt élémentaire sont principalement attribuables aux cations qui sont libérés par les particules, puis absorbés, tandis que les effets locaux sont dus aux ions libérés et aux particules elles-mêmes au point de contact (p. ex. les poumons ou la peau) (analysé dans ATSDR, 2004, PISSC, 2006 et CIRC, 2006).

L'absorption orale du cobalt chez l'humain dépend de la forme de l'élément chimique, de sa dose et de l'état nutritionnel de la personne qui y est exposée. La solubilité de l'élément et la carence en fer de la personne exposée sont les facteurs déterminants de la hausse de l'absorption par le tractus gastro-intestinal. Les estimations de l'absorption du dichlorure de cobalt chez l'humain varient de 5 % à 44 % de la dose administrée. Il n'existe pas de données sur la distribution du cobalt chez l'humain après absorption orale, mais des études menées sur des animaux de laboratoire indiquent des concentrations accrues du corps chimique principalement dans le foie ainsi que dans d'autres organes. En outre, le cobalt administré par voie orale à des humains est essentiellement éliminé dans les matières fécales (analysé dans PISSC, 2006).

Après une exposition au cobalt par inhalation, de grosses particules se déposent dans les voies respiratoires supérieures, où elles subissent une clairance mécanique et sont transférées vers le tractus gastro-intestinal. Les particules plus petites se déposent dans les voies respiratoires inférieures, où elles sont solubilisées et absorbées, ou phagocytées. La solubilité affecte la clairance pulmonaire; les composés de cobalt plus solubles sont absorbés plus rapidement dans le sang, puis éliminés. Les données sur des animaux laissent savoir que les taux d'excrétion urinaire sont en rapport avec le taux de translocation dans le sang, et que les taux d'excrétion fécale sont en corrélation avec le taux de clairance vers le tractus gastro-intestinal (analysé dans PISSC, 2006).

Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a classé le cobalt élémentaire et les sels solubles de cobalt (II) comme agents cancérigènes du groupe 2B (pouvant être cancérigènes pour l'homme) sur la base des preuves concluantes observées chez les animaux de laboratoire et des preuves insuffisantes sur la cancérigénicité de ces agents chez l'homme (CIRC, 2006). De son côté, la Commission européenne a classé le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt parmi les substances cancérigènes de catégorie 2 (substances devant être assimilées à des substances cancérigènes pour l'homme) (Commission européenne, 2004 a, b; ESIS, 2006). Enfin, le National Toxicology Program des États-Unis a classé le sulfate de cobalt parmi les *agents que l'on peut raisonnablement présumer cancérigènes pour les humains*, d'après des preuves suffisantes de cancérigénicité chez des animaux de laboratoire (NTP, 2005a).

Des études disponibles sur la cancérigénicité du cobalt chez l'humain sont basées sur l'exposition professionnelle à l'agent chimique en présence de carbures comme le carbure de tungstène (CW). En raison de la coexposition à d'autres substances, le Centre international de recherche sur le cancer ne disposait pas d'assez de données pour établir une conclusion relativement au potentiel cancérigène du cobalt élémentaire seul. Les données sur la cancérigénicité du cobalt élémentaire chez des animaux de laboratoire proviennent d'études impliquant l'injection ou l'implantation de la substance (par voies intramusculaire, sous-cutanée, intraosseuse, intrapéritonéale, intrathoracique et intrarénale), et la seule étude sur la cancérigénicité du dichlorure de cobalt chez des animaux de laboratoire impliquait une injection sous-cutanée de l'agent. Au cours de ces études, des tumeurs ont été observées aux sites d'injection et d'implantation; cependant, la pertinence des données sur ces voies d'administration par rapport à la cancérigénicité chez l'humain reste floue.

On a mené une étude d'une durée de deux ans sur l'inhalation de sulfate de cobalt chez des souris et des rats (NTP, 1998; Bucher, 1999). L'exposition de ces rongeurs à des aérosols contenant 0,11, 0,38 ou 1,14 mg Co/m^3 de sulfate de cobalt a induit une augmentation liée à la dose de la fréquence de tumeurs alvéolaires et bronchiolaires, bénignes et malignes, chez les deux espèces et sexes (fréquence significative à de fortes concentrations chez les souris et rats mâles; fréquence significative à des concentrations moyennes et élevées chez des souris et des rats femelles). On a également noté une hausse liée à la dose de l'incidence de tumeurs surrénales bénignes et malignes (phéochromocytomes) chez les rats femelles exposées à la substance (incidence significative à une dose élevée). Bien que le phéochromocytome soit une tumeur courante liée à

l'âge chez les mâles, il est bien moins répandu chez les femelles non traitées. Les chercheurs considèrent cette fréquence accrue de tumeurs comme « incertaine », car on ne l'a observée que dans le groupe de rongeurs ayant reçu les doses les plus élevées, et qu'elle n'a été pas confirmée par une incidence accrue ou une hyperplasie grave. Le National Toxicology Program a conclu qu'il y avait des preuves claires de cancérogénicité » chez les souris mâles et femelles et les rats femelles ainsi que « certaines preuves de cancérogénicité » chez les rats mâles.

La Commission européenne a classé le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt parmi les agents mutagènes de catégorie 3 (substances préoccupantes pour l'homme en raison d'effets mutagènes possibles) (Commission européenne, 2004 a, b; ESIS, 2006). Les essais de mutagénicité *in vitro* chez des bactéries exposées à des sels solubles de cobalt (II) étaient principalement négatifs avec ou sans activation. On a obtenu des résultats contrastés dans les essais de bactéries indicatrices pour la détection des dommages à l'ADN (essai de recombinaison avec le *Bacillus subtilis*). Concernant les cellules de levure, on a essentiellement obtenu des résultats positifs dans les essais de mutagénicité et les tests de conversion génique menés avec des souches de *Saccharomyces cerevisiae* sans activation. Dans les cellules de mammifères *in vitro*, les essais de mutagénicité et de transformation cellulaire ont également donné des résultats mitigés. Cependant, le dichlorure de cobalt a induit des dommages à l'ADN (rupture de brins d'ADN et réticulation croisée ADN-protéines) et aux chromosomes (formation de micronoyaux et échanges de chromatides sœurs) ainsi qu'une aneuploidie chez les cellules humaines et de rongeur en culture. On a, en outre, obtenu des résultats négatifs pour l'acétate de cobalt et le nitrate de cobalt (II) dans des essais d'aberrations chromosomiques sur des cellules humaines en culture. Les particules de cobalt élémentaire ont induit des dommages à l'ADN (rupture de brins) et aux chromosomes (formation de micronoyaux) *in vitro* (consulter l'annexe VIII pour des détails sur les études et des références).

In vivo, une injection intrapéritonéale de dichlorure de cobalt a induit des micronoyaux dans la moelle osseuse des souris (Suziki *et al.*, 1993) Le dichlorure de cobalt a également induit une aneuploidie, une pseudoploidie et une hyperploidie dans la moelle osseuse et les testicules de hamsters lorsqu'il était administré par voie intrapéritonéale sur une période de neuf jours (Farah, 1983), ainsi que des aberrations chromosomiques dans la moelle osseuse de souris ayant reçu une seule dose (Palit *et al.*, 1991a, b, c, d). Chez le *Drosophila melanogaster*, le dichlorure de cobalt a donné un résultat positif au test de mutation des ailes (Ogawa *et al.*, 1984), et le nitrate de cobalt (II) s'est avéré positif pour les mutations génétiques, la suppression chromosomique, la non-disjonction et la recombinaison mitotique (Yesilada, 2001). Les souris exposées à de la poussière de cobalt par inhalation pendant 13 semaines n'ont pas montré de hausse des micronoyaux dans le sang périphérique (NTP, 2005b). Par ailleurs, en comparant les lymphocytes de 35 travailleurs d'une raffinerie de cobalt exposés à de la poussière de cobalt par rapport à 27 travailleurs non exposés, on n'a pas noté de fréquence accrue des ruptures de brins d'ADN ou de la formation de micronoyaux.

L'ensemble des preuves montre que les particules de cobalt et les sels solubles de cobalt (II) peuvent causer des dommages à l'ADN ainsi qu'aux chromosomes *in vitro*. Même si les données *in vivo* sur les particules de cobalt sont limitées, les données *in vivo* sur le dichlorure de cobalt concordent avec les données *in vitro* sur les sels solubles de cobalt (II).

Il est probable que le cobalt induit probablement des dommages à l'ADN par la génération d'espèces réactives de l'oxygène et qu'il accentue le stress oxydatif cellulaire. Quelques preuves à l'appui sont décrites ci-après. Les particules de cobalt élémentaire et les ions Co^{2+} ont montré une génération d'espèces réactives de l'oxygène dans des conditions biologiquement pertinentes. En outre, on a découvert qu'une suspension aqueuse de particules de cobalt élémentaire (de 0,1 à 1,5 μm) réagissait avec l'oxygène dissous, formant ainsi un oxydant puissant, sans doute du Co-O-O ., et qu'en présence de superoxyde dismutase ou d'ions Fe^{2+} , l'oxydant libérait des radicaux hydroxyles (Leonard *et al.*, 2006). Dans une solution de tampon de phosphate ayant un pH de 7,4, les ions Co^{2+} libres favorisaient la conversion de peroxyde d'hydrogène en anion superoxyde; cependant, en présence de peptides chélateurs comme le glutathion, on a constaté la conversion du peroxyde d'hydrogène en radicaux hydroxyles (Hanna *et al.*, 1992; Shi *et al.*, 1993). Ce mécanisme de type Fenton a généré des espèces réactives de l'oxygène dans les études *in vitro* et *in vivo* (Moorhouse *et al.*, 1985; Kadiiska *et al.*, 1989; Kawanishi *et al.*, 1994; Lloyd *et al.*, 1997; tous cités dans PISSC, 2006).

En milieux *in vitro* et *in vivo*, l'exposition au cobalt entraîne l'augmentation des indices de stress oxydatif (Lewis *et al.*, 1991, cité dans PISSC, 2006; Hoet *et al.*, 2002; cité dans PISSC, 2006). En présence de peroxyde d'hydrogène, les sels solubles de cobalt (II) stimulent la formation *in vitro* de 8-hydroxy-2-déoxyguanosine (8-OHDG) (Ivancsits *et al.*, 2002), et le dichlorure de cobalt induit une réticulation croisée ADN (Lloyd *et al.*, 1997). *In vivo*, l'acétate de cobalt a induit des dommages oxydatifs à l'ADN dans le foie, les reins et les poumons de rats ayant reçu une injection intrapéritonéale (Kasprzak *et al.*, 1994). Dans une étude

des tumeurs chez des souris exposées au sulfate de cobalt, qui laisse savoir que le mécanisme de stress oxydatif cause des dommages à l'ADN liés à l'induction de tumeurs, la fréquence de transversion des paires de base (remplacement de la guanine par la thymine) dans le codon 12 de l'oncogène K-ras était de 55 % comparativement à 0 % pour les tumeurs pulmonaires chez les souris du groupe témoin (NTP, 1998).

Un deuxième mécanisme potentiel contribuant à la génotoxicité indirecte du cobalt est l'inhibition des processus de réparation de l'ADN, qui s'effectue sans doute par la concurrence avec les ions essentiels et la liaison aux domaines en doigt de gant dans les protéines de réparation de l'ADN. *In vitro*, les sels solubles de cobalt (II) inhibent la protéine mammifère de réparation XPA (Xeroderma Pigmentosum groupe A), qui contient des domaines en doigt de gant (Asmuss *et al.*, 2000; Kopera *et al.*, 2004). Le dichlorure de cobalt et l'acétate de cobalt ont inhibé la réparation de l'ADN dans des cellules humaines en culture après que ce dernier a été endommagé par des rayons ultraviolets; l'inhibition a touché l'incision et la polymérisation, mais pas la ligature (Snyder *et al.*, 1989; Kasten *et al.*, 1997). Dans une petite étude épidémiologique au cours de laquelle des travailleurs ont été exposés à de la poussière de cobalt, les travailleurs présentant des variations dans plusieurs gènes de réparation de l'ADN ont montré une fréquence accrue des marqueurs de génotoxicité dans les lymphocytes (Mateuca *et al.*, 2005) (analysé dans CIRC, 2006, PISSC, 2006, Beyersmann et Hartwig, 2008).

La Commission européenne a classé le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt parmi les substances toxiques pour la reproduction (*substances devant être assimilées à des substances diminuant la fertilité chez les humains*) (Commission européenne, 2004 a, b; ESIS, 2006). Aucune donnée n'était disponible sur le risque de toxicité du cobalt élémentaire et des sels solubles de cobalt (II) pour la reproduction chez les humains; cependant, des effets sur le système reproducteur mâle ont été observés chez des rongeurs. Des souris mâles ont reçu du dichlorure de cobalt dans de l'eau potable, à des doses allant jusqu'à 800 ppm (0, 6,4, 11,6, ou 23,0 mg Co/kg p.c. par jour) pendant 12 semaines, puis ont été accouplées avec des femelles non traitées. À toutes les doses, on a noté une augmentation des résorptions ainsi qu'une diminution des implantations, des fœtus viables et des spermatozoïdes. Aux deux doses plus élevées, on a observé une baisse du poids relatif des testicules de même qu'une nécrose et une dégénérescence testiculaires (Elbetieha *et al.*, 2008). On a également signalé une réduction de la fertilité, de la concentration des spermatozoïdes et de leur motilité de même qu'une atrophie, une dégénérescence et une nécrose testiculaires dans plusieurs autres études menées sur des souris et des rats mâles ayant reçu des doses orales de dichlorure de cobalt plus élevées (Nation *et al.*, 1983; Domingo *et al.*, 1984; Corrier *et al.*, 1985; Mollenhaur *et al.*, 1985; Pedigo *et al.*, 1988; Anderson *et al.*, 1992, 1993; Pedigo et Vernon, 1993). Lors d'une étude de 13 semaines portant sur des souris exposées par inhalation à des aérosols contenant du sulfate de cobalt, on a noté une diminution de la motilité des spermatozoïdes à une concentration (de la substance) de 1,14 mg Co/m³ ou plus, et à 11,38 mg Co/m³, on a constaté une atrophie testiculaire, une hausse des spermatozoïdes anormaux et une baisse du poids des testicules (Bucher *et al.*, 1990; NTP, 1991).

Aucune donnée n'était disponible sur le risque de toxicité du cobalt élémentaire et des sels solubles de cobalt (II) pour le développement, mais des études de toxicité pour le développement ont été menées sur des rats, des souris et des lapins. Chez des rates enceintes ayant reçu par gavage des doses de sulfate de cobalt de 5,2, de 10,5, ou de 21 mg Co/kg p.c. par jour durant la gestation, on a observé une hausse statistiquement significative de la fréquence des retards osseux de même qu'une baisse du poids corporel des ratons au 1^{er} et au 7^e jours après leur naissance, un déclin du taux de survie à la naissance jusqu'au 5^e jour postnatal et des retards dans les paramètres de développement postnataux (ouverture auriculaire, poussée des incisives, descente des testicules, performance de nage et réflexes auditifs), comparativement au groupe témoin. Au 21^e jour après la naissance, le poids corporel, les paramètres de développement et les taux de survie (du 5^e au 21^e jour) sont revenus aux niveaux de contrôle. On a observé une toxicité maternelle à la dose élevée (augmentation du poids relatif du foie, des glandes surrénales et de la rate; altération des taux sériques) (Szakmary *et al.*, 2001).

Dans une étude antérieure, au cours de laquelle des rates enceintes ont été traitées avec du dichlorure de cobalt, à raison de 6,2 à 24,8 mg Co/kg p.c. par jour tout au long de la gestation, on n'a détecté aucun effet sur la croissance et la taille du fœtus ni de tératogénicité malgré une toxicité maternelle (baisse du gain de poids corporel et de la consommation alimentaire et modification hématologique) (Patternain *et al.*, 1988). Cependant, lorsqu'on a administré des doses similaires de dichlorure de cobalt à des rats femelles, du 14^e jour de gestation au 21^e jour de lactation, on a noté chez les ratons une baisse du poids corporel et de la taille ainsi que du poids du foie et de la rate. Les effets chez les mères ne sont pas analysés dans cette étude, mais les auteurs ont indiqué qu'une toxicité maternelle a été observée dans d'autres études impliquant des doses similaires, ce qui signifie que les effets sur le développement pourraient être moins importants que les effets

sur les mères (Domingo *et al.*, 1985).

Chez les souris, lorsque les mères étaient traitées avec du sulfate de cobalt, à raison de 10,5 mg Co/kg p.c. par jour tout au long de la gestation, on a observé une fréquence accrue de la réduction du poids corporel chez les ratons (bien que leur poids moyen ne différait pas de celui des ratons du groupe témoin). Ces ratons présentaient également un retard osseux et des anomalies au niveau des paupières, des reins, du crâne et de la colonne vertébrale. Aucune toxicité maternelle n'a été signalée. Chez les lapins, lorsque les mères étaient traitées avec du sulfate de cobalt, à raison de 4,2 à 42,0 mg Co/kg p.c. par jour tout au long de la gestation, on a aussi constaté une fréquence accrue de la réduction du poids corporel chez les lapereaux (bien que leur poids moyen ne différait pas de celui des lapereaux du groupe témoin). Les mères présentaient une réduction significative du gain de poids corporel. En revanche, aucun signe de tératogénicité n'a été relevé chez ces lapins (Szakmary *et al.*, 2001).

Chez l'homme, le cobalt stimulait la production des globules rouges. En outre, on a observé une hausse transitoire du nombre de globules rouges et du niveau d'hémoglobine dans une étude menée sur six adultes mâles volontaires ayant reçu oralement du dichlorure de cobalt à raison de 1 mg Co/kg/jour pendant trois semaines (Davis et Fields, 1958). Des effets semblables ont été notés chez des patients anémiques ayant reçu du dichlorure de cobalt comme traitement contre l'anémie, à des doses variant approximativement de 0,16 à 0,32 mg Co/kg p.c. par jour pendant plusieurs mois (Duckham et Lee, 1976; Taylor *et al.*, 1977). Des femmes enceintes auxquelles on a administré du dichlorure de cobalt durant le troisième semestre, à des doses allant de 0,45 à 0,62 mg Co/kg p.c. par jour n'ont pas montré de hausse du niveau d'hémoglobine ou du nombre de globules rouges (Holly, 1955).

Lors d'études sur l'exposition subchronique et à court terme au dichlorure de cobalt chez des rats, on a constaté une polycythémie et un taux d'hémoglobine accru à des doses de 0,5 mg Co/kg p.c. par jour et plus (Stanley *et al.*, 1947; Murdock, 1959; Krasovskii et Fridlyand, 1971).

Au milieu des années 1960, une série de rapports de cas ont été publiés, analysant la myocardiopathie mortelle chez des sujets en Amérique du Nord et en Europe ayant bu des quantités importantes de bière contenant du sulfate de cobalt qui avait été ajouté par certaines brasseries en tant que stabilisateur de mousse. L'exposition de ces sujets au cobalt dans la bière était estimée entre 0,04 et 0,14 mg Co/kg p.c. par jour, sur la base de la concentration de cobalt dans la bière allant de 1 à 1,5 mg/L et la consommation de 8 à 30 pintes par jour (analysé dans ATSDR, 2004 et PISSC, 2006). Les influences potentielles sur la « prédisposition » des victimes comprenaient un régime faible en protéines et des dommages cardiaques éventuels causés par l'abus d'alcool.

Chez des rats ayant reçu du sulfate de cobalt dans leur alimentation pendant 24 semaines, à raison de 8,4 mg Co/kg p.c. par jour, on a noté une réduction importante de l'activité enzymatique du cœur et de la production d'ATP (adénosine triphosphate) par les mitochondries. Le cœur des animaux traités a été isolé, et on y a découvert une hypertrophie ventriculaire gauche (HVG) ainsi qu'un affaiblissement de la fonction ventriculaire (Haga *et al.*, 1996; Clyne *et al.*, 2001). Les rats traités avec du sulfate de cobalt, à raison de 26 mg Co/kg p.c. par jour pendant 8 semaines, ou avec du dichlorure de cobalt à 12,4 mg Co/kg p.c. par jour pendant 3 semaines, ont présenté une dégénérescence cardiaque (Grice *et al.*, 1969; Morvai *et al.*, 1993). Par ailleurs, des cochons d'Inde ayant reçu du sulfate de cobalt, à raison de 20 mg Co/kg p.c. par jour pendant 5 semaines, ont montré des électrocardiogrammes anormaux, une augmentation du poids du cœur et des lésions cardiaques (Mohiuddin *et al.*, 1970).

Chez des patients anémiques, un traitement au cobalt avec des doses de 2,8 à 3,9 mg Co/kg p.c. par jour pendant 3 à 8 mois a entraîné une hyperplasie et un élargissement des thyroïdes (Gross *et al.*, 1955; Kriss *et al.*, 1955). Une hyperplasie des thyroïdes a également été signalée chez certaines victimes de myocardiopathie (consommateurs de bière) (Bonenfant *et al.*, 1969; Alexander, 1972). On a, par ailleurs, observé une nécrose des thyroïdes chez des souris ayant reçu oralement du dichlorure de cobalt, à raison de 26 mg Co/kg p.c. par jour pendant 15 à 45 jours (Shrivastava *et al.*, 1996).

Dans une étude transversale portant sur 194 travailleurs (166 hommes et 28 femmes) de l'industrie de la taille du diamant exposés à de la poussière de cobalt, on a déterminé une concentration minimale avec effet nocif observé (CMENO) de 0,0151 mg Co/m³, en se basant sur une hausse importante de la fréquence d'irritations aux yeux, au nez et à la gorge ainsi que de la toux, et sur la réduction de la fonction pulmonaire, comparativement aux 59 travailleurs non exposés du groupe témoin (46 hommes et 13 femmes). On a aussi déterminé une concentration sans effet nocif observé (CSENO) de 0,0053 mg Co/m³. Les groupes exposés au cobalt ont été définis selon des mesures prises dans l'air au moment de l'étude, et l'exposition a été confirmée par la mesure de cobalt dans l'urine. On n'a pas tenu compte de la durée d'emploi (Nemery *et al.*, 1992). Lors

d'une autre étude transversale, les travailleurs d'une raffinerie de cobalt qui avaient été exposés à l'élément chimique (métal) ainsi qu'à des sels et à de l'oxyde de cobalt (II), à une concentration moyenne de 0,125 mg Co/m³ pendant une période allant jusqu'à 39 ans, ont présenté une dyspnée et une respiration sifflante accrues de même qu'une réduction de la fonction pulmonaire, comparativement aux travailleurs non exposés du groupe témoin (Swennen *et al.*, 1993). Linna *et al.* (2003) ont aussi découvert que des symptômes d'asthme étaient plus fréquents chez des travailleurs d'une usine de cobalt qui avaient été exposés à des composés du cobalt. Par ailleurs, dans une étude comparant les effets de l'exposition au cobalt sur le cœur entre 203 travailleurs exposés au cobalt et 94 travailleurs non exposés du groupe témoin, Linna *et al.* (2004) n'ont signalé aucune différence importante dans les électrocardiogrammes, la tension artérielle, le rythme cardiaque ou la chimie clinique (voir l'annexe VIII pour des détails sur l'étude).

Bon nombre des études épidémiologiques sur l'exposition au cobalt par inhalation ont été menées sur des travailleurs de l'industrie des métaux durs, où les sujets avaient été coexposés à du cobalt élémentaire et à d'autres substances comme le carbure de tungstène. Il est difficile d'évaluer les effets du cobalt seul dans ces études, étant donné que la toxicité du cobalt est accrue en présence de carbure de tungstène et qu'on a suggéré que le mélange de ces deux substances agit comme un agent unique (CIRC, 2006). Les études sur les métaux durs n'ont pas été analysées pour cette évaluation.

Le US National Toxicology Program (NTP) a mené deux études de 13 semaines et de 2 ans, respectivement, chez des rats et des souris exposés au cobalt, à des doses allant de 0 à 11,38 mg Co/m³. Chez les deux espèces de rongeur, toutes les concentrations ont entraîné une série de lésions inflammatoires, fibreuses et proliférantes dans le nez, le larynx et les poumons ainsi qu'une augmentation de leur gravité à des taux d'exposition plus élevés (Bucher *et al.*, 1990, 1999; NTP, 1991, 1998).

L'Union européenne a classé le cobalt d'après son potentiel d'inhalation et de sensibilisation cutanée (*substance devant être assimilée à des substances pouvant causer une sensibilisation par inhalation ou par contact avec la peau*). On a noté de l'asthme chez des travailleurs exposés à diverses formes de cobalt, y compris des particules de cobalt « pur » et d'autres composés du cobalt comme les sels de cobalt. La dermatite de contact est répandue chez l'homme : dans plusieurs études de grande envergure, on a détecté, à l'aide de tests épicutanés, une sensibilisation au cobalt chez jusqu'à 10 % des patients. Cependant, les conditions d'exposition provoquant une sensibilisation restent floues (analysé dans ATSDR, 2004, PISSC, 2006).

Le niveau de confiance accordé à la base de données des effets sur la santé est modéré à élevé. Des données sont disponibles sur la toxicité aiguë, la toxicité à doses répétées, la cancérogénicité, la toxicité génétique et la toxicité pour la reproduction et le développement chez des animaux de laboratoire, bien que l'on ne dispose d'aucune étude sur la toxicité chronique par voie orale. Parmi les études menées sur l'humain, on compte des études sur l'exposition professionnelle au cobalt par inhalation ainsi que des études sur l'exposition orale de patients anémiques à des sels de cobalt à court terme, et l'exposition orale de consommateurs de bière au sulfate de cobalt à plus long terme. La base de données est limitée en raison du faible nombre de sujets humains participant aux études sur l'exposition par voie orale et de l'absence de sujets témoins en bonne santé. Le nombre d'études sur l'exposition par inhalation chez des humains est restreint, car la plupart des études impliquent des scénarios d'exposition professionnelle où d'autres substances sont présentes (p. ex. des métaux durs), ce qui rend difficile la quantification des expositions.

Caractérisation du risque pour la santé humaine

En s'appuyant principalement sur des évaluations reposant sur le poids de la preuve, qui ont été réalisées par des organismes internationaux et d'autres organismes nationaux, on considère que la cancérogénicité représente un effet critique du cobalt élémentaire, du sulfate de cobalt et du dichlorure de cobalt pour la caractérisation des risques pour la santé humaine. On a, par ailleurs, observé une augmentation du nombre de tumeurs pulmonaires liées à la dose chez des rats et des souris des deux sexes exposés au sulfate de cobalt; les rats femelles ont également affiché une augmentation des tumeurs surrénales à la plus haute concentration testée. Les études épidémiologiques n'ont pas montré de hausse du taux de cancer du poumon chez des humains exposés au cobalt par inhalation. Même si on n'a recensé aucune étude sur le cancer provoqué par une exposition orale au cobalt chez les humains ou les animaux de laboratoire, les données disponibles sur l'exposition à court terme et subchronique ne donnent aucune indication quant au potentiel de cancérogénicité associé à l'exposition au cobalt ou aux sels solubles de cobalt (II).

Les données sur la génotoxicité *in vitro* et *in vivo* indiquent que le cobalt élémentaire, les sels solubles de cobalt (II) et le dichlorure de cobalt peuvent causer des dommages à l'ADN et aux chromosomes. Cependant, ces effets sont vraisemblablement induits par des mécanismes indirects incluant la génération d'espèces

réactives à l'oxygène, une augmentation du stress oxydatif et l'inhibition des enzymes de réparation de l'ADN. Étant donné que les tumeurs observées chez les animaux de laboratoire n'ont probablement pas été causées par une interaction directe avec le matériel génétique, une approche fondée sur la marge d'exposition est utilisée afin d'évaluer le risque pour la santé humaine.

En raison de sa capacité à stimuler la production des globules rouges, le cobalt a été utilisé en tant que traitement contre certains types d'anémies. On a constaté une augmentation du nombre de globules rouges et du niveau d'hémoglobine chez des personnes volontaires et patients anémiques ayant reçu oralement des sels de cobalt à des doses variant de 0,16 à 1 mg Co/kg p.c., durant des périodes allant de plusieurs semaines à plusieurs mois.

Dans les années 1960, un certain nombre de cas de myocardopathie mortelle relevés chez des consommateurs de bière étaient liés à l'ajout de sulfate de cobalt à la bière en tant que stabilisateur de mousse. Une DMENO estimée (chez les humains) de 0,04 mg Co/kg p.c. par jour a été signalée par des organismes nationaux et internationaux, sur la base de la concentration de sulfate de cobalt dans la bière allant de 1 à 1,5 mg/L et la consommation quotidienne de 8 à 30 pintes pendant plusieurs années (ATSDR, 2004; PISSC, 2006). Étant donné que le niveau d'effet est inférieur aux doses utilisées de façon sécuritaire pour traiter l'anémie, on soupçonne que les carences alimentaires, avant l'induction de dommages cardiaques causés par l'abus d'alcool, ou une synergie accompagnée d'une exposition chronique à l'alcool peuvent avoir rendu plus susceptible la population affectée aux effets du cobalt. La DMENO de 0,04 mg Co/kg p.c. par jour a été sélectionnée comme niveau d'effet critique pour le calcul des marges d'exposition prudentes relativement à l'exposition par voie orale, même s'il existe des preuves de l'usage thérapeutique du cobalt à des doses supérieures.

On a observé des anomalies des thyroïdes, y compris une hyperplasie, chez certains patients anémiques ayant reçu des sels de cobalt à des doses allant de 2,8 à 3,9 mg Co/kg p.c. par jour pendant plusieurs mois, ainsi que des cas de myocardopathie mortelle chez des consommateurs de bières.

La plus faible DMEO par voie orale chez des animaux de laboratoire est de 0,5 mg/kg p.c. par jour, en se basant sur la polycythémie chez des rats traités avec du dichlorure de cobalt pendant une période allant jusqu'à sept mois. Il existe des preuves de la toxicité des sels solubles de cobalt (II) pour le développement et la reproduction chez les rongeurs, mais uniquement à des doses plus de 100 fois supérieures au niveau d'effet critique de 0,04 mg/kg p.c. par jour déterminé pour les humains. La plus faible DMEO par voie orale en termes de toxicité pour le développement était de 5,2 mg Co/kg p.c. par jour chez les rats. Pour les souris, cet indicateur était de 6,4 mg Co/kg p.c. par jour relativement à la toxicité pour le système reproducteur mâle.

La principale source d'exposition de la population générale au cobalt est l'alimentation; ce constat est confirmé par plusieurs rapports des États-Unis et d'autres pays développés. Les données relevées en dehors du Canada font généralement l'objet d'un rapport comme le cobalt total absorbé par jour. Aux fins de comparaison, l'estimation de l'absorption dans l'annexe V a donc été multipliée par le poids corporel approprié; on a ainsi obtenu une estimation de l'absorption quotidienne totale de cobalt de 17 µg/jour pour le groupe d'âge de 20 à 59 ans. Iyengar *et al.* ont comparé l'estimation du cobalt absorbé par les hommes âgés de 25 à 30 ans, sur la base de deux études sur l'alimentation (Iyengar *et al.*, 2000). La première étude avait été menée par la Food and Drug Administration des États-Unis (US FDA) pour l'établissement d'une fiche technique de 1982 à 1984 et impliquait le prélèvement d'échantillons régionaux quatre fois par an. La deuxième étude découlait d'une initiative de l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA); dans le cadre de cette étude, les portions excédentaires des échantillons alimentaires collectés pour la fiche technique ont été analysées par le National Institute of Science and Technology, et les aliments composites ont été préparés selon l'USDIETS (classification américaine des aliments composites). La fiche technique de la FDA des États-Unis indiquait un apport alimentaire de cobalt de 11 µg/jour, et l'analyse USDIETS donnait une valeur 14 µg/jour. La fiche technique du Royaume-Uni de 1994 présentait une estimation de l'absorption quotidienne de cobalt par la population générale de 12 µg/jour, et l'estimation de l'absorption de la limite supérieure par des consommateurs adultes était de 19 µg/jour (Ysart *et al.*, 1999). Une étude menée en France a estimé l'absorption moyenne de cobalt par les adultes à 29 µg/jour (Biego *et al.*, 1998). Une autre étude sur l'exposition aux métaux par voie alimentaire, effectuée à l'Université de Valence en Espagne, a estimé l'absorption quotidienne de cobalt à 26 µg/jour pour les étudiants universitaires prenant leurs repas à la cafétéria du campus (Barbera *et al.*, 1993). En Australie, une estimation de l'absorption quotidienne de cobalt de 34,2 µg/jour a été signalée, sur la base des concentrations de cobalt mesurées dans 150 aliments et boissons (Hokin *et al.*, 2004a, b). L'Organisation mondiale de la Santé (OMS) a estimé l'absorption quotidienne de cobalt par voie alimentaire entre 5 et 45 µg/jour (OMS, 1994). En se basant sur ces données, on estime que l'absorption quotidienne de cobalt par voie alimentaire par les Canadiens (17 µg/jour) est similaire à celle

qui a été signalée dans les autres pays développés.

L'estimation de la limite supérieure pour l'absorption quotidienne de cobalt issue de l'ingestion de particules dans les milieux naturels et de nourriture est de 0,64 µg/kg p.c. par jour (0,00064 mg/kg p.c. par jour) pour les enfants nourris au sein de 0 à 6 mois et les enfants de 0,5 à 4 ans.

La comparaison du niveau d'effet critique pour la toxicité à doses répétées par voie orale (p. ex. une DMENO de 0,04 mg/kg p.c. par jour) avec l'estimation de la limite supérieure de l'exposition de la population générale (p. ex. 0,00064 mg/kg p.c. par jour) donne une marge d'exposition de (ME) d'environ 62,5. Le niveau d'effet critique sélectionné est très prudent, étant donné qu'il se situe dans les limites inférieures de l'échelle d'estimations pour l'exposition au cobalt dans un petit groupe de sujets très sensibles dont l'absorption de cobalt est liée à la consommation d'un agent antimousse présent dans la bière, une mauvaise alimentation ou un style de vie malsain. En revanche, des doses thérapeutiques bien plus élevées allant de 0,16 à 1 mg Co/kg p.c. par jour ont été signalées chez des patients anémiques et des volontaires en bonne santé (Duckham et Lee, 1976; Taylor *et al.*, 1977) ainsi que dans un traitement de patients sous hémodialyse (Edwards et Curtis, 1971).

Les organes cibles de l'exposition au cobalt par inhalation chez les animaux de laboratoire et les humains sont le système respiratoire, y compris les poumons. Le niveau d'effet critique déterminé dans des études sur les animaux et les humains est une CMENO de 0,0151 mg Co/m³ chez les travailleurs d'un atelier de taille du diamant exposés à de la poussière de cobalt. On a noté une fréquence très accrue d'irritations aux yeux, au nez et à la gorge ainsi que de la toux, de même qu'une réduction de la fonction pulmonaire dans le groupe d'exposition élevée (0,0151 mg Co/m³), comparativement au groupe d'exposition faible (0,0053 mg Co/m³) et aux travailleurs non exposés du groupe témoin. On a, en outre, calculé une CSENO de 0,0053 mg/m³ au cours de l'étude (Nemery *et al.*, 1992).

Chez les souris et les rats, on a détecté des lésions dans les voies respiratoires après leur exposition au sulfate de cobalt par inhalation, à toutes les concentrations testées (0,11 à 1,14 mg Co/m³) pendant deux ans. On a aussi observé une augmentation de la fréquence des tumeurs pulmonaires liée à la dose (hausse importante à 1,14 mg Co/m³ chez les souris et rats mâles et à 0,38 et 1,14 mg Co/m³ chez les souris et rats femelles). La dose la plus faible à laquelle des tumeurs ont été notées chez les rongeurs (p. ex. 0,38 mg Co/m³) est 25 fois supérieure au niveau d'effet critique chez les humains (p. ex. 0,0151 mg Co/m³). Par ailleurs, dans une étude de 13 semaines menée sur des souris exposées au cobalt, on a trouvé des preuves de la toxicité pour le système reproducteur mâle à des doses allant de 1,14 à 11,38 mg Co/m³.

En se basant sur la concentration de cobalt dans l'air ambiant la plus élevée correspondant au 95^e percentile et déclarée entre 2003 et 2008 dans le cadre du programme du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) (p. ex. $6,8 \times 10^{-7}$ mg/m³), l'absorption quotidienne maximale par inhalation est estimée inférieure à 0,001 µg/kg p.c. par jour (< 0,2 % de l'absorption orale quotidienne). La comparaison du niveau d'effet critique pour la toxicité à doses répétées par inhalation (p. ex. une CMENO de 0,0151 mg/m³ chez les humains) avec l'estimation de la limite supérieure de l'exposition de la population générale (p. ex. 0,68 mg/m³) donne une marge d'exposition d'environ 22 000.

Les marges d'exposition pour l'exposition au cobalt par voie orale et par inhalation sont jugées comme adéquates pour tenir compte des incertitudes dans les bases de données des effets sur la santé et de l'exposition.

Tel qu'il est indiqué, le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt sont principalement utilisés dans la fabrication de produits tels que les alliages, les carbures métalliques, les oxydes et d'autres formes de sels qui ne sont pas analysés dans la présente évaluation. Les alliages à base de cobalt et les carbures métalliques sont largement utilisés dans les applications exigeant une solidité ou une résistance aux températures élevées et à la corrosion. Ces alliages sont également utilisés dans des implants médicaux et dentaires qui sont soumis à des processus d'approbation réglementaires. Les oxydes et sels de cobalt oxydes se trouvent généralement dans des batteries et des supports d'enregistrement magnétiques (p. ex. ordinateurs, disques durs d'ordinateur); les rejets de cobalt par ces produits sont considérés négligeables. En raison de la solidité et de la résistance à l'usure de ces matériaux, l'exposition de la population générale au cobalt devrait être négligeable, et l'on pense que toutes les quantités de cobalt issues de ces sources sont prises en compte dans les mesures effectuées dans des milieux naturels, notamment la poussière domestique, le sol et l'air.

Les estimations de l'exposition ont été calculées pour les produits de soins personnels, bien que l'on connaisse précisément les concentrations réelles et les formes de cobalt. L'estimation de la limite supérieure de l'absorption de dichlorure de cobalt provenant de l'utilisation de produits de soins personnels est de $2,1 \times 10^{-5}$ mg/kg p.c. par jour pour l'exposition par voie cutanée (équivalant à $6,0 \times 10^{-6}$ mg Co/kg p.c. par jour). En supposant une absorption de 1 % par voie cutanée, ces estimations de l'exposition systémique sont très prudentes, à cause de la quantité infime de cobalt qui pénètre dans l'épiderme humain (Filon *et al.*, 2004, 2009).

La comparaison du niveau d'effet critique pour la toxicité à doses répétées par voie orale (p. ex. une DMENO de 0,04 mg/kg p.c. par jour) avec l'estimation de la limite supérieure de l'exposition au (dichlorure de) cobalt contenu dans les produits de consommation (p. ex. $6,0 \times 10^{-6}$ mg/kg p.c. par jour) donne une marge d'exposition de (ME) d'environ 6700. La sensibilisation cutanée et la dermatite de contact allergique au cobalt constituent des risques potentiels, cependant, les niveaux d'exposition nécessaires pour induire une sensibilisation ou une réaction chez les personnes sensibilisées n'ont pas été caractérisés.

Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé humaine

Le mode d'action de la cancérogénicité n'a pas été complètement élucidé; néanmoins, les données disponibles indiquent que les étapes principales par lesquelles le cobalt cause des dommages à l'ADN sont indirectes, comme la génération d'espèces réactives à l'oxygène et la production et l'inhibition d'enzymes de réparation de l'ADN. En outre, la seule preuve de la cancérogénicité du cobalt est la hausse des tumeurs observée à des doses moyennes et élevées dans une étude sur des rongeurs ayant été exposés par inhalation à du sulfate de cobalt. Cependant, la principale voie d'exposition de la population générale au cobalt est orale (l'exposition par inhalation est estimée à 0,16 % de l'exposition totale). **On dispose de peu de données relatives aux effets sur la santé pour les effets chroniques de l'exposition orale au cobalt; toutefois, dans les études sur l'exposition subchronique et à court terme, il n'y a aucune preuve laissant entendre que le cancer est un paramètre potentiel consécutif à l'exposition orale.**

Il existe certaines incertitudes à l'égard de la caractérisation de l'exposition au cobalt découlant de l'environnement et de l'alimentation. On n'a recensé qu'une seule étude canadienne présentant les concentrations de cobalt dans le lait maternel, mais l'utilisation de la plus forte concentration médiane signalée fournit une estimation prudente de l'exposition. Tel qu'il est décrit dans la section « Évaluation de l'exposition », les concentrations de cobalt dans des milieux naturels et les aliments englobent toutes les formes de cobalt. Des doutes persistent quant à la mesure dans laquelle le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt contribuent à l'absorption totale de cobalt. Ainsi, le calcul d'une estimation de l'exposition basée sur le cobalt total donne une estimation prudente de l'absorption quotidienne des substances issues des milieux naturels et de la nourriture, qui sont analysées dans cette évaluation.

L'exposition au cobalt total (y compris les alliages, les carbures, les oxydes et d'autres formes de sels) issu de l'usage de produits de consommation n'a pas été abordée dans la présente évaluation. Il existe des incertitudes concernant la présence, la forme et les concentrations du cobalt, du dichlorure de cobalt et du sulfate de cobalt dans les produits de consommation en raison des données limitées à ce sujet. Par conséquent, les estimations de l'exposition liée à l'utilisation de produits de consommation contenant ces substances sont basées sur des hypothèses prudentes.

[Haut de page](#)

Conclusion

D'après les renseignements contenus dans la présente ébauche d'évaluation préalable, il est conclu pour le moment que le cobalt élémentaire, le sulfate de cobalt et le dichlorure de cobalt ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité, à une 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, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

Compte tenu de l'adéquation des marges entre les estimations de la limite supérieure d'exposition et des niveaux d'effet critique chez les humains, il est conclu que le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

Par conséquent, il est proposé de conclure que le cobalt élémentaire, le dichlorure de cobalt et le sulfate de cobalt ne correspondent pas individuellement à la définition de « substance toxique » énoncée dans l'article 64

de la LCPE (1999). De plus, ces substances répondent aux critères de la persistance, mais pas à ceux de la bioaccumulation spécifiés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Les risques écologiques liés à la partie préoccupante du cobalt total dissous et l'importance relative des trois substances en tant que facteurs contribuant à la charge et aux effets du cobalt total dissous dans l'environnement justifie cependant un examen plus poussé. Il est proposé que ces substances et d'autres substances contribuant aux charges totales de la substance préoccupante de cobalt dans l'environnement soient prises en compte dans une future évaluation basée sur la partie préoccupante.

Les trois substances feront partie de l'initiative de mise à jour de l'inventaire de la *List intérieure des substances*. De plus, des activités de recherche et de surveillance viendront, le cas échéant, appuyer la vérification des hypothèses formulées au cours de l'évaluation préalable.

[Haut de page](#)

Références

- Adam, C., Baudin, J.P., Garnier-Laplace, J. 2001. Kinetics of ¹¹⁰mAg, ⁶⁰Co, ¹³⁷Cs, and ⁵⁴Mn Bioaccumulation from water and Depuration by the Crustacean *Daphnia Magna*. *Water Air Soil Pollut.* 125:171-188.
- Adeyeye, E.I. 2002. Determination of the chemical composition of the nutritionally valuable parts of male and female common West African fresh water crab *Sudanautes africanus africanus*. *Int. J. Food Sci. Nutr.* 53:189-196.
- Agbayani, E., Laxamana, E.F. 2009. *Microcosmus sulcatus*. SeaLife Base [en ligne]. Accès : <http://www.sealifebase.org/summary/SpeciesSummary.php?id=83779> [consulté le 3 mars 2010]
- Alberta. Ministère de l'Environnement. 2010. Surface water quality data [base de données sur Internet]. Edmonton (Alb.) : Gouvernement de l'Alberta. Accès : <http://environment.alberta.ca/2024.html> [mise à jour en 2010; consultée en janvier 2010]
- Alexander, C.S. 1969 Cobalt and the heart. *Annals of Internal Medicine.* 70:411-413. [cité dans PISSC, 2006]
- Alexander, C.S. 1972 Cobalt-beer cardiomyopathy. A clinical and pathologic study of twentyeight cases. *Am. J. Med.* 53:395-417
- Allison, J.D., Allison, T.L. 2005. Partition Coefficients for Metals in Surface Water, Soil, and Waste. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. Rapport n° EPA/600/R-05/074. Contrat n° 68-C6-0020.
- Alvarez-Puebla, R.A., Valenzuela-Calahorra, C., Garrido, J.J. 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.
- Amacher, D.E., Paillet, S.C. 1980. Induction of trifluorothymidine-resistant mutants by metal ions in L5178Y/TK+/- cells. *Mutat. Res.* 78:279-288. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006]
- Anard, D., Kirsch-Volders, M., Elhajouji, A., Belpaeme, K., Lison, D. 1997. *In vitro* genotoxic effects of hard metal particles assessed by alkaline single cell gel and elution assays. *Carcinogenesis.* 18:177-184. [cité dans CIRC, 2006]
- Andersen, O. 1983 Effects of coal combustion products and metal compounds on sister chromatid exchange (SCE) in a macrophage-like cell line. *Environ. Health Perspect.* 47:239-253. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006]
- Anderson, M.B., Lepak, K., Farinas, V., George, W.J. 1993. Protective action of zinc against cobalt-induced testicular damage in the mouse. *Reproductive Toxicology* 7:495-4.
- Anderson, M.B., Pedigo, N.G., Katz, R.P., et al. 1992. Histopathology of testes from mice chronically treated with cobalt. *Reprod. Toxicol.* 6:415-0.
- Arlauskas, A., Baker, R.S.U., Bonin, A.M., Tandon, R.K., Crisp, P.T., Ellis, J. 1985. Mutagenicity of metal ions in bacteria. *Environ. Res.* 36:379-388. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006]
- Arnot, J.A., Gobas, F.A.P.C. 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ. Rev.* 14:257-297.

- Asante, K.W., Agusa, T., Mochizuki, H., Ramu, K., Inoue, S., Kubodera, T., Takahashi, S., Subramanian, A., Tanabe, S. 2008. Trace elements and stable isotopes ($d^{13}C$ and $d^{15}N$) in shallow and deep-water organisms from the East China Sea. *Environ. Pollut.* 156:862873.
- Ashfaq, M., Ali, S., Hanif, M.A. 2009. Bioaccumulation of cobalt in silkworm (*Bombyx mori* L.) in relation to mulberry, soil and wastewater metal concentrations. *Process Biochem.* 44:11791184.
- Asmuss, M., Mullenders, L.H., Hartwig, A. 2000. Interference by toxic metal compounds with isolated zinc finger DNA repair proteins. *Toxicology Letters* 112-113:227-231.
- [ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2004. Toxicological Profile for Cobalt. [en ligne]. Atlanta (GA) : U.S. Department of Health and Human Services, ATSDR. Accès : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp33.html>
- Balasubramaniam, R., Lee, S.S. 2007. Characteristics of Indoor Aerosols in Residential Homes in Urban Locations: A Case Study in Singapore. *Journal of the Air and Waste Management Association* 57:981990.
- Barbant, C., Schwikowski, M., Döring, T., Gäggeler, H.W., Schotterer, U., Tobler, L., Van de Velde, K., Ferrari, C., Cozzi, G., Turetta, A., *et al.* 2004. Historical record of European emissions of heavy metals to the atmosphere since de 1650s from alpine snow/ice cores drilled near Mote Rosa. *Environ. Sci. Technol.* 38:4085-4090.
- Barbera, R., Farré, R., Mesado, D. 1993. Oral intake of cadmium, cobalt, copper, iron, lead, nickel, manganese and zinc in the University student's diet. *Die Nahrung* 37(3):241245.
- Barceloux, D.G. 1999. Cobalt. *Clinical Toxicology* 37(2):201216.
- Batley, G.E., Gardner, D. 1977. Sampling and storage of natural waters for trace metal analysis. *Water Res.* 11:745756.
- Baudin, J.P., Fritsch, A.F. 1989. Relative contributions of food and water in the accumulation of ^{60}Co by a freshwater fish. *Water Res.* 23(7):817823.
- [BDIPSN] Base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels [en ligne]. 2010. Ottawa (Ont.) : Santé Canada. [consulté en mars 2010]. Accès : <http://www.hc-sc.gc.ca/dhp-mps/prodnatur/applications/online-enligne/nhpid-bipsn-fra.php>
- [BDPSNH] Base de données des produits de santé naturels homologués [en ligne]. 2010. Ottawa (Ont.) : Santé Canada. [consultée en février 2010]. Accès : <http://webprod.hc-sc.gc.ca/lnhpd-bdpsnh/language-langage.do?url=t.search.recherche&lang=fra>
- Behrens, T., Muller, J., Diepenbrock, W. 2006. Utilization of canopy reflectance to predict properties of oilseed rape (*Brassica napus* L.) and barley (*Hordeum vulgare* L.) during ontogenesis. *European Journal of Agronomy* 25(4):345355.
- 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):387394. [cité dans PISSC, 2006]
- Beneš, P., Steinnes, E. 1974. *In situ* dialysis for the determination of the state of trace elements in natural waters. *Water Res.* 8:947953.
- Beyersmann, D., Hartwig, A. 2008. Carcinogenic metal compounds: recent insight into molecular and cellular mechanisms. *Arch. Toxicol.* 82:493512.
- [BGS] British Geological Survey [en ligne]. 2009. Cobalt Commodity Profile. Nottingham (R.U.) : British Geological Survey. Accès : <http://www.bgs.ac.uk/mineralsuk/industry/2009/09aug.html#cobalt> [consulté le 24 septembre 2009].
- Biego, G.H., Joyeux, M., Hartemann, P., Debry, G. 1998. Daily intake of essential minerals and metallic micropollutants from foods in France. *The Science of the Total Environment* 217:3736.
- Bird, G.A., Hesslein, R.H., Mills, K.H., Schwartz, W.J., Turner, M.A. 1998. Bioaccumulation of radionuclides in fertilized Canadian Shield lake basins. *Sci. Tot. Environ.* 218:6783.

- Bonenfant, J.L., Auger, C., Miller, G., Chenard, J., Roy, P.E. 1969. Quebec beer-drinkers' myocardosis: pathological aspects. *Ann. NY Acad. Sci.* 156(1):577582.
- 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.* 24:641652.
- Borgmann, U., Norwood, W.P. 1995. Kinetics of excess background copper and zinc in *Hyalella azteca* and their relationship to chronic toxicity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52:864874.
- Borgmann, U., Norwood, W.P., Dixon, D.G. 2004. Re-evaluation of metal bioaccumulation and chronic toxicity in *Hyalella azteca* using saturation curves and the biotic ligand model. *Environ. Pollut.* 131:469484.
- Bourg, W.J., Nation, J.R., Clark, D.E. 1985. The effects of chronic cobalt exposure on passive-avoidance performance in the adult rat. *Bulletin of the Psychonomic Society* 23(6):527530. [cité dans ATSDR, 2004]
- Brewitz, E., Larsson, C.M., 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):855861.
- Brookins, D.G. 1988. Eh-pH diagrams for geochemistry. Berlin, Heidelberg : Springer-Verlag. 175 p.
- Brügmann, L. 1981. Heavy metals in the Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 12(6):214218.
- Bucher, J.R., Elwell, M.R., Thompson, M.B., Chou, B.J., Renne, R., Ragan, H.A. 1990 Inhalation toxicity studies of cobalt sulfate in F344/N rats and B6C3F1 mice. *Fundam. Appl. Toxicol.* 15:357372.
- Bucher, J.R., Hailey, J.R., Roycroft, J.R., Haseman, J.K., Sills, R.C., Grumbein, S.L., Mellick, P.W., Chou, B.J. 1999. Inhalation toxicity and carcinogenicity studies of cobalt sulfate. *Toxicol. Sci.* 49:56-67.
- Buchter, B., Davidoff, B., Amacher, M.C., Hinz, C., Iskandar, I.K., Selim, H.M. 1989. Correlation of Freundlich K_d and n retention parameters with soils and elements. *Soil Science* 148(5).
- Buchter, B., Davidoff, B., Amacher, M.C., Hinz, C., Iskandar, I.K., Selim, H.M. 1989. Correlation of Freundlich K_d and n retention parameters with soils and elements. *Soil Science* 148(5).
- Buffle, J. 1988. Complexation reactions in aquatic systems. An analytical approach. Chichester (Angleterre) : John Wiley & Sons.
- Buikema, A.L., Cairns, J., Sullivan, G.W. 1974. Evaluation of *Philodina acuticornis* (Rotifera) as a bioassay organism for heavy metals. *Water Resources Bulletin* 10(4):648661.
- Calgary. 2004. Drinking Water Quality Summary, Glenmore Water Treatment Plant. Rapport inédit. Calgary (Alberta) : The City of Calgary Waterworks.
- 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.* 50:753757.
- Campbell, L.M., Norstrom, R.J., Hobson, K.A., Muir, D.C.G., Backus, S., Fisk, A.T. 2005. Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynya, Baffin Bay). *Sci. Total Environ.* 351-352:247263.
- Campbell, P.G.C. 1995. Interactions between trace metals and aquatic organisms: A critique of the free-ion activity model. In: Tessier, A., Turner, D.R. (éd.) Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. Chichester (Angleterre) : John Wiley and Sons Ltd. p 45102.
- Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. L.C. 1999, c. 33, *Gazette du Canada*. Partie III. vol. 22, n° 3. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p3/1999/g3-02203.pdf>
- Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, C.P. 2000-348, 23 mars 2000, DORS/2000-107. Accès : <http://gazette.gc.ca/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf>
- Canada. 2009c. Loi sur les aliments et drogues [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Santé Canada. [consultée en mars 2010]. Accès : <http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/legislation/acts-lois/index-fra.php>
- Canada. 2009d. Réglementation des instruments médicaux [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Santé Canada. Accès : <http://www.hc-sc.gc.ca/dhp-mps/md-im/index-fra.php> [consultée en mars 2010]

Canada. Ministère de l'Environnement, ministère de la santé. 2006. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : *Avis d'intention d'élaborer et de mettre en œuvre des mesures d'évaluation et de gestion des risques que certaines substances présentent pour la santé des Canadiens et leur environnement*, *Canada Gazette*. Partie I, vol. 140, n° 49, p. 4109-4117. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p1/2006/2006-12-09/pdf/g1-14049.pdf>

Canada. Ministère de l'Environnement, ministère de la Santé. 2009a. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis de dixième divulgation d'information technique concernant les substances identifiées dans le Défi*, *Gazette du Canada*. Partie I, vol. 143, n° 25, p. 17911795. Accès : <http://gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2009/2009-06-20/pdf/g1-14325.pdf#page=7>

Canada. Ministère de l'Environnement. 2009b. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances identifiées dans le dixième lot du Défi*, *Gazette du Canada*. Partie I, vol. 143, n° 25, p. 1796-1810. Accès : <http://gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2009/2009-06-20/pdf/g1-14325.pdf#page=7>

Capomazza, C., Botta, A. 1991. Cobalt chloride induces micronuclei in human lymphocytes. *Med. Sci. Res.* 19:219220. [cité dans PISSC, 2006]

Carvalho, R.A., Benfield, M.C., Santschi, P.H. 1999. Comparative bioaccumulation studies of colloiddally complexed and free-ionic heavy metals in juvenile brown shrimp *Penaeus aztecus* (Crustacea: Decapoda: Penaeidae). *Limnol. Oceanogr.* 44:403414.

[CAS] Chemical Abstracts Services. 2010. Télécopie du Chemical Abstracts Services, Columbus (OH), adressée le 17 mars 2010 à la bibliothèque de Santé Canada.

Casto, B.C., Meyers, J., DiPaolo, J.A. 1979. Enhancement of viral transformation for evaluation of the carcinogenic or mutagenic potential of inorganic metal salts. *Cancer Res.* 39:193198. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006]

[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. *In*: *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999. Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999.

[CDI] Cobalt Development Institute: About Cobalt [en ligne]. 2010b. Guildford (Angleterre) : Cobalt Development Institute. Accès : <http://www.thecdi.com/about-cobalt> [consulté le 9 février 2010].

[CDI] The Cobalt Development Institute 2009c. Early life-stage toxicity of cobalt to the fathead minnow (*Pimephales promelas*) under flow-through conditions. Testing laboratory: Parametrix Environmental Research Laboratory. Rapport n° 4248-71 présenté au Cobalt Development Institute de Guildford, Surrey (Angleterre).

[CDI] The Cobalt Development Institute 2009d. Early life-stage toxicity of cobalt to the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) under flow-through conditions. Testing laboratory: Parametrix Environmental Research Laboratory. Rapport n° 4248-73 présenté au Cobalt Development Institute de Guildford, Surrey (Angleterre).

[CDI] The Cobalt Development Institute 2009e. Heijerick, D., Ghekiere, A., Van Sprang, P., De Schamphelaere, K., Deleebeek, N., Janssen, C. 2007. Effect of cobalt (CoCl₂.6H₂O) on freshwater organisms. Testing laboratory: EURAS & Laboratory of Environmental Toxicology, Ghent University. Rapport présenté au Cobalt Development Institute de Guildford, Surrey (Angleterre).

[CDI] The Cobalt Development Institute 2010a. Summary of Transformation/Dissolution Protocol (OCDE 29) Test Results for Cobalt Substances and Cobalt Metal Powders - Data in preparation. Aquatic Research Program. The Cobalt Development Institute. Guildford, Surrey (Angleterre).

[CDI] The Cobalt Development Institute. 2005. Short-term Chronic Toxicity of Cobalt to *Ceriodaphnia dubia*. Testing laboratory: Parametrix Environmental Research Laboratory. Rapport n° 424843 présenté au Cobalt Development Institute de Guildford, Surrey (Angleterre).

[CDI] The Cobalt Development Institute. 2006a. Cobalt Fact Sheet 8: Electronics. Surrey (R.U.) Accès : <http://www.thecdi.com/cobaltfacts.php> [consulté le 5 février 2010].

[CDI] The Cobalt Development Institute. 2006b. Cobalt Fact Sheet 6: Chemicals. Surrey (R.U.) Accès : <http://www.thecdi.com/cobaltfacts.php> [consulté le 5 février 2010].

[CDI] The Cobalt Development Institute. 2008. Cobalt News July 2008. Surrey (Angleterre) : The Cobalt

Development Institute. Accès : <http://www.thecdi.com/cobaltfacts.php> [consulté le 5 février 2010].

[CDI] The Cobalt Development Institute. 2008b. Evaluation of chronic toxicity of cobalt to the aquatic oligochaete, *Aeolosoma* sp. Testing laboratory: Parametrix Environmental Research Laboratory. Rapport n° 4248-1170R rédigé par le Cobalt Development Institute, de Guildford, Surrey (Angleterre).

[CDI] The Cobalt Development Institute. 2009a. Cobalt Fact Sheet 10: Supply and Demand. Surrey (R. U.) Accès : <http://www.thecdi.com/cobaltfacts.php> [consulté le 5 février 2010].

[CDI] The Cobalt Development Institute. 2009b. Early life-stage toxicity of cobalt to zebrafish (*Danio rerio*) under flow-through conditions. Testing laboratory: Parametrix Environmental Research Laboratory. Rapport n° 4248-396 présenté au Cobalt Development Institute de Guildford, Surrey (Angleterre).

Chen, B., Huang, Q., Lin, X., Shi, Q., Wu, S. 1998. Accumulation of Ag, Cd, Co, Cu, Hg, Ni and Pb in *Pavlova viridis* Tseng (Haptophyceae). *J. Appl. Phycol.* 10:371-376.

Chen, B., Huang, Q., Lin, X., Shi, Q., Wu, S. 1998. Accumulation of Ag, Cd, Co, Cu, Hg, Ni and Pb in *Pavlova viridis* Tseng (Haptophyceae). *J. Appl. Phycol.* 10:371-376.

Cherry, D.S., Guthrie, R.K. 1977. Toxic metals in surface water from coal ash. *Water Res. Bull.* 13(6):1227-1236.

Cherry, D.S., Guthrie, R.K., Sherberger, F.F., Larrick, S.R. 1979. The influence of coal ash and thermal discharges upon the distribution and bioaccumulation of aquatic invertebrates. *Hydrobiologia* 62(3):257-267.

Chetty, K.N., Rao, D.S.V.S., Drummond, L., Desai, D., 1979. Cobalt induced changes in immune response and adenosine triphosphatase activities in rats. *J. Environ. Sci. Health B* 14(5):525-544.

Chiffolleau, J.F., Cossa, D., Auger, D., Truquet, I. 1994. Trace metal distribution in the Seine estuary (France) in low discharge regime. *Marine Chemistry* 47(2):145-158.

[CIRC] Centre international de recherche sur le cancer. 1991. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 52. Chlorinated drinking water; chlorinated by-products; some other halogenated compounds; cobalt and cobalt compounds.

[CIRC] Centre international de recherche sur le 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.

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

Coakley, J.P., Nagy, E., Serodes, J.B. 1993. Spatial and vertical trends in sediments-phase contaminants in the upper estuary of the St-Lawrence River. *Estuaries* 16(3B):653-669.

Colognato, R., Bonelli, A., Ponti, J., Farina, M., Bergamaschi, E., Sabbioni, E., Migliore, L. 2008. Comparative genotoxicity of cobalt nanoparticles and ions on human peripheral leukocytes in vitro. *Mutagenesis* 23(5):377-82.

[ConsExpo] Consumer Exposure Model [en ligne]. 2006. Version 4.1. Bilthoven (Pays-Bas) : Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Institut national néerlandais de la santé publique et de l'environnement). Accès : <http://www.rivm.nl/en/healthanddisease/productsafety/ConsExpo.jsp#tcm:13-42840>

Commission européenne. 2003. Technical guidance document on risk assessment part II, Chapter 3: Environmental risk assessment. Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, commission regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances and directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Commission européenne, Centre commun de recherche, Institute for Health and Consumer Production, Bureau européen des substances chimiques [consulté en mai 2010]. Accès : <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/tgd/>

Commission européenne. 2004a. Summary Record Meeting of the Technical Committee C&L on the Classification and Labelling of Dangerous Substances. Rencontre au BESC à Riga, du 12 au 14 mai 2004. Direction générale du CRR de la Commission européenne. Centre commun de recherche. Institute for Health and Consumer Protection. Bureau Européen des Substances Chimiques. ECBI/147/04 - Rev. 3. Accès :

[http://ecb.jrc.ec.europa.eu/documents/Classification-
Labelling/ADOPTED_SUMMARY_RECORDS/14704r3_sr_TC_C&L_HEALTH_0504.pdf](http://ecb.jrc.ec.europa.eu/documents/Classification-
Labelling/ADOPTED_SUMMARY_RECORDS/14704r3_sr_TC_C&L_HEALTH_0504.pdf)

Commission européenne. 2004b. Cobalt sulphate. Directive 2008/73/CE de la Commission du 21 août 2004. Annexe IA. Journal officiel de l'Union européenne. 16.6.2004. L216/20. Commission européenne. 29^e ATP. Accès : <http://ecb.jrc.it/>

Commission européenne. 2008. Directive du Conseil du 27 juillet 1976 (76/768/CEE). Bruxelles (BE) : Commission européenne, Entreprises et industrie, Directive sur les produits cosmétiques. Accès : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1976L0768:20080424:fr:PDF>

Commission européenne. 2009. Risk Assessment Report on nickel and its compounds: Environmental part. Bruxelles (BE) : Direction générale de la santé et des consommateurs. Accès : http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/04_scher/docs/scher_o_112.pdf

Conestoga-Rovers & Associates. 2008. Potential releases of chemical management plan challenge substances to the environment from waste sector. Document préparé pour Environnement Canada. 199 p.

Corisco, J.A.G., Carreiro, M.C.V. 1999. Co-60 transfer from water to the freshwater planktonic algae *Selenastrum capricornutum* Prinz. In: Anagnostopoulos, P., Brebbia, C.A. (éd.) Water pollution V: Modeling, measuring, and prediction. Boston (MA) : WIT Press. p. 427-436. (Progress in Water Resources, Vol. 1).

Corrier, D.E., Mollenhauer, H.H., Clark, D.E., Hare, M.F., Elissalde, M.H. 1985. Testicular degeneration and necrosis induced by dietary cobalt. *Vet. Pathol.* 22:610616.

Cotton, F.A., Wilkinson, G. 1988. Advanced inorganic chemistry, 5^e édition. Toronto (Ont.) : John Wiley and Sons. 1455 p.

Couillard, Y., Grapentine, L.C., Borgmann, U., Doyle, P., Masson, S. 2008. The amphipod *Hyalella azteca* as a biomonitor in field deployment studies for metal mining. *Environ. Pollut.* 156:13141324.

[CRC] The Chemical Rubber Company. 1965. Handbook of chemistry and physics. 46^e édition (1965–1966). Publié par The Chemical Rubber Co. Ohio. p. E93.

Dabeka, R.W. 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. *The Science of the Total Environment* 89:279289.

Dabeka, R.W., McKenzie, A.D. 1995. Survey of lead, cadmium, fluoride, nickel, and cobalt in food composites and estimation of dietary intakes of these elements by Canadians in 1986-1988. *Journal of AOAC International* 78(4):897909.

Dave, G., Xiu, R. 1991. Toxicity of mercury, copper, nickel, lead, and cobalt to embryos and larvae of zebrafish, *Brachydanio rerio*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 21:126134.

Davies, J. 2007. Fiche signalétique sur les alliages à base de cobalt. Belleville (Ont.) : Deloro Stellite. Accès : <http://stellite.com/Technical/MaterialSafetyDataSheets/tabid/280/Default.aspx> [consulté le 1^{er} février 2010]

Davis, A., Sellstone, C., Clough, S., Barrick, R., Yare, B. 1996. Bioaccumulation of arsenic, chromium and lead by fish: constraints imposed by sediment geochemistry. *Appl. Geochem.* 11(3):409423.

Davis, J.E., Fields, J.P. 1958. Experimental production of polycythemia in humans by administration of cobalt chloride. *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.* 99:493495. [cité dans PISSC, 2006]

De Boeck, M., Kirsch-Volders, M., Lison, D. 2003a. Cobalt and antimony: Genotoxicity and carcinogenicity. *Mutat. Res.* 533:135152. [cité dans CIRC, 2006]

De Boeck, M., Lardao, S., Buchet, J., Kirsch-Volders, M., Lison, D. 2000. Absence of significant genotoxicity in lymphocytes and urine from workers exposed to moderate levels of cobalt-containing dust: a cross-sectional study. *Environ. Mol. Mutagen.* 36(2):15160. [cité dans CIRC, 2006; PISSC, 2006]

De Boeck, M., Lison, D., Kirsch-Volders, M. 1998. Evaluation of the *in vitro* direct and indirect genotoxic effects of cobalt compounds using the alkaline comet assay. Influence of interdonor and interexperimental variability. *Carcinogenesis* 19:20212029. [cité dans CIRC, 2006]

- De Boeck, M., Lombaert, N., De Backer, S., Finsy, R., Lison, D., Kirsch-Volders, M. 2003b. *In vitro* genotoxic effects of different combinations of cobalt and metallic carbide particles. *Mutagenesis*. 18:177186. [cité dans CIRC, 2006]
- De Schamphelaere, K.A.C., Koene, J.M., Heijerick, D.G., Janssen C.R. 2008. Reduction of growth and haemolymph Ca levels in the freshwater snail *Lymnaea stagnalis* chronically exposed to cobalt. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 71:6570.
- Dean, J.A. 2004. Handbook of organic chemistry. New York (NY) : McGraw-Hill Book Co. p. 212.
- DeForest, D.K., Brix, K.V., Adams, W.J. 2007. Assessing metal accumulation in aquatic environments: the inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration. *Aquat. Toxicol.* 84:236246.
- Degryse, F., Smolders, E., Parker, D.R. 2009. Partitioning of metals (Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn) in soils: concepts, methodologies, prediction and applications - a review. *Eur. J. Soil Sci.* 60:590612.
- Di Toro, D.M., Mahony, J.D., Hansen, D.J., Scott, K.J., Carlson, A., Ankley, G.T. 1992 Acid volatile sulphide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments. *Environ. Sci. Technol.* 26:96-101.
- Diamond, M.L., Mackay, D., Cornett, R.J., Chant, L.A. 1990. A model of the exchange of inorganic chemicals between water and sediments. *Environ. Sci. Technol.* 24:713722.
- Diamond, M.L., Mackay, D., Welbourn, P.M. 1992. Models of multi-media partitioning of multi-species chemicals: the fugacity/aquivalence approach. *Chemosphere* 25(12):9190721.
- Domingo, J.L., Llobet, J.M. 1984. Treatment of acute cobalt intoxication in rats with L-methionine. *Rev. Esp. Fisiol.* 40:443448. [cité dans ATSDR, 2004]
- Domingo, J.L., Llobet, J.M., Bernat, R. 1984. A study of the effects of cobalt administered orally to rats. *Arch. Farmacol. Toxicol.* 10:1320. [cité dans ATSDR, 2004; PISSC, 2006]
- Domingo, J.L., Paternain, J.L., Llobet, J.M., Corbella, J. 1985. Effects of cobalt on postnatal development and late gestation in rats upon oral administration. *Rev. Esp. Fisiol.* 41:293298.
- Donaldson, J.D., Beyersmann, J. 2005. Cobalt and Cobalt Compounds [en ligne]. Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, édition en ligne. Accès : http://mrw.interscience.wiley.com/emrw/9783527306732/ueic/article/a07_281/current/pdf [réserve de consultation]
- Doran, A., Law, F.C., Allen, M.J., Rushton, N. 1998. Neoplastic transformation of cells by soluble but not particulate forms of metals used in orthopaedic implants. *Biomaterials* 19:751759. [cité dans CIRC, 2006]
- Duckham, J.M., Lee, H.A. 1976. The treatment of refractory anaemia of chronic renal failure with cobalt chloride. *Q. J. Med.* 178:277294.
- Duggan, M.J. 1983. Contribution of lead in dust to children's blood lead. *Environmental Health Perspectives* 50:371381.
- Edwards, M.S., Curtis, J.R. 1971. Use of cobaltous chloride in anaemia of maintenance-haemodialysis patients. *Lancet* 298(7724):582583.
- Egilsson, V., Evans, I.H., Wilkie, D. 1979. Toxic and mutagenic effects of carcinogens on the mitochondria of *Saccharomyces cerevisiae*. *Mol. gen. Genet.* 174:39-46. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006]
- Elbetieha, A., Al-Thani, A.S., Al-Thani, R.K., 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):0106.
- Eleftheriadis, K., Colbeck, I. 2001. Coarse atmospheric aerosol: size distributions of trace elements. *Atmos. Environ.* 35:53215330.
- El-Shenawy, N.S. 2004. Heavy-Metal and Microbial Depuration of the Clam *Ruditapes decussatus* and Its Effect on Bivalve Behavior and Physiology. *Environ. Toxicol.* 19:143-153.
- Environnement Canada. 1988. Données de la Liste intérieure des substances (LIS), 1984-1986, recueillies en

vertu du paragraphe 25(1) de la LCPE, 1988, et conformément au guide de déclaration à la Liste intérieure des substances [guide]. Données préparées par : Environnement Canada.

Environnement Canada. 2003. *Document d'orientation sur la catégorisation des substances organiques et inorganiques inscrites sur la Liste intérieure des substances du Canada* : Définition des substances qui sont persistantes, bioaccumulables et qui présentent une toxicité intrinsèque pour les organismes non humains. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des substances existantes.

Environnement Canada. 2008. Inventaire national des rejets de polluants [base de données sur Internet]. Gatineau (Qc) : Environnement Canada. Accès : <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/> [consultée le 19 mars 2010]

Environnement Canada. 2009. Données sur les substances du lot 10 recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances identifiées dans le dixième lot du Défi*. 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 identifiées dans le dixième lot du Défi*. Données préparées par Environnement Canada, Programme des substances existantes.

Environnement Canada. 2010b. Le recyclage des piles au Canada, mise à jour de 2009 - Sommaire. Pollution et déchets. Accès : <http://www.ec.gc.ca/gdd-mw/default.asp?lang=Fr&n=52DF915F-1&offset=8&toc=show>

Ephraim, J.H., Marinsky, J.A., Cramer, S.J. 1989. Complex-forming properties of natural organic acids - fulving acid complexes with cobalt, zinc and europium. *Talanta* 36(4):437443.

[ESIS] European Chemical Substances Information System [base de données sur Internet]. 2006. Version 4.5. Bureau européen des substances chimiques (BESC). Accès : <http://ecb.jrc.it/esis>

Farah, S.B. 1983 The *in vivo* effect of cobalt chloride on chromosomes. *Rev. Brasil. Genet.* 6:433442 [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006]

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

Filon, F.L., 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(4):574-9.

Filon, F.L., Maina, G., Adami, G., Venier, M., Coceani, N., Bussani, R., Massiccio, M., Barbieri, P., Spinelli, P. 2004. In vitro percutaneous absorption of cobalt. *Int. Arch. Occup. Environ. Health.* 77:85-89.

Fletcher, T., Stephenson, G.L., Wang, J., Wren, C.D., au nom de la Direction de l'élaboration des normes du Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 1996. Scientific criteria document for the development of a provincial water quality objective for cobalt (stable isotope). Guelph (Ont.) : Ecological Services for Planning Ltd. p. 1819.

Förstner, U., Wittmann, G.T.W. 1981. Metal pollution in the aquatic environment, 2^e édition. Berlin : Springer. 532 p.

Fowler, S.W., Teyssié, Cotret, O., Danis, B., Rouleau, C., Warnau, M. 2004. Applied radiotracer techniques for studying pollutant bioaccumulation in selected marine organisms (jellyfish, crabs and sea stars). *Nukleonika* 49(3):97100.

Fraysse, B., Baudin, J.P., Garnier-Laplace, J., Adam, C., Boudou, A. 2002. Effects of Cd and Zn waterborne exposure on the uptake and depuration of ⁵⁷Co, ^{110m}Ag and ¹³⁴Cs by the Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) and the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*)--whole organism study. *Environ. Pollut.* 118:297306.

Friel, J.K., Andrews, W.L., Jackson, S.E., Longerich, H.P., 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. *Biological Trace Element Research* 67:225247.

Fukunaga, M., Kurachi, Y., Mizuguchi, Y. 1982. Action of some metal ions on yeast chromosomes. *Chem.*

pharm. Bull. 30:30173019. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006]

Gá I, 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.* 34:821838.

Garrett, R.G. 2005. Natural distribution and abundance of elements. *In*: Selinus, O. (éd.) The essentials of medical geology. Amsterdam (Pays-Bas) : Elsevier Academic Press. p. 1741.

Gaur, J.P., Noraho, N., Chauhan, Y.S. 1994. Relationship between heavy metal accumulation and toxicity in *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid and *Azolla pinnata* (R.Br.) *Aquatic Botany* 49:183192.

Gobeil, C., Rondeau, B., Beaudin, L. 2005. Contribution of municipal effluents to metal fluxes in the St. Lawrence River. *Environ. Sci. Technol.* 39(2):456464.

Gobeil, C., Rondeau, B., Beaudin, L. 2005. Contribution of municipal effluents to metal fluxes in the St. Lawrence River. *Environ. Sci. Technol.* 39(2):456464.

Greiner, E.O.C., Gubler, R., Yokose, K. 2003. CEH Marketing Research Report: Animals: Chemical Inputs for Nutrition and Health - Overview. Menlo Park (CA) : SRI Consulting. Accès : <http://www.sriconsulting.com/CEH/Public/Reports/index.html> [réserve de consultation].

Grice, H.C., Goodman, T., Munro, I.C., Wiberg, G.S., Morrison, A.B. 1969. Myocardial toxicity of cobalt in the rat. *Ann. Acad. Sci. NY* 156:189194.

Gross, R.T., Kriss, J.P., Spaet, T.H. 1955. The hematopoietic and goitrogenic effects of cobaltous chloride in patients with sickle cell anaemia. *Pediatrics* 15:284290.

Guo, L., Hunt, B.J., Santschi, P.H., Ray, S.M. 2001. Effect of dissolved organic matter on the uptake of trace metals by American oysters. *Environ. Sci. Technol.* 35:885893.

Haga, Y., Clyne, N., Hatori, N., Hoffman-Bang, C., Pehrsson, S.K., Ryden, L. 1996. Impaired myocardial function following chronic cobalt exposure in an isolated rat heart model. *Trace Elem. Electrolytes* 13(2):6974.

Hamilton-Koch, W., Snyder, R.D., Lavelle, J.M. 1986. Metal-induced DNA damage and repair in human diploid fibroblasts and Chinese hamster ovary cells. *Chem.-biol. Interact.* 59:17-28. [cité dans CIRC, 2006]

Hamilton-Taylor, J., Postill, A.S., Tipping, E., Harper, M.P. 2002. Laboratory measurements and modeling of metal-humic interactions under estuarine conditions. *Geochim. Cosmochim. Acta* 66(3):403415.

Hamilton-Taylor, J.M., Willis, C.S. 1984. Reynolds Depositional fluxes of metals and phytoplankton in Windemere as measured by sediment traps. *Limnology and Oceanography* 29(4):695710.

Hanna, P.M., Kadiiska, M.B., Mason, R.P. 1992. Oxygen-derived free radical and active oxygen complex formation from Cobalt(II) chelates in vitro. *Chemical Research in Toxicology* 5:109115.

Harris, L.E. 1975. Guide for estimating toxic residues in animal feeds or diets. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-540/9-75-019.

Hartwig, A., Kasten, U., Boakye-Dankwa, K., Schleppegrell, R., Beyersmann, D. 1990. Uptake and genotoxicity of micromolar concentrations of cobalt chloride in mammalian cells. *Toxicol. environ. Chem.* 28:205215 [cité dans CIRC, 1991, 2006]

Harvey, C., MacKay, D., Webster, E. 2007. Can the unit world model concept be applied to hazard assessment of both organic chemicals and metal ions. *Environmental Toxicology and Chemistry* 26(10):2129-2142.

Harvey, C., MacKay, D., Webster, E. 2007. Can the unit world model concept be applied to hazard assessment of both organic chemicals and metal ions. *Environmental Toxicology and Chemistry* 26(10):21292142.

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

Hodge, F.G., Dominey, L. 2001. Cobalt and cobalt alloys [en ligne]. Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology, online version. Accès : <http://mrw.interscience.wiley.com/emrw/9780471238966/kirk/article/cobahodg.a01/current/pdf> [réserve de consultation].

Hoet, P.M.H., Roesems, G., Demedts, M.G., Nemery, B. 2002. Activation of the hexose monophosphate shunt in rat type II pneumocytes as an early marker of oxidative stress caused by cobalt particles. *Archives of Toxicology* 76(1):17. [cité dans PISSC, 2006]

Hokin, B., Adams, M., Ashton, J., Louie, H. 2004a. Analysis of the cobalt content in Australian foods. *Asia Pacific Journal of Clinical Nutrition* 13(3):284288.

Hokin, B., Adams, M., Ashton, J., Louie, H. 2004b. Comparison of the dietary cobalt intake in three different Australian diets. *Asia Pacific Journal of Clinical Nutrition* 13(3):289291.

Holly, R.G. 1955. Studies on iron and cobalt metabolism. *JAMA* 158:13491352.

Hopke, P.K., Lamb, R.E., Natusch, D.F.S. 1980. Multielemental characterization of urban roadway dust. *Environmental Science and Technology* 14(2):164172.

Hume, D.N. 1973. Pitfalls in the determination of environmental trace metals. In: Ahuja, S., Cohen, E.M., Knip, T.J., Lambert, J.L., Zweign, G. (éditeurs) *Chemical analysis of the environment and other modern techniques*. New York (NY) : Plenum Press. p. 316.

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* 76:283292.

Ikarashi, Y., Tsuchiya, T., Nakamura, A. 1992b. Detection of contact sensitivity of metal salts using the murine local lymph node assay. *Toxicol. Lett.* 62:5361.

Ikemoto, T., Tu, N.P.C., Okuda, N., Iwata, A., Omori, K., Tanabe, S., Tuyen, B.C., 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.* 54:504515.

Inoue, T., Ohta, Y., Sadaie, Y., Kada, T. 1981. Effect of cobaltous chloride on spontaneous mutation induction in a *Bacillus subtilis* mutator strain. *Mutat. Res.* 91:4145. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006]

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

Ishii, T., Suzuki, H., Koyanagi, T. 1978. Determination of trace elements in marine organisms. I. Factors for variation of concentration of trace element. *Nippon Suisan Gakkaishi* 44(2):155162.

Ivancsits, S., Diem, E., Pilger, A., Rudiger, H.W. 2002. Induction of 8-hydroxy-2'-deoxyguanosine by cobalt(II) and hydrogen peroxide in vitro. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* 65(9):665-676.

Iyengar, G.V., Wolf, W.R., Tanner, J.T., Morris, E.R. 2000. Content of minor and trace elements, organic nutrients in representative mixed total diet composites from the USA. *The Science of the Total Environment* 256:215226.

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., Camner, P. 1991. Lung lesions after combined inhalation of cobalt and nickel. *Environ. Res.* 54:2438.

Johansson, A., Curstedt, T., Rasool, O., Jarstrand, C., Camner, P. 1992. Rabbit lung after combined exposure to soluble cobalt and trivalent chromium. *Environ. Res.* 58:8096.

Johansson, A., Curstedt, T., Robertson, B., Camner, P. 1984. Lung morphology and phospholipids after experimental inhalation of soluble cadmium, copper, and cobalt. *Environ Res.* 34:295309.

Johansson, A., Lundborg, M., Hellström, P.-Å., Camner, P., Keyser, T.R., Kirton, S.E., Natusch, D.F. 1980. Effect of iron, cobalt, and chromium dust on rabbit alveolar macrophages: A comparison with the effects of nickel dust. *Environ. Res.* 21:165-176.

Johansson, A., Lundborg, M., Wiernik, A., Jarstrand, C., Camner, P. 1986. Rabbit alveolar macrophages after long-term inhalation of soluble cobalt. *Environ. Res.* 41:488-496.

- 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.* 43:227243.
- Kada, T., Kanematsu, N. 1978. Reduction of *N*-methyl-*N'*-nitrosoguanidine-induced mutations by cobalt chloride in *Escherichia coli*. *Proc. Jpn. Acad.* 54B:234-237. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006].
- Kadiiska, M.B., Maples, K.R., Mason, R.P. 1989. A comparison of cobalt(II) and iron(II) hydroxyl and superoxide free radical formation. *Archives of Biochemistry and Biophysics* 275(1):98-111. [cité dans PISSC, 2006]
- Kanematsu, N., Hara, M., Kada, T. 1980. Rec assay and mutagenicity studies on metal compounds. *Mutat. Res.* 77:109116. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006]
- Kasprzak, K.S., Zastawny, T.H., North, S.L., Riggs, C.W., Diwan, B.A., Rice, J.M., Dizdaroglu, M. 1994. Oxidative DNA base damage in renal, hepatic, and pulmonary chromatin of rats after intraperitoneal injection of cobalt(II) acetate. *Chem. Res. Toxicol.* 7:329335. [cité dans PISSC, 2006]
- Kasten, U., Mullenders, L.H., Hartwig, A. 1997. Cobalt(II) inhibits the incision and the polymerization step of nucleotide excision repair in human fibroblasts. *Mutat. Res.* 383:8190. [cité dans CIRC, 2006]
- Kawanishi, S., Inoue, S., Yamamoto, K. 1994. Active oxygen species in DNA damage induced by carcinogenic metal compounds. *Environmental Health Perspectives* 102 (Suppl. 3):1720. [cité dans PISSC, 2006]
- Kelly, B.C., Ikonomou, M.G., Higgs, D.A., Oakes, J., Dubetz, C. 2008. Mercury and other trace elements in farmed and wild salmon from British Columbia, Canada. *Environ. Toxicol. Chem.* 27:13611370.
- Kerckaert, G.A., LeBoeuf, R.A., Isfort, R.J. 1996. Use of the Syrian hamster embryo cell transformation assay for determining the carcinogenic potential of heavy metal compounds. *Fundam. appl. Toxicol.* 34:6772. [cité dans CIRC, 2006]
- Kerfoot, E.J. 1975. Semi-chronic inhalation study on cobalt. *Diss. Abstr. Int. B* 35:60546055.
- Kesteloot, H., Roelandt, J., Willems, J., Claes, J.H., Joosens, J.V. 1968. An enquiry into the role of cobalt in the heart disease of chronic beer drinkers. *Circulation* 37:854864. [cité dans PISSC, 2006]
- Khangarot, B.S., Rathore, R.S., Singh, B.B. 2003. pH-dependent toxicity of heavy metals to a freshwater sludge worm *Tubifex tubifex* Muller. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 71:283289.
- Kharab, P., Singh, I. 1985. Genotoxic effects of potassium dichromate, sodium arsenite, cobalt chloride and lead nitrate in diploid yeast. *Mutat. Res.* 155:117120. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006]
- Kharab, P., Singh, I. 1987. Induction of respiratory deficiency in yeast by salts of chromium, arsenic, cobalt and lead. *Indian J. exp. Biol.* 25:141142. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006]
- 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.
- Kimura, Y., Honda, Y. 1977. Uptake and elimination of some radionuclides by eggs and fry of rainbow trout (I). *J. Radiat. Res.* 18:170181.
- Kitahara, J., Yamanaka, K., Kato, K., Lee, Y.-W., Klein, C.B., Costa, M. 1996. Mutagenicity of cobalt and reactive oxygen producers. *Mutat. Res.* 370:133140. [cité dans CIRC, 2006]
- Kopera, E., Schwerdtle, T., Hartwig, A., Bal, W. 2004. Co(II) and Cd(II) Substitute for Zn(II) in the Zinc Finger Derived from the DNA Repair Protein XPA, Demonstrating a Variety of Potential Mechanisms of Toxicity. *Chem. Res. Toxicol.* 17:14521458.
- 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. *Biological Trace Element Research* 76:97112.
- Krasovskii, G.N., Fridlyand, S.A. 1971. Experimental data for the validation of the maximum permissible concentration of cobalt in water bodies. *Hyg. Sanit.* 26:277279.
- Kriss JP, Carnes WH, Ross RT. 1955. Hypothyroidism and thyroid hypoplasia in patients treated with cobalt.

JAMA 157(2):117-121.

Kurk, D.N., Choppin, G.R. 2000. Determination of Co(II) and Ni(II)-humate stability constants at high ionic strength NaCl solutions. *Radiochim. Acta* 88:583-586.

Kyono, H., Kusaka, Y., Homma, K., Kubota, H., Endo-Ichikawa, Y. 1992. Reversible lung lesions in rats due to short-term exposure to ultrafine cobalt particles. *Ind. Health* 30:103-118.

Lee, J., Joansson, J.L. 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, B.M. 1994. Cobalt oxidation by the marine manganese (II) oxidizing *Bacillus* sp. Strain SG-1. *Applied and Environmental Microbiology* 60(8):2949-2957

Leitão, A.C., Soares, R.A., Cardoso, J.S., Guillobel, H.C., Caldas, L.R. 1993. Inhibition and induction of SOS response in *Escherichia coli* by cobaltous chloride. *Mutat. Res.* 286:173180. [cité dans CIRC, 2006].

Leonard, S., Gannett, P.M., Rojanasakul, Y., Schwegler-Berry, D., Castranova, V., Vallyathan, V., Shi, X. 2006. Cobalt mediated generation of reactive oxygen species and its possible mechanism. *Journal of Inorganic Biochemistry* 70:239244.

Lewis, C.P.L., Demedts, M., Nemery, B. 1991. Indices of oxidative stress in hamster lung following exposure to cobalt(II) ions: In vivo and in vitro studies. *American Journal of Respiratory Cell and Molecular Biology* 5:163-169. [cité dans PISSC, 2006]

Li, H.F., Gray, C., Mico, C., Zhao, F.J., McGrath, S.P. 2009. Phytotoxicity and bioavailability of cobalt to plants in a range of soils. *Chemosphere* 75:979986.

Lide, D.R. (éditeur). 20072008. CRC Handbook of Chemistry and Physics. 88^e éd. Boca Raton (FL) CRC Press Inc. 2640 p.

Lindegren, C.C., Nagai, S., Nagai, H. 1958. Induction of respiratory deficiency in yeast by manganese, copper, cobalt and nickel. *Nature.* 182:446448. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006].

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.

Lithner, G., Holm, K., Borg, H. 1995. Bioconcentration factors for metals in humic waters at different pH in the Rönnskär area (N. Sweden). *Water Air Soil Pollut.* 85:785-790.

Lloyd, D.R., Phillips, D.H., Carmichael, P.L. 1997. Generation of putative intrastrand cross-links and strand breaks in DNA by transition metal ion-mediated oxygen radical attack. *Chemical Research in Toxicology* 10:393400. [cité dans PISSC, 2006].

Lock, K., De Schamphelaere, K.A.C., Becaus, S., Criel, P., Van Eeckhout, H., Janssen, C.R. 2006. Development and validation of an acute biotic ligand model (BLM) predicting cobalt toxicity in soil to the potworm *Enchytraeus albidus*. *Soil Biol. Biochem.* 38:1924-1932.

Lock, K., De Schamphelaere, K.A.C., Becaus, S., Criel, P., Van Eeckhout, H., Janssen, C.R. 2007. Development and validation of a terrestrial biotic ligand model predicting the effect of cobalt on root growth of barley (*Hordeum vulgare*). *Environ. Pollut.* 147:626-633.

Lofts, S., Tipping, E. 2000. Solid-solution metal partitioning in the Humber Rivers: application of WHAM and SCAMP. *Science of the Total Environment* 251/252:381-399.

Lofts, S., Tipping, E. 2000. Solid-solution metal partitioning in the Humber Rivers: application of WHAM and SCAMP. *Science of the Total Environment* 251/252:381-399.

London. 2006. City of London 2005 Annual Drinking Water Compliance Report [en ligne]. London (Ont.) : City of London Distribution System. Accès : <http://www.london.ca/Water/PDFs/WaterWorks2005.pdf>

London. 2009. City of London 2008 Annual Drinking Water Compliance Report [en ligne]. London (Ont.) : City of London Distribution System. Accès :

http://www.london.ca/Water/PDFs/2008_Annual_Compliance_Report_Final.pdf

Loretz, *et al.* 2005. Exposure data for cosmetic products: lipstick, body lotion, and face cream. *Food and Chemical Toxicology* 43:279-291.

Macfie, S.M., Tarmohamed, Y., Welbourn, P.M. 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 Environmental Contamination and Toxicology* 27:454-458.

MacLean, R.S., Borgmann, U., Dixon, D.G. 1996. Bioaccumulation kinetics and toxicity of lead in *Hyaella azteca* (Crustacea, Amphipoda). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53:2212-2220.

Maeda, S., Fukuyama, H., Yokohama, E., Kuroiwa, T., Ohki, A., Naka, K. 1997. Bioaccumulation of antimony by *Chlorella vulgaris* and the association mode of antimony in the cell. *Appl. Organometal Chem.* 11:393-396.

Malinowska, E., Szefer, P., Falandysz, J. 2004. Metals bioaccumulation by bay bolete, *Xerocomus badius*, from selected sites in Poland. *Food Chem.* 84:405-416.

Markert, B. 1994. The biological system of the elements (BSE) for terrestrial plants (Glycophytes). *Sci. Total Environ.* 155:221-228.

Marks, J.G., *et al.* North American Contact Dermatitis Group. 2003. North American Contact Dermatitis Group patch-test results, 1998 to 2000. *Am. J. Contact Derm.* 14:59-62.

Mateuca, R., Aka, P.V., De Boeck, M., Hauspie, R., Kirsch-Volders, M., Lison, D. 2005. Influence of *hOGG1*, *XRCC1* and *XRCC3* genotypes on biomarkers of genotoxicity in workers exposed to cobalt or hard metal dusts. *Toxicology Lett.* 156:277-288.

Mathews, T., Fisher, N.S., Jeffree, R.A., Teyssié, J.L. 2008. Assimilation and retention of metals in teleost and elasmobranch fishes following dietary exposure. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 360:112.

McGeer, J.C., Brix, K.V., Skeaff, J.M., DeForest, D.K., Brigham, S.I., Adams, W.J., 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.

McLean, J.R., McWilliams, R.S., Kaplan, J.G., Birnboim, H.C. 1982. Rapid detection of DNA strand breaks in human peripheral blood cells and animal organs following treatment with physical and chemical agents. *In*: Bora, K.C., Douglas, G.R., Nestmann, E.R. (éditeurs) *Progress in Mutation Research*, Vol. 3. Amsterdam (Pays-Bas) : Elsevier Biomedical Press. p. 137-141. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006].

Mead, D.J., Cornforth, I.S. 1995. Proceedings of the Trees and Soil Workshop, Lincoln university 28 February-2 March 1994. Agronomy Society of New Zealand Special Publication No. 10. Canterbury (N.-Z.) : Lincoln University Press.

Mermut, A.R., Jain, J.C., Song, L., Kerrich, R., Kozak, L., Jana, S. 1996. Trace element concentrations of selected soils and fertilizers in Saskatchewan, Canada. *Journal of Environmental Quality* 25:845-853.

Mesjasz-Przybyłowicz, J., Przybyłowicz, W., Ostachowicz, B., Augustyniak, M., Nakonieczny, M., Migula, P. 2002. Trace elements in the chrysomelid beetle (*Chrysolina pardalina*) and its Ni-hyperaccumulating host-plant (*Berkheya coddii*). *Fresenius Environ. Bull.* 11(2):7884.

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 sediment exposures. *Mar. Biol.* 156:2063-2075.

Mielke, H.W., Reagan, P.L. 1998. Soil is an important pathway of human lead exposure. *Environmental Health Perspectives* 106(s1):217-229.

Miller, A.C., Mog, S., McKinney, L., Luo, L., Allen, J., Xu, J., Page, N. 2001. Neoplastic transformation of human osteoblast cells to the tumorigenic phenotype by heavy metal-tungsten alloy particles: Induction of genotoxic effects. *Carcinogenesis* 22:1151-1125. [cité dans CIRC, 2006].

Miyaki, M., Akamatsu, N., Ono, T., Koyama, H. 1979. Mutagenicity of metal cations in cultured cells from Chinese hamster. *Mutat. Res.* 68:259-263. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006].

- Mochizuki, H., Kada, T. 1982. Antimutagenic action of cobaltous chloride on Trp-P-1-induced mutations in *Salmonella typhimurium* TA98 and TA1538. *Mutat. Res.* 95:145157. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006]
- Mohiuddin, S.M., Taskar, P.K., Rheault, M., Roy, P.-E., Chenard, J., Morin, Y. 1970. Experimental cobalt cardiomyopathy. *Am. Heart J.* 80(4):532543. [cité dans ATSDR, 2004]
- Mollenhauer, H.H., Corrier, D.E., Clark, D.E., Hare, M.F., Elissalde, M.H. 1985. Effects of dietary cobalt on testicular structure. *Virchows Arch. B* 49:241248.
- Montreal. 2000. Qualité de l'eau potable produite par la Ville de Montréal. Montréal (Qc) : la ville de Montréal.
- Montreal. 2004. Qualité de l'eau potable produite par les usines Atwater et Charles-J.-des-Baillets. Montréal (Qc) : la Ville de Montréal.
- Montreal. 2005. Qualité de l'eau potable produite par les usines Atwater et Charles-J.-des-Baillets. Montréal (Qc) : la Ville de Montréal. Accès : http://www2.ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/page/eau_potable_fr/media/documents/rapport_annuel_2005.pdf
- Montreal. 2006. Qualité de l'eau potable produite par les usines Atwater et Charles-J.-des-Baillets. Montréal (Qc) : la Ville de Montréal. Accès : http://www2.ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/page/eau_potable_fr/media/documents/rapport_annuel_2006.pdf
- Moorhouse, C.P., Halliwell, B., Grootveld, M., Gutteridge, J.M. 1985. Cobalt(II) ion as a promoter of hydroxyl radical and possible "crypto-hydroxyl" radical formation under physiological conditions. Differential effects of hydroxyl radical scavengers. *Biochimica et Biophysica Acta* 843(3):261268. [cité dans PISSC, 2006]
- Morin, Y., Daniel, P. 1967. Quebec beer-drinkers' cardiomyopathy: etiological considerations. *Can. Med. Assoc. J.* 97:926928. [cité dans PISSC, 2006]
- Morin, Y., Tetu, A., Mercier, G. 1971. Cobalt cardiomyopathy: Clinical Aspects. *Br. Heart J.* 33:175178. [cité dans PISSC, 2006]
- Morvai, V., Szakmary, E., Tatrai, E., Ungvary, G., Folly, G. 1993. The effects of simultaneous alcohol and cobalt chloride administration on the cardiovascular system of rats. *Acta Physiol. Hung.* 81(3):253261. [cité dans PISSC, 2006; ATSDR, 2004]
- Murdock, H.R. 1959. Studies on the pharmacology of cobalt chloride. *Journal of the American Pharmaceutical Association* 48:140142.
- Nagpal, N.K. 2004. Technical report - Water quality guidelines for cobalt. Water Protection Section, Water, Air and Climate Change Branch, Ministry of Water, Land and Air Protection. 61 p.
- Nakahara, M., Cross, F.A. 1978. Transfer of cobalt-60 from phytoplankton to the clam *Mercenaria mercenaria*. *Mipopn Suisan Gakkaishi* 44(5):419-425.
- Nation, J.R., Bourgeois, A.E., Clark, D.E., Hare, M.F. 1983. The effects of chronic cobalt exposure on behaviour 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. Rapport final, disponible sur demande.
- Nazareth, H.R.S. 1976. Efeito do cloreto de cobalto em não-disjunção. *Cie. Cult.* 28:1472-1475 [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006].
- [NCI] National Chemical Inventories [base de données sur CD-ROM]. 2007. Issue 1. Columbus (OH) : American Chemical Society. Accès : <http://www.cas.org/products/cd/nci/index.html> [consultée le 11 janvier 2010]
- 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.* 145:610616.
- Nfon, E., Cousins, I.T., Jarvinen, O., Mukherjee, A.B., Verta, M., Broman, D. 2009. Trophodynamics of mercury and other trace elements in a pelagic food chain from the Baltic Sea. *Sci. Total Environ.* 407:62676274.

- Nguyen, H.L., Leermakers, M., Elskens, M., De Ridders, F., Hoa Doan, T., Baeyens, W. 2005. Correlations, partitioning and bioaccumulation of heavy metals between different compartments of Lake Balaton. *Science of the Total Environment* 341:211226.
- Nguyen, H.L., Leermakers, M., Elskens, M., DeRidder, F., Doan, T.H., Baeyens, W. 2005. Correlations, partitioning and bioaccumulation of heavy metals between different compartments of Lake Balaton. *Sci. Total Environ.* 341:211226.
- Nielsen, N.H., Kristiansen, J., Borg, L., Christensen, J.M., Poulsen, L.K., 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):212215. [cité dans PISSC, 2006].
- Nishikawa, K., Tominaga, N. 2001. Isolation, growth, ultrastructure, and metal tolerance of the green alga, *Chlamydomonas acidophila* (Chlorophyta). *Bioscience, Biotechnology, Biochemistry* 65(12):26502656.
- Nishioka, H. 1975. Mutagenic activities of metal compounds in bacteria. *Mutat. Res.* 31:185189. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006].
- Norwood, W.P., Borgmann, U., Dixon, D.G. 2006. Saturation models of arsenic, cobalt, chromium and manganese bioaccumulation by *Hyalella azteca*. *Environ. Pollut.* 143:519528.
- Norwood, W.P., Borgmann, U., Dixon, D.G. 2007. Chronic toxicity of arsenic, cobalt, chromium and manganese to *Hyalella azteca* in relation to exposure and bioaccumulation. *Environ. Poll.* 147:262-272.
- Nriagu, J.O. 1989. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature* **338**:4749.
- [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 CIRC, 2006; PISSC, 2006].
- [NTP] National Toxicology Program. 1998. Toxicology and carcinogenesis studies of cobalt sulfate heptahydrate (CAS No. 10026-24-1) in F344/N rats and B6C3F1 mice (inhalation studies). (NTP Technical Report 471). Research Triangle Park (NC). p. 1-268 et p. 233-239.
- [NTP] National Toxicology Program. 2002. Report on Carcinogens Background Document for Cobalt Sulfate. Research Triangle Park (NC) : U.S. Department of Health and Human Services. Accès : <http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/newhomeroc/roc11/CoSO4Pub.pdf>
- [NTP] National Toxicology Program. 2005a. Micronucleus test in mice Study ID A57655. Accès : <http://ntp-server.niehs.nih.gov/>
- NTP [National Toxicology Program]. 2005b. 11th Report on carcinogens. Substance Profile: Cobalt Sulfate CAS No. 10124-43-3.
- Nucho, R., Rambaud, A., Foulquier, L., Baudin, J.P. 1988. Bioaccumulation du ⁶⁰Co par une algue planctonique, *Scenedesmus obliquus*. Influence du stade de développement de la culture sur la fixation du radionucléide. *Acta Oecologica Oecologia Applicata* 9(2):111125.
- [OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 1993. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques. Essai n° 305A. Bioaccumulation: sequential static fish test. Paris (France) : OCDE. 13 p.
- [OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 1996. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques. Essai n° 305E. Bioaccumulation: flow-through fish test. Paris (France) : OCDE. 23 p
- [OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2001. Guidance Document on Transformation/Dissolution of Metals and Metal Compounds in Aqueous Media. Method 29. Paris (FR) : OCDE.
- [OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2004. Draft emission scenario on textile manufacturing wool mills [en ligne]. Paris (FR) : OCDE, Direction de l'environnement. Report No.: ENV/JM/EEA(2004)8/1/REV, JT00175156. [consulté le 25 mars 2010]. Accès : <http://www.oecd.org/dataoecd/2/47/34003719.pdf>

- Ogawa, H.I., Ohyama, Y., Ohsumi, Y., Kakimoto, K., Kato, Y., Shirai, Y., Nunoshiabaand, T., Yamamoto, K. 1999. Cobaltous chloride-induced mutagenesis in the supF tRNA gene of *Escherichia coli*. *Mutagenesis* 14(2):249-253. [cité dans CIRC, 2006].
- Ogawa, H.I., Sakata, K., Inouye, T., Jyosui, S., Niyitani, Y., Kakimoto, K., Morishita, M., Tsuruta, S., Kato, Y. 1986. Combined mutagenicity of cobalt(II) salt and heteroaromatic compounds in *Salmonella typhimurium*. *Mutat. Res.* 172:97-104. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006].
- Ogawa, H.I., Shibahara, T., Iwata, H., Okada, T., Tsuruta, S., Kakimoto, K., Sakata, K., Kato, Y., Ryo, H., Itoh, T., Fujikawa, K. 1994. Genotoxic activities in vivo of cobaltous chloride and other metal chlorides as assayed in the drosophila wing spot test. *Mutat. Res.* 320:133-140. [cité dans CIRC, 2006].
- Olivero, S., Villani, P., Botta, A. 1995. Genotoxic effects of cobalt chloride, sulfate and nitrate on cultured human lymphocytes. *Med. Sci. Res.* 23:339-341. [cité dans PISSC, 2006].
- [OMS] Organisation mondiale de la santé. 1989. Minor and trace elements in breast milk. Genève (Suisse) : OMS/Agence internationale de l'énergie atomique. Accès : <http://whqlibdoc.who.int/publications/1989/9241561211.pdf>
- [OMS] Organisation mondiale de la santé. 1994. Biological Monitoring of Metals. Genève (Suisse) : OMS. Accès : http://whqlibdoc.who.int/hq/1994/WHO_EHG_94.2.pdf
- Ontario. Ministère de l'Environnement, Environmental Monitoring and Reporting Branch, Water Monitoring Section. 2004. Great Lakes reconnaissance survey; water and sediment quality monitoring survey, harbours and embayments, Lake Superior and the Spanish River. Accès : <http://www.ene.gov.on.ca/en/publications/water/index.php>
- Ontario. Ministère de l'environnement. 2002a. Soil Investigation and Human Health Risk Assessment for the Rodney Street Community, Port Colborne, Part B - Human Health Risk Assessment Main Document [en ligne]. Toronto (Ont.) : Ministère de l'environnement de l'Ontario. [consulté le 15 janvier 2010]. Accès : <http://www.ene.gov.on.ca/envision/land/portcolborne/4255e.htm>
- Ontario. Ministère de l'Environnement. 2002b. 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 [en ligne]. Toronto (Ont.) : Ministère de l'Environnement de l'Ontario. [consulté le 9 septembre 2009]. Accès : <http://www.ene.gov.on.ca/envision/land/portcolborne/4255e.htm>
- Ontario. Ministère de l'Environnement. 2002c. Soil Investigation and Human Health Risk Assessment for the Rodney Street Community, Port Colborne, Part B - Human Health Risk Assessment: Appendix 3 - Detailed Estimates of Daily Intakes of Metals [en ligne]. Toronto (Ont.) : Ministère de l'Environnement de l'Ontario. [consulté le 9 septembre 2009]. Accès : <http://www.ene.gov.on.ca/envision/land/portcolborne/4255e.htm>
- Ontario. Ministère de l'Environnement. 2009. Téléchargement de données (les bases de données de 2003–2007 du Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau ont été téléchargées). Accès : http://www.ene.gov.on.ca/en/publications/dataproducts/2Water/PWQMN_by_year/index4.php
- 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.
- Pagano, D.A., Zeiger, E. 1992. Conditions for detecting the mutagenicity of divalent metals in *Salmonella typhimurium*. *Environ. mol. Mutag.* 19:139-146. [cité dans CIRC, 2006].
- Painter, R.B., Howard, R. 1982. The hela DNA-synthesis inhibition test as a rapid screen for mutagenic carcinogens. *Mutat. Res.* 92:427-437.
- Palit, S., Ghosh, A.K., Sharma, A., Talukder, G. 1991a. Modification of the clastogenic effects of cobalt by calcium in bone marrow cells of mice in vivo. *Cytologia* 56:373-377. [cité dans PISSC, 2006].
- Palit, S., Sharma, A., Talukder, G. 1991b. Chromosomal aberrations induced by cobaltous chloride in mice in vivo. *Biol. Trace Elem. Res.* 29:139-145. [cité dans PISSC, 2006].

- Palit, S., Sharma, A., Talukder, G. 1991c. Cytotoxic effects of cobalt chloride on mouse bone marrow cells in vivo. *Cytobios* 65:8589. [cité dans PISSC, 2006]
- Palit, S., Sharma, A., Talukder, G. 1991d. Protection by chlorophyllin against induction of chromosomal aberrations by cobalt in bone marrow cells of mice in vivo. *Fitoterapia* 62:(5)425428. [cité dans PISSC, 2006].
- Pandey, A.K., Pandey, S.D., Misra, V. 2000. Stability constants of metal-humic acid complexes and its role in environmental detoxification. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 47:195200.
- Papadopoulou, C., Kaniyas, G.D. 1977. Tunicate species as marine pollution indicators. *Mar. Pollut. Bull.* 8(1):229231.
- Paquin, P.R., et al. 2002. The biotic ligand model: a historical overview. *Comp. Biochem. Physiol. Part C* 133:3-35.
- Paternain, J.L., Domingo, J.L., Corbella, J. 1988. Developmental toxicity of cobalt in the rat. *J. Toxicol. Environ. Health* 24:193200.
- Paton, G.R., Allison, A.C. 1972 Chromosome damage in human cell cultures induced by metal salts. *Mutat. Res.* 16:332-336. [cité dans CIRC, 1991].
- Pavageau, M.-P., Morin, A., Seby, F., Guimon, C., Krupp, E., Pécheyran, C., Poulleau, J., Donard, A.F.O. 2004. Partitioning of metal species during an enriched fuel combustion experiment, speciation in the gaseous and particulate phases. *Environmental Science & Technology* 38(7):22522263.
- Pedigo, N.G., George, W.J., Anderson, M.B. 1988. Effects of acute and chronic exposure to cobalt in male reproduction in mice. *Reprod. Toxicol.* 2:4553.
- Pedigo, N.G., Vernon, M.W. 1993. Embryonic losses after 10-week administration of cobalt to male mice. *Reprod. Toxicol.* 7:111116.
- Pehrsson, S.K., Hatori, N., Clyne, N., Koch, J., Lins, L.-E., Ryden, L. 1991. The effect of chronic cobalt exposure on cardiac function in rats. *Trace Elem. Med.* 8(4):195198. [cité dans ATSDR, 2004]
- Pennington, J.A.T., Church, H.N. 1985. Food Values of Portions Commonly Used. 14th edition. New York (NY) : Harper and Row.
- Percival, J.B., Dumaresq, C.G., Kwong, Y.T.J., Hendry, K.B., Michel, F.A. 1996. Arsenic in surface waters, Cobalt, Ontario. *Current Research* (publié par la Commission géologique du Canada) 137146.
- Perdue, E.M., Ritchie, J.D. 2003. Dissolved organic matter in freshwaters. In: Drever, J.I. (éd.) Surface and ground water, weathering, and soils. Amsterdam (Pays-Bas) : Elsevier. p. 273-318.
- Periera, R., Marques, C.R., Silva Ferreira, M.J., Neves, M.F.J.V., Caetano, A.L., Antunes, S.C., Mendo, S., Gonçalves, F. 2009. Phytotoxicity and genotoxicity of soils from an abandoned uranium mine area. *Appl. Soil Ecol.* 42:209220.
- Perry, R.H., Green, D. 1984. Perry's Chemical Engineers' Handbook. Sixth Edition. McGraw-Hill Publishing Company. ISBN 0-07-049479-7. p. 2336.
- 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):440449.
- [PISSC] Programme international sur la sécurité des substances chimiques. 2006. Cobalt and inorganic cobalt compounds. Genève (Suisse) : Organisation mondiale de la santé. (Résumé succinct international sur l'évaluation des risques chimiques n° 69). Financé conjointement par le Programme des Nations Unies pour l'environnement, l'Organisation internationale du travail et l'Organisation mondiale de la santé, dans le cadre du Programme interorganisations pour la gestion rationnelle des produits chimiques. Accès : <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad69.htm>
- Ponti, J., Sabbioni, E., Munaro, B., Broggi, F., Marmorato, P., Franchini, F., Colognato, R., Rossi, F. 2009. Genotoxicity and morphological transformation induced by cobalt nanoparticles and cobalt chloride: an *in vitro* study in Balb/3T3 mouse fibroblasts. *Mutagenesis* 24:439445.

Prado, A.G.S., Airoidi, C. 2003. Humic acid-divalent cation interactions. *Thermochim. Acta* 405:287292.

Pratt, M.D., Belsito, D.V., DeLeo, V.A., Fowler, Jr J.F., Fransway, A.F., Maibach, H.I., Marks, J.G., Mathias, C.G., Rietschel, R.L., Sasseville, D., *et al.* 2004. North American contact dermatitis group patch-test results, 2001-2002 study period. *Dermatitis* 15:176183.

Prazmo, W., Balbin, E., Baranowska, H., Ejchart, A., Putrament, A. 1975 Manganese mutagenesis in yeast. II. Conditions of induction and characteristics of mitochondrial respiratory deficient *Saccharomyces cerevisiae* mutants induced with manganese and cobalt. *Genet. Res. Camb.* 26:2129 [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006]

Proctor, P.D., Sinha, B. Cobalt-nickel-cadmium mobilization, transportation, and fixation in surface waters, stream sediments and selected aquatic life in Fredericktown Co-Ni metallogenic province, Southeast Missouri. *In*: Hemphill, D.D. (éd.) Trace substances in environmental health XII. Proceedings of the university of Missouri's 12th annual conference on trace substances in environmental health. Columbia, Missouri. June 6-8, 1978. University of Missouri, Columbia, Missouri, 1979. p 119-128.

Putrament, A., Baranowska, H., Ejchart, A., Jachymczyk, W. 1977 Manganese mutagenesis in yeast. VI. Mn²⁺ uptake, mitDNA replication and ER induction: Comparison with other divalent cations. *Mol. gen. Genet.*, 151:6976 [cité dans CIRC, 2006]

Qian, J., Xue, H.B., Sigg, L., Albrecht, A. 1998. Complexation of cobalt by natural ligands in freshwater. *Environ. Sci. Technol.* 32:20432050.

Queneau, P.E., Marcuson, S.W. 1996. Oxygen Pyrometallurgy at Copper Cliff--A Half Century of Progress. *JOM - The Minerals, Metals & Material Society* 48 (1):1421.

RACA journal. 2010. Kitwe Mining Exhibition. Bedfordview (Afrique du Sud) : Intereact Media Defined. Accès : http://www.refrigerationandaircon.co.za/index.php?option=com_content&view=section&layout=blog&id=37&Itemid=150

Rasmussen, P.E., Subramanian, K.S., Jessiman, B.J. 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* 267:125140.

Reagan, E.L. 1992. Acute oral LD₅₀ study in rats with cobalt powder. *J. Am. Coll. Toxicol.* 11(6):686.

Recherche de produits pharmaceutiques [en ligne]. 2009. Ottawa (Ont.) : Santé Canada. [consultée en février 2010]. Accès : <http://webprod.hc-sc.gc.ca/dpd-bdpp/language-langage.do?url=t.search.recherche&lang=fra>

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

Ressources naturelles Canada. Commission géologique du Canada (Kliza, D., Telmer, K.) 2001. Phase I: Lake sediment studies in the vicinity of the Horne smelter in Rouyn-Noranda, Quebec, GSC-Openfile 2952.

Ressources naturelles Canada. Statistique Canada. 2003. Annuaire des minéraux du Canada, chapitre 38 : Nickel. [mis à jour le 12 jan. 2010, consulté le 10 fév. 2010]. Accès : <http://www.nrcan.gc.ca/mms-smm/busi-indu/cmy-amc/com-fra.htm>

Ressources naturelles Canada. Statistique Canada. 2003. Annuaire des minéraux du Canada, chapitre 38 : Nickel. [mis à jour le 12 jan. 2010, consulté le 10 fév. 2010]. Accès : <http://www.nrcan.gc.ca/mms-smm/busi-indu/cmy-amc/com-fra.htm>

Richardson, H.W. 2003. Cobalt compounds [en ligne]. Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology, version en ligne. Accès : <http://mrw.interscience.wiley.com/emrw/9780471238966/kirk/article/cobarich.a01/current/pdf> [réserve de consultation].

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. 2006. Cosmetics fact sheet: To assess the risks for the consumer [en ligne]. Bilthoven (Pays-Bas) : RIVM (Institut national néerlandais de la santé publique et de l'environnement). RIVM Report 320104001/2006. Accès : <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/320104001.pdf> [consulté en février 2010]

[RNSPA] Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique. 2003-2008. Données RNSPA en prépublication et sur fichier Excel. Environnement Canada. Données sur le contrôle de la qualité de l'air.

Roditi, H.A., Fisher, N.S., Sañudo-Wilhelmy, S.A. 2000. Uptake of dissolved organic carbon and trace elements by zebra mussels. *Nature* 407:78-80.

Rodriguez, P., Dell'amico, J., Morales, D., Sá nchez Blanco, M.J., Alarcón, J.J. Effects of salinity on growth, shoot water relations and root hydraulic conductivity in tomato plants. 1997. *J. Agric. Sci.* 128:439444.

Rondeau, B., Cossa, D., Gagnon, P., Pham, T.T., Surette, C. 2005. Hydrological and biogeochemical dynamics of the minor and trace elements in the St. Lawrence River. *Applied Geochemistry* 20(7):13911408.

Rossman, R., Barres, J. 1988. Trace element concentrations in near-surface waters of the Great Lakes and methods of collection, storage and analysis. *J. Great Lakes Res.* 14(2):188204.

Rossman, T.G., Molina, M., Meyer, L.W. 1984. The genetic toxicology of metal compounds: I. Induction of ? prophage in *E. coli* WP2s(?). *Environ. Mutag.* 6:5969. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006]

Santé Canada. 1998. Exposure factors for assessing total daily intake of priority substances by the general population of Canada. Rapport inédit. Ottawa (Ont.) : Santé Canada, Direction de l'hygiène du milieu.

Santé Canada. 2007. Monographie des suppléments de multivitamines/minéraux [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Santé Canada. Accès : http://www.hc-sc.gc.ca/dhp-mps/alt_formats/hpfb-dgpsa/pdf/prodnatur/multivit_min_mono-fra.pdf

Santé Canada. 2008. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable. Accès : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/sum_guide-res_recom/summary-sommaire-fra.pdf

Santé Canada. 2009a. Liste critique des ingrédients dont l'utilisation est restreinte ou interdite dans les cosmétiques [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Santé Canada. Accès : <http://www.hc-sc.gc.ca/cps-spc/person/cosmet/info-ind-prof/hot-list-critique/hotlist-liste-fra.php> [consultée en février 2010]

Santé Canada. 2009b. Étude canadienne sur l'alimentation totale [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Santé Canada. Accès : <http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/surveill/total-diet/index-fra.php> [consulté en février 2010]

Santschi, P.H. 1984. Particle flux and trace metal residence time in natural waters. *Limnol. Oceanogr.* 29:11001108.

Schladot, J.D., Backhaus, F., Ostapczuk, P., Emons, H. 1997. Eel-pout (*Zoarces viviparus* L.) as a marine bioindicator. *Chemosphere* 34(9-10):21332142.

Schlekat, C.E., *et al.* 2007. Bioaccumulation; hazard identification of metals and inorganic metal substances. In: Adams, W.J., Chapman, P.M. (éditeurs) Assessing the hazard of metals and inorganic metal substances in aquatic and terrestrial systems. Pensacola (FL) : SETAC Publications, CRC Press. Chap 4:55–87.

[SDC] Système de déclaration des cosmétiques [base de données exclusive]. 2010. Disponible auprès de Santé Canada, Division des cosmétiques.

[SSD Master] Determination of Hazardous Concentrations with Species Sensitivity Distributions [modèle informatique]. 2008. Version 2. Ottawa (Ont.) : Intrinsikscience.

Sheppard, M.I., Sheppard, S.C., Grant, C.A. 2007. Solid/liquid partition coefficients to model trace element critical loads for agricultural soils in Canada. *Canadian Journal of Soil Science* 87(2):189201.

Sheppard, M.I., Sheppard, S.C., Grant, C.A. 2007. Solid/liquid partition coefficients to model trace element critical loads for agricultural soils in Canada. *Canadian Journal of Soil Science* 87(2):189-201.

Shi, X., Dala, N.S., Kasprzak, K.S. 1993. Generation of free radicals from model lipid hydroperoxides and H₂O₂ by Co(II) in the presence of cysteinyl and histidyl chelators. *Chemical Research in Toxicology* 6:277283.

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):2937.

Shirakawa, T., Kusaka, Y., Fujimura, N., Goto, S., Morimoto, K. 1988. The existence of specific antibodies to cobalt in hard metal asthma. *Clinical Allergy* 18:451460.

Shrivastava, V.K., David, C.V., Khare, N., *et al.* 1996. Cobalt chloride induced histopathological changes in

thyroid gland of female mice, *Mus musculus* (P.). *Pollut. Res.* 15(3):307309. [cité dans ATSDR, 2004].

Shuman, M.S., Smock, L.A., Haynie, C.L. 1977. Metals in the water, sediment and biota of the Haw and New Hope Rivers, North Carolina. Chapel Hill (NC) : Department of Environmental Sciences and Engineering, School of Public Health, University of North Carolina. Project No. A-070-NC.

Sibly, R.M. 1981. Strategies of digestion and defecation. *In*: Townsend, C.R., Colon, P., (éd.) *Physiological Ecology*. Blackwell Publishing.

Singh I. 1983. Induction of reverse mutation and mitotic gene conversion by some metal compounds in *Saccharomyces cerevisiae*. *Mutat. Res.* 117:149-152. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006].

Singh, P.P., Junnarkar, A.Y. 1991. Behavioral and toxic profile of some essential trace metal salts in mice and rats. *Indian J. Pharmacol.* 23:153159.

Skeaff, J.M., Hardy, D.J., King, P. 2008. A new approach to the hazard classification of alloys based on transformation/dissolution. *Integr. Environ. Assess. Manage.* 4(1):7593.

Smith, I.C., Carson, B.L. 1981. Trace metals in the environment. Volume 6: Cobalt. Ann Arbor (MI) : Ann Arbor Publishers. 1202p.

Smith, I.C., Carson, B.L. 1981. Trace metals in the environment. Ann Arbor (MI) : Ann Arbor Publishers. Volume 6: Cobalt. 1202 p.

Smith, R.M., Martell, A.E. 2004. Critical constants for metal complexes [base de données sur CD-ROM]. NIST Standard Reference database 46 Version 8. Gaithersburgh (MD) : U.S. Department of Commerce, National Institute of Standards and Technology. [mise à jour en 2004]. Accès : <http://www.nist.gov/srd/nist46.htm>

Smolders, E., McGrath, S., Fairbrother, A., Hale, B.A., Lombi, E., McLaughlin, M., Rutgers, M., Van der Vliet, L. 2007. *In*: Adams, W.J., Chapman, P.M. (éditeurs) 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, C.R., McGrath, S.P., McLaughlin, M.J. 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.

Snyder, R.D., Davis, G.F., Lachmann, P.J. 1989. Inhibition by metals of X-ray and ultraviolet induced DNA repair in human cells. *Biol. trace Elem. Res.* 21:389398. [cité dans CIRC, 2006].

Speijers, G.J.A., Krajnc, E.I., Berkvens, J.M., van Logten, M.J. 1982. Acute oral toxicity of inorganic cobalt compounds in rats. *Food Chem. Toxicol.* 20:311-314.

Stanley, A.J., Hopps, H.C., Shideler, A.M. 1947. Cobalt polycythemia. II. Relative effects of oral and subcutaneous administration of cobaltous chloride. *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.* 66:19-20.

Statistique Canada. 2000. Enquête sur l'enregistrement sonore 2000. No au catalogue 87F0008XIF. Accès : <http://publications.gc.ca/control/publicHomePage?lang=English>

Statistique Canada. 2007. Bulletin de service : Enregistrement sonore et édition de musique 2007. N° 87F0008X au catalogue. Accès : http://dsp-psd.pwgsc.gc.ca/collection_2009/statcan/87F0008X/87f0008x2009001-fra.pdf

Statistique Canada. 2008. Extraction de minerais métalliques SCIAN 2122 pour 2006. N° 26-223-X au catalogue. Accès : <http://www.statcan.gc.ca/pub/26-223-x/26-223-x2006000-fra.pdf>

Stevenson, C.D. 1985. Analytical advances and changing perceptions of environmental heavy metals. *J. Royal. Soc. New Zealand* 15(4):355-362.

[STN] STN on the web. [base de données sur Internet]. 1984. Columbus (OH) : Chemical Abstracts Services. Accès : <https://stnweb.cas.org/> (réserve de consultation).

Stockdale, A., Davison, W., Zhang, H., Hamilton-Taylor, J. 2010. The association of cobalt with iron and manganese (oxyhydr)oxides in marine sediment. *Aquat. Geochem.* DOI 10.1007/s10498-010-9092-1.

Sullivan, J.F., Egan, J.D., George, R.P. 1969. A distinctive myocardopathy occurring in Omaha, Nebraska:

Clinical aspects. *Ann. NY Acad. Sci.* 156(1):526-543. [cité dans PISSC, 2006].

Suttle, N.F., Bell, J., Thornton, I., Agyriaki, A. 2003. Predicting the risk of cobalt deprivation in grazing livestock from soil composition data. *Environ. Geochem. Health* 25(1):33-39.

Suzuki, Y., Shimizu, H., Nagae, Y., Fukumoto, M., Okonogi, H., Kadokura, M. 1993. Micronucleus test and erythropoiesis: Effect of cobalt on the induction of micronuclei by mutagens. *Environ. Mol. Mutagen.* 22:101-106. [cité dans CIRC, 2006; PISSC, 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.

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.

Szefer, P. 1991. Interphase and trophic relationships of metals in a Southern Baltic ecosystem. *Sci. Total Environ.* 101:210215.

Szefer, P., Falandysz, J. 1983. Investigations of trace metals in Long-tailed duck (*Clangula hyemalis* L.) from the Gdansk Bay. *Sci. Tot. Environ.* 29:269276.

Szefer, P., Falandysz, J. 1985. Trace metals in muscle tissue of fish taken from the Southern Baltic. *Z. Lebensm. Unters. Forsch.* 181:217-220.

Szefer, P., Skwarzec, B., Koszteyn, J. 1985. The Occurrence of some Metals in Mesozooplankton Taken From the Southern Baltic. *Mar. Chem.* 17:237-253.

Szefer, P., Szefer, K. 1985. Occurrence of ten metals in *Mytilus edulis* L. and *Cardium glaucum* L. from the Gdansk Bay. *Mar. Pollut. Bull.* 16(11):446450.

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. Accès : <http://www.gsj.jp/GDB/openfile/files/no0419/openfile419e.pdf>

Taylor, A., Marks, V., Shabaan, A.A., *et al.* 1977. Cobalt induced lipaemia and erthropoiesis. *Dev. Toxicol. Environ. Sci.* 1:105-108. [cité dans ATSDR, 2004].

Tessier, A., Campbell, P.G.C., Bisson, M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.* 51(7):844-850.

Tewari, A., Joshi, H.V., Raghunathan, C., Sravan Kumar, V.G., Kotiwar, O.S. 2000. New record of *Mytilus viridis* Linn., its density, growth and accumulation of heavy metals on Saurashtra coast, Arabian Sea. *Current Sci.* 78(1):97-101.

Thibault, D.H., Sheppard, M.I., Smith, P.A. 1990. A Critical Compilation and Review of Default Soil Solid/Liquid Partition Coefficients, Kd, for use in Environmental Assessments: Report Number 10125. Pinawa (Man.) : Énergie atomique du Canada Limitée

Thibault, D.H., Sheppard, M.I., Smith, P.A. 1990. A Critical Compilation and Review of Default Soil Solid/Liquid Partition Coefficients, Kd, for use in Environmental Assessments: Report Number 10125. Pinawa (Man.) : Énergie atomique du Canada Limitée

Tipping, E. 2002. Cation binding by humic substances. Cambridge (R.- U.) : Cambridge University Press. 434 p.

Tipping, E., Lofts, S., Lawlor, A.J. 1998. Modelling the chemical speciation of trace metals in the surface waters of the Humber system. *Sci. Total Environ.* 210/211:63-77.

Tong, S.S.C., Gutenmann, W.H., Lisk, D.J., Burdick, G.E., Harris, E.J. 1972. Trace metals on New York State fish. *New York Fish Game J.* 19(2):123-131.

Tong, S.S.C., Youngs, W.D., Gutenmann, W.H., Lisk, D.J. 1974. Trace metals in lake Cayuga lake trout (*Salevinus namaycush*) in relation to age. *J. Fish. Res. Board Can.* 31(2):238-239.

- Tso, W.-W., Fung, W.-P. 1981. Mutagenicity of metallic cations. *Toxicol. Lett.* 8:195-200. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006].
- [USEPA] US Environmental Protection Agency. 1998. Compilation of air pollutant emission factors, Volume 1: Stationary Point and Area Sources, Fifth Edition, AP 42 Supplement E.
- Uter, W., Hegewald J., Aberer W., Ayala F., Bircher A.J., Brasch J., Coenraads P.J., Schuttelaar M.L., Elsner P., Fartasch M., *et al.* 2005. The European standard series in 9 European countries, 2002/2003 - first results of the European Surveillance System on Contact Allergies. *Contact Dermatitis* 53:136145.
- Vaganov, P.A., Kulikov, V.D., Shtangeeva, I.V. 1978. Biogeochemical characteristics of Barents Sea algae (based on results of neutron-activation analysis). *Geokhimiya* 11:1740-1745.
- Van de Velde, K., Ferrari, C., Barbante, C., Moret, I., Bellomi, T., Hong, S., Boutron, C. 1999. A 200 year record of atmospheric cobalt, chromium, molybdenum and antimony in high altitude alpine firn and ice. *Environmental science and technology* 33(20):3495-3501.
- Van Goethem, F., Lison, D., Kirsch-Volders, M. 1997. Comparative evaluation of the in vitromicronucleus test and the alkaline single cell gel electrophoresis assay for the detection of DNA metallic cobalt particles 154 damaging agents: Genotoxic effects of cobalt powder, tungsten carbide and cobalt-tungstencarbide. *Mutation Research* 392:3143.
- Vancouver. 2009. Drinking Water Quality 2008 Annual Report. Vancouver (C.-B.) : City of Vancouver. Accès : http://vancouver.ca/engsvcs/watersewers/water/pdf/WQReport_2008.pdf
- Vangheluwe, M., Van Sprang, P., Verdonck, F., Heijerick, D., Versonnen, B., Vandenbroele, M., Van Hyfte, A. 2007. Metals Environmental Risk Assessment Guidance [en ligne]. Londres (Angleterre) : International Council of Mining and Metals [ICMM]. 32 p. Accès : <http://www.icmm.com/page/1185/metals-environmental-risk-assessment-guidance-merag>
- Victoria. 2009. 2008 Treated Water Quality below Japan Gulch Plant. Victoria (C.-B.) : CRD Water Servies. Accès : <http://www.crd.bc.ca/water/waterquality/documents/Table2.pdf>
- Ville du Grand Sudbury. 2001. City of Greater Sudbury's 2001 Lake Water Quality Initiative. Living with Lakes initiative. Accès : http://www.city.greatersudbury.on.ca/cms/index.cfm?app=div_lakewaterquality&currid=720&lang=fr
- Ville du Grand Sudbury. 2004. Lake Water Quality Program 2004 Annual Report. City of Lakes initiative. Accès : http://www.city.greatersudbury.on.ca/cms/index.cfm?app=div_lakewaterquality&currid=720&lang=fr.
- Voroshilin, S.I., Plotko, E.G., Fink, T.V., Nikiforova, V.J. 1978. Cytogenetic effect of inorganic compounds of tungsten, zinc, cadmium and cobalt on animal and human somatic cells. *Tsitol. Genet.* 12:241-243 (article en russe). [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006].
- Wang, W.-X., Guo, L. 2000. Bioavailability of colloid-bound Cd, Cr, and Zn to marine plankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 202:41-49.
- Wappelhorst, O., Kükn, I., Heidenreich, H., Markert B. 2002. Transfer of selected elements from food into human milk. *Nutrition* 18:316-322.
- Warshaw, E.M., Ahmed, R.L., Belsito, D.V., Deleo, V.A., Fowler, J.F., Jr., Maibach, H.I., Marks, J.G. Jr., Toby Mathias, C.G., Pratt, M.D., *et al.* 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.
- Watmough, S.A., Dillon, P.J., Epova, E.N. 2005. Metal partitioning and uptake in central Ontario forests. *Environmental Pollution* 134:493-502.
- Watmough, S.A., Dillon, P.J., Epova, E.N. 2005. Metal partitioning and uptake in central Ontario forests. *Environmental Pollution* 134:493-502.
- Wedrychowski, A., Schmidt, W.N., Hnilica, L.S. 1986 DNA-protein crosslinking by heavy metals in Novikoff hepatoma. *Arch. Biochem. Biophys.* 251:397402 [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006].
- Winnipeg. 2002. 2001 Drinking Water Quality Test Results. Winnipeg (Man.) : Winnipeg Water and Waste Department. Accès : http://www.winnipeg.ca/waterandwaste/pdfs/water/2001_water/winnipeg.pdf

Winnipeg. 2003. 2002 Drinking Water Quality Test Results. Winnipeg (Man.) : Winnipeg Water and Waste Department. Accès : http://www.winnipeg.ca/waterandwaste/pdfs/water/2002_water/winnipeg.pdf

Wong, P.K. 1988. Mutagenicity of heavy metals. *Bull. environ. Contam. Toxicol.* 40:597-603. [cité dans CIRC, 1991; CIRC, 2006].

Wren, C.D., Macrimmon, H.R., Loescher, B.R. 1983. Examination of bioaccumulation and biomagnification of metals in a Precambrian shield lake. *Water Air Soil Pollut.* 19:277-291.

Yasuda, H., Uchida, S., Murumatsu, Y., Yoshida, S. 1995. Sorption of manganese, cobalt, zinc, strontium and cesium onto agricultural soils: statistical analysis on effects of soil properties. *Water, air, and soil Pollution* 83:85-96.

Yesilada, E. 2001. Genotoxicity testing of some metals in the *Drosophila* wing somatic mutation and recombination test. *Bull. environ. Contam. Toxicol.* 66:464-469. [cité dans CIRC, 2006].

Yokoyama, A., Kada, T., Kuroda, Y. 1990. Antimutagenic action of cobaltous chloride on radiation-induced mutations in cultured Chinese hamster cells. *Mutat. Res.* 245:99-105. [cité dans CIRC, 2006].

Ysart, G., Miller, P., Crews, H., Robb, P., Baxter, M., De L'Argy, C., Lofthouse, S., Sargent, C., Harrison, N. 1999. Dietary exposure estimates of 30 elements from the UK Total Diet Study. *Food Additives and Contaminants* 19(9):391-403.

Zeiger, E., Anderson, B., Haworth, S., Lawlor, T., Mortelmans, K. 1992 Salmonella mutagenicity tests: V. Results from the testing of 311 chemicals. *Environ mol. Mutagen.* 19(Suppl. 21):2-141. [cité dans CIRC, 2006].

[Haut de page](#)

Annexe 1 : Détails de la modélisation avec WHAM VI et descriptions des types d'eau utilisés

La spéciation des métaux en phase dissoute a été déterminée à l'aide du modèle Windermere Humic Aqueous Model (WHAM Model 6.0.7 : Tipping, 2002).

- Les complexes métalliques dont la formation est la plus probable dans les types d'eau sélectionnés ont été déterminés à partir des diagrammes E_h -pH (Brookins, 1988).
- Les constantes thermodynamiques pour les interactions des ligands métalliques inorganiques ont été obtenues de la base de données de référence standard 46 du NIST (National Institute of Standards and Technology) (Smith et Martell, 2004).
- Au besoin, les constantes ont été corrigées pour une force ionique de 0 à l'aide de l'équation élargie de Dubye-Huckel, afin de produire une base de données thermodynamiques utilisables par le WHAM.
- Toutes les concentrations chimiques ont été converties en mol/L avant d'être saisies dans la feuille de calcul de WHAM.
- Pour convertir les concentrations de carbone organique dissous (COD) (mg C/L) en concentrations (mg/L) d'acides humiques (AH) et fulviques (AF), on a présumé que (i) le ratio de COD:MOD est de 2:1 (Buffle, 1988; MOD est l'acronyme désignant une matière organique dissoute) et que (ii) 60 % du COD est composé de substances humiques (p. ex. des acides humiques et fulviques) avec un ratio de 1 AH:3 AF (Perdue et Ritchie, 2003).
- Les concentrations de carbone inorganique dissous ou HCO_3^- ont été saisies dans la feuille de calcul en tant que concentrations de CO_3^{2-} .

Tableau A.1. Caractéristiques physico-chimiques de l'eau de surface utilisée pour modéliser la spéciation du cobalt en solution*

Plan d'eau/ emplacement	N (échantil- lons d'eau)	Carbone inorganique dissous	NO_3^{2-}	Cl^-	SO_4^{2-}	pH	Ca	Mg	Na	K
Lac Clear, Prairies en Alberta ^a	35	$4,63 \times 10^{-3}$	$1,51 \times 10^{-6}$	$7,79 \times 10^{-4}$	$2,92 \times 10^{-3}$	8,6	$1,23 \times 10^{-3}$	$1,51 \times 10^{-3}$	$7,52 \times 10^{-3}$	$6,14 \times 10^{-4}$

Lac Ontario ^b	17 à 85	$1,71 \times 10^{-3}$	--	$7,02 \times 10^{-4}$	$3,21 \times 10^{-4}$	8,2	$9,22 \times 10^{-4}$	$3,55 \times 10^{-4}$	$5,70 \times 10^{-4}$	$4,22 \times 10^{-5}$	
Rivière Allard, station 12	3	Rivières du bouclier précambrien (canadien), de l'Abitibi et de la baie James au Québec ^c									
		$5,28 \times 10^{-4}$	$5,27 \times 10^{-6}$	$2,77 \times 10^{-5}$	$5,99 \times 10^{-5}$	6,97	$2,33 \times 10^{-4}$	$1,36 \times 10^{-4}$	$1,04 \times 10^{-4}$	$4,14 \times 10^{-5}$	
Rivière Colombière, Station 1		$2,13 \times 10^{-4}$	$1,08 \times 10^{-7}$	$1,30 \times 10^{-5}$	$2,41 \times 10^{-5}$	6,36	$1,17 \times 10^{-4}$	$2,65 \times 10^{-5}$	$3,78 \times 10^{-5}$	$8,78 \times 10^{-6}$	
10 % lac Ontario ^d	17 à 85	$1,71 \times 10^{-4}$	--	$7,02 \times 10^{-5}$	$3,21 \times 10^{-5}$	7,30	$9,22 \times 10^{-5}$	$3,55 \times 10^{-5}$	$5,70 \times 10^{-5}$	$4,22 \times 10^{-6}$	

* Toutes les valeurs sont pour la phase dissoute.

^a Ministère de l'Environnement d'Alberta (2010). Données sur la qualité de l'eau de surface du lac Clear en Alberta : moyennes des concentrations chimiques mesurées de 2001 à 2006 (N = 35). Les concentrations inférieures aux seuils de détection (SD) équivalaient à la moitié de ces seuils. Une concentration de PO_4^{3-} de $6,34 \mu\text{mol/L}$ a également été prise en compte pour la modélisation avec ce type d'eau.

^b Borgmann *et al.* (2005) et Rossman et Barres (1988). Les concentrations de Al, Fe, Mn et Co ont été obtenues de cette dernière étude.

^c Couillard *et al.* (2008). Seules les stations ne subissant pas de perturbations ont été prises en compte. Échantillons d'eau filtrée (diamètre de pore de $0,45 \mu\text{m}$). Échantillons prélevés en juin 2003.

^d Borgmann *et al.* (2005). Les concentrations des éléments représentaient à peu près un dixième des concentrations présentes dans le tout le lac Ontario. La spéciation chimique du cobalt a été déterminée à la CL_{50} après 7 jours pour l'amphipode d'eau douce *Hyalella azteca*.

(Suite du tableau précédent)

Plan d'eau/ emplacement	Al	Fe	Mn	COD (mg C/L)	Co
	Moyennes en mol/L				
Lac Clear	$2,21 \times 10^{-6}$	$1,13 \times 10^{-6}$	$1,30 \times 10^{-7}$	13,6	$6,15 \times 10^{-9}$
Lac Ontario	$5,46 \times 10^{-7}$	$4,81 \times 10^{-7}$	$3,08 \times 10^{-8}$	1,91	$6,86 \times 10^{-10}$
Rivière Allard, station 12	Rivières du bouclier précambrien (canadien), de l'Abitibi et de la baie James au Québec				
	$7,23 \times 10^{-6}$	$3,93 \times 10^{-6}$	$2,68 \times 10^{-7}$	18,2	$1,53 \times 10^{-9}$
Rivière Colombière, Station 1	$4,91 \times 10^{-6}$	$4,79 \times 10^{-6}$	$3,98 \times 10^{-7}$	14,3	$8,32 \times 10^{-10}$
10 % lac Ontario	$5,46 \times 10^{-8}$	$4,81 \times 10^{-8}$	$3,08 \times 10^{-9}$	1,0	$2,73 \times 10^{-7}$

[Haut de page](#)

Annexe 2 : Critères et considérations de détermination de la qualité des valeurs des FBC et des FBA et autres rapports de bioaccumulation pour les métaux et les éléments

Les critères et les considérations suivants ont été utilisés pour déterminer la fiabilité des études sur les facteurs de bioconcentration (FBC) et de bioaccumulation (FBA) servant dans cette évaluation préalable.

1. Aucune preuve n'est fournie quant à l'effet que l'état stable (ES) est atteint entre les concentrations chimiques de l'organisme d'essai et celles des milieux environnants (les FBC et les FBA doivent être obtenus à l'état stable). Les méthodes de calcul peuvent être basées sur les constantes du taux cinétique ou sur les concentrations obtenues à l'état stable.
2. Les FBA mesurés selon les expositions sur le terrain définies en temps (p. ex. pour la transplantation des organismes) sont préférables aux FBC dérivés en laboratoire, car ils fournissent des renseignements sur le comportement de bioaccumulation réel de l'élément dans l'environnement et qu'ils comprennent une mesure de bioaccumulation tenant compte de toutes les voies d'absorption et d'élimination chimique.
3. Les rapports d'échantillonnage en environnements naturels offrent des avantages semblables au point précédent, mais l'état stable doit être jugé selon le cas.
4. Les concentrations de métaux dans l'organisme d'essai et dans l'eau sont mesurées simultanément.

5. Les concentrations de métaux dans l'eau sont inférieures afin de (1) minimiser les baisses des FBC/FBA avec les augmentations des niveaux d'exposition, (2) d'être situées bien en deçà des niveaux causant la toxicité chronique (p. ex. OCDE, 1993, 1996) et de (3) maintenir les concentrations dans l'eau et les tissus bien au-dessus des seuils de détection.
6. Les détails méthodologiques sont fournis (p. ex. poids de l'organisme, répétition, utilisation de témoins, méthode d'analyse chimique, qualité de l'eau).
7. Les vérifications liées à l'assurance et au contrôle de la qualité (AO/CQ) sont signalées de façon à permettre de déterminer si les bonnes pratiques de laboratoire sont suivies ou non.
8. Dans la mesure du possible, les FBC et les FBA sont exprimés en fonction du poids humide. Lorsque l'information publiée le permet, les concentrations corporelles sont corrigées pour les concentrations de métaux dans les intestins, et les rapports de bioaccumulation sont corrigés pour les concentrations de fond de métaux dans l'organisme d'essai et l'eau.
9. Le degré d'essentialité du métal est pris en compte. Par exemple, on prévoit que les FBC et les FBA seront peu utiles pour les macro-éléments. Les éléments définis par la science comme des macronutriments comprennent H, C, N, O, P, S, Cl, Ca, Mg, Na, K, et Fe (Markert, 1994). Ils peuvent toutefois avoir une certaine pertinence pour les oligo-éléments. Dans ce contexte, un oligo-élément peut être défini comme tout élément n'étant pas un oligo-élément et pour lequel on dispose de preuves de l'essentialité nutritionnelle.
10. Les mécanismes de détoxification sont pris en compte. Par exemple, les FBC et les FBA sont moins importants pour les organismes qui stockent de grandes quantités de métaux sous forme inerte ou pour les organismes qui régulent les métaux à un taux tissulaire constant quel que soit le niveau d'exposition.
11. Les études qui recensent les concentrations de métaux dans l'eau et dans les tissus mesurées avant la période 1977-1978 sont généralement jugées d'une qualité incertaine et potentiellement peu fiables en raison des nombreuses difficultés analytiques de l'époque, notamment dues à des sources de contamination par inadvertance, une faible reproductibilité et des problèmes associés à la filtration et à la séparation des métaux dans l'eau (voir Batley et Gardner, 1977; Beneš et Steinnes, 1974; Hume, 1973; Stevenson, 1985).

Facteurs pris en compte dans l'évaluation du FABS sol, du FABS sédiments, du FBAm et du FTT :

12. Tous les critères cités précédemment, sauf le critère n° 8, peuvent être transposés dans l'évaluation des rapports de bioaccumulation actuels. Le critère n° 8 a été remplacé par les critères ci-après.
13. Dans la mesure du possible, le FABS sol, le FABS sédiments, le FBAm et le FTT sont exprimés en fonction du poids humide corporel total. Les rapports de bioaccumulation sont corrigés pour les concentrations de fond de métaux dans les organismes d'essai et les compartiments abiotiques.
14. Dans la mesure du possible, les concentrations tissulaires dans les intestins nettoyés doivent être prises en compte pour les organismes exposés aux sédiments et aux sols contaminés.
15. Dans la mesure du possible, les concentrations tissulaires dans les intestins non nettoyés doivent être prises en compte dans les calculs du transfert trophique.

Les études choisies pour la présente évaluation peuvent ne pas répondre à tous les critères ci-dessus, et leur fiabilité peut être élevée à modérée; celles qui sont jugées peu fiables ne sont habituellement pas retenues. Ces évaluations critiques sont réalisées à l'aide de sommaires de rigueur d'études mis au point pour les données sur la bioaccumulation. Les sommaires de rigueur d'études sont disponibles sur demande.

[Haut de page](#)

Annexe 3 : Sommaire complet des données expérimentales sélectionnées pour l'estimation du potentiel de bioaccumulation du cobalt^{*},^{}**

Organisme	Genre	Preuve	Mesure	Paramètre	Valeur	1	Référence
-----------	-------	--------	--------	-----------	--------	---	-----------

	d'étude	d'ES	de concentration de l'eau		moyenne (poids humide)	Fiabilité	
Invertébrés marins							
<i>Ruditapes decussatus</i> (clovisse)	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	366	E El-Shenawy, 2004
<i>Ruditapes decussatus</i> (clovisse)	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	227	E El-Shenawy, 2004
<i>Pecten maximus</i> (coquille Saint-Jacques)	En laboratoire	ES	Oui	Oui	FBC	40	E Metian et al., 2009
<i>Pecten maximus</i> (coquille Saint-Jacques)	En laboratoire	ES	Oui	Oui	FABS sédiments	0,067	E Metian et al., 2009
Poissons marins							
<i>Sparus auratus</i> (dorade royale)	En laboratoire	ES	Non	Oui	FBC	20,4	E Mathews et al., 2008
Algues d'eau douce							
<i>Selenastrum capricornutum</i> (algues vertes)	En laboratoire	ES	Non	Oui	FBC	1 750	S Corisco et Carreiro, 1999
Phytoplancton	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	456	S Ikemoto et al., 2008
Algues marines							
<i>Pavlova viridis</i> (algues flagellées)	En laboratoire	ES	Oui	Non	FBC	720	S Chen et al., 1998
Invertébrés d'eau douce							
<i>Macrobrachium equidens</i> (bouquet chagrin)	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	2 280	S Ikemoto et al., 2008
<i>Macrobrachium rosenbergii</i> (bouquet géant)	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	1 710	S Ikemoto et al., 2008
<i>Macrobrachium</i> sp.4	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	1 630	S Ikemoto et al., 2008
<i>Metapenaeus tenuis</i>	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	1 470	S Ikemoto et al., 2008
<i>Macrobrachium</i> sp.3	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	1 220	S Ikemoto et al., 2008
<i>Dreissena polymorpha</i> (moule zébrée)	En laboratoire	Ki	Oui	Oui	FBC	1 100	S Frayse et al., 2002
<i>Corbicula fluminea</i> (mye asiatique)	En laboratoire	Ki	Oui	Oui	FBC	530	S Frayse et al., 2002
<i>Hyalella azteca</i> (amphipode d'eau douce)	En laboratoire	Ki	Oui	Oui	FBC (poids humide)	515	E Norwood et al., 2006
<i>Daphnia magna</i> (cladocère)	En	Ki	Oui	Oui	FBC	265	E Adam

	laboratoire							<i>et al.</i> , 2001
Chironomidae (mouche des lacs)	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	148	S	Cherry <i>et al.</i> , 1979
<i>Enallagma</i> sp. (agrions)	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	29,3	S	Cherry <i>et al.</i> , 1979
<i>Libellula</i> sp. (libellules)	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	24,5	S	Cherry <i>et al.</i> , 1979
<i>Procambarus</i> sp. (écrevisse)	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	21,8	S	Cherry <i>et al.</i> , 1979
Chironomidae (mouche des lacs)	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FABS sédiments	0,645	S	Cherry <i>et al.</i> , 1979
<i>Enallagma</i> sp. (agrions)	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FABS sédiments	0,221	S	Cherry <i>et al.</i> , 1979
<i>Libellula</i> sp. (libellules)	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FABS sédiments	0,138	S	Cherry <i>et al.</i> , 1979
<i>Procambarus</i> sp. (écrevisse)	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FABS sédiments	0,091	S	Cherry <i>et al.</i> , 1979
Poisson d'eau douce								
<i>Pisodonophis boro</i> (serpenteon des rizières)	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	3 110	S	Ikemoto <i>et al.</i> , 2008
<i>Cyclocheilichthys armatus</i> (carpe)	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	1 490	S	Ikemoto <i>et al.</i> , 2008
<i>Glossogobius aureus</i> (gobie doré)	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	1 420	S	Ikemoto <i>et al.</i> , 2008
<i>Polynemus paradiseus</i> (Barbure paradis)	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	1 200	S	Ikemoto <i>et al.</i> , 2008
<i>Cynoglossus</i> sp.2 (langue)	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	991	S	Ikemoto <i>et al.</i> , 2008
<i>Eleotris melanosoma</i> (cabot noir)	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	849	S	Ikemoto <i>et al.</i> , 2008
<i>Punitioplites proctozysron</i>	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	778	S	Ikemoto <i>et al.</i> , 2008
<i>Clupeoides</i> sp.	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	708	S	Ikemoto <i>et al.</i> , 2008
<i>Parambassis wolfii</i> (Poisson de verre Duskyfin glassy perchlet)	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	559	S	Ikemoto <i>et al.</i> , 2008
<i>Salmo gairdneri irideus</i> œufs de truite arc-en-ciel	En laboratoire	Ki	Oui	Oui	FBA	7,4	S	Kimura et Honda, 1977
Zooplankton d'eau douce								

Zooplancton (y compris <i>Eudiaptomus gracilis</i> , <i>Cyclops vicinus</i> et <i>Mesocyclops leukarti</i>)	Sur le terrain	Su	Non	Oui	FBA	1 590	S	Nguyen <i>et al.</i> , 2005
Sol - Champignons								
<i>Xerocomus badius</i> (bolet bai)	Sur le terrain	Su	Oui	Oui	FABS sol - Plafond unique-ment	0,15 (0,009 - 0,81) [0,95 (0,06 - 5,26)]	s. o.	Malinowska <i>et al.</i> , 2004
<i>Xerocomus badius</i> (bolet bai)	Sur le terrain	Su	Oui	Oui	FABS sol - Tiges unique-ment	0,11 (0,007 - 0,81) [0,7 (0,05-5,26)]	s. o.	Malinowska <i>et al.</i> , 2004
Sol - Plantes								
<i>Morus alba</i> (mûrier blanc)	Sur le terrain	Tr	Non	Oui	FABS sol	0,28 [0,92]	s. o.	Ashfaq <i>et al.</i> , 2009
<i>Brassica napus</i> (colza)	En laboratoire	ES	Non	Oui	FABS sol - Pousse unique-ment	0,146 [0,729]	s. o.	Li <i>et al.</i> , 2009
<i>Lycopersicon esculentum</i> (tomate)	En laboratoire	ES	Non	Oui	FABS sol - Pousse unique-ment	0,100 [0,668]	s. o.	Li <i>et al.</i> , 2009
<i>Hordeum vulgare</i> (orge)	En laboratoire	ES	Non	Oui	FABS sol - Pousse unique-ment	0,121 [0,605]	s. o.	Li <i>et al.</i> , 2009
<i>Morus alba</i> (mûrier blanc)	Sur le terrain	Tr	Non	Oui	FABS sol	0,078 [0,26]	s. o.	Ashfaq <i>et al.</i> , 2009

* Les FBC, FBA et FABS exprimés en poids sec ont été convertis en poids humide à l'aide des conversions suivantes : pour un gramme de matière humide, on a supposé 0,2 gramme de matière sèche pour les invertébrés et les poissons (Ikemoto *et al.*, 2008; Campbell *et al.*, 2005), 0,1 gramme de matière sèche pour les champignons (Pennington et Church, 1985), 0,65 g pour les sols forestiers, 0,2 g de matière sèche pour les sols agricoles, 0,2 g de matière sèche pour les pousses de colza et d'orge (Behrens *et al.*, 2006), 0,15 g de matière sèche pour les pousses de tomates (Brewitz *et al.*, 1996; Rodriguez *et al.*, 1997) et 0,24 g pour les feuilles de mûrier (liées aux parties aériennes des plantes herbacées; de Harris, 1975 et Sibly, 1981). Dans une étude réalisée par Pereira *et al.* (2009), la teneur en eau des plantes et du sol a été directement signalée, ce qui a facilité les conversions.

** Abréviations : ES : état stable et étude à l'état stable; Su : étude sur le terrain des organismes, de l'eau, des sédiments et autres; Ki : étude des cinétiques d'absorption et de dépuratation; Tr : étude à l'état stable combinée à une transplantation ou à un déploiement; S : satisfaisante; E : élevée; FBA : facteur de bioaccumulation exprimé en litres par kilogramme; FBC : facteur de bioconcentration exprimé en litres par kilogramme; FABS sédiments : facteur d'accumulation biote-sédiments; FABS sol : facteur d'accumulation biote-sol; s. o. : sans objet.

¹ L'indice de fiabilité est considéré comme étant sans objet pour les données sur le sol, car le modèle d'évaluation du sommaire de rigueur d'études n'a pas encore été élaboré pour les expériences sur le sol en vue d'une comparaison avec les résultats des sommaires de rigueur d'étude des milieux aquatiques. Des études sur le sol ont néanmoins été examinées aux fins d'assurance de la qualité.

[Haut de page](#)

Annexe 4 : Sommaire des études exclues du procédé d'estimation du potentiel de bioaccumulation du cobalt***

Référence	Paramètre	Valeur maximale observée	Organisme	Raison de l'exclusion
Adeyeye, 2002	FBA	1 900 ¹ L/kg	<i>Sudananautes africanus africanus</i> (crabe d'eau douce de l'Afrique occidentale)	Les conditions d'essai n'étaient pas déclarées adéquatement.
Bird <i>et al.</i> , 1998	K _u	1 400 d ⁻¹ chez les têtards	<i>Semotilus margarita</i> (mulet perlé), <i>Cottus cognatus</i> (chabot visqueux),	L'étude mesurait l'absorption des

			<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule), <i>Rana catesbeiana</i> (têtards) et <i>Coregonus clupeaformis</i> (grand corégone)	radiotraceurs; les concentrations dans l'eau et les FBA n'étaient pas déclarés.
Brugmann, 1981	FBA	aucune	Poissons, moules et macrophytes de la mer Baltique	L'étude ne déclarait que les mesures des autres rapports (pas de nouvelles données); les concentrations de cobalt dans les organismes n'étaient pas indiquées.
Cherry et Guthrie, 1977	FBC, FABS sédiments	FBC : 28,3 L/kg chez les invertébrés et les plantes; FABS sédiments : 0,154 chez les invertébrés et les plantes	<i>Chironomidae</i> (moucheron), <i>Astacidae</i> (écrevisse), <i>Libellula</i> sp. (odonates), <i>Gambusia affinis</i> (gambusie), <i>Rana</i> sp. (têtards), <i>Oscillatoria</i> sp., <i>Lemna perpusilla</i> (lentille d'eau), <i>Hydrodictyon</i> sp., <i>Pontederia</i> sp., <i>Typha latifolia</i> (massette), <i>Taxodium distichum</i> (cyprès)	L'analyse chimique réalisée avant 1977 était considérée comme n'étant pas fiable.
Fowler <i>et al.</i> , 2004	FBC	82 L/kg pour la méduse <i>Cassiopea andromeda</i>	<i>Aurelia aurita</i> (méduse pélagique) et <i>Cassiopea andromeda</i> (méduse benthique)	Article de synthèse; aucune donnée fournie.
Lithner <i>et al.</i> , 1995	FBA	aucune	<i>Fontinalis antipyretica</i> (bryophyte), <i>Asellus aquaticus</i> , <i>Sialis lutaria</i> et <i>Libellulidae</i> (invertébrés), <i>Perca fluviatilis</i> et <i>Esox lucius</i> (poissons)	Les échantillons d'eau et d'organismes n'avaient pas été prélevés simultanément; les mesures de cobalt dans les organismes n'étaient pas incluses dans l'analyse des métaux.
Mesjasz-Prbylowicz <i>et al.</i> , 2002	FBA _m	aucune	<i>Chrysolina pardalina</i> (coléoptère chrysomèle), <i>Berkheya coddii</i> (astéracées)	Les mesures de cobalt n'étaient pas incluses dans l'analyse chimique.
Nucho <i>et al.</i> , 1988	FBC	4 000 L/kg	<i>Scenedesmus obliquus</i> (algues)	Milieu de culture exempt de cobalt froid; utilisation d'espèces d'essai hyperaccumulatrices; le cobalt est un élément essentiel de ces espèces d'essai.
Papadopoulou et Kanias, 1977	FBA	340 L/kg chez le tunicier <i>Microcosmus sulcatus</i>	<i>Microcosmus sulcatus</i> , <i>Ciona intestinalis</i> (tuniciers)	L'analyse chimique réalisée avant 1977 était considérée comme n'étant pas fiable. L'eau et les organismes n'ont pas été échantillonnés simultanément.
Pereira <i>et al.</i> , 2009	FABS sol	3,50 dans la laitue	<i>Lactuca sativa</i> (laitue), <i>Zea mays</i> (maïs)	Les concentrations de cobalt dans le sol et les tissus végétaux n'avaient pas été directement déclarées. Les concentrations de fond dans le sol ne peuvent être corrigées.
Schladot <i>et al.</i> , 1997	CM, CL	aucune	<i>Zoarces viviparus</i> (loquette)	Aucun détail fourni sur les échantillons d'eau; aucune mesure sur les concentrations dans l'eau

				et les organismes n'avait été déclarée.
Shuman <i>et al.</i> , 1977	FBA	FBA : 8,88 L/kg chez les organismes sélectifs (y compris les éphéméroptères, les gastéropodes, les décapodes et les plécoptères)	Organismes dépendant des sédiments, organismes filtreurs, organismes sélectifs, carnivores et organismes de surface des rivières Haw et New Hope (Caroline du Nord).	L'analyse chimique réalisée avant 1977 était considérée comme n'étant pas fiable. Les organismes dont les intestins n'avaient pas été nettoyés étaient à l'étude.
Szefer, 1991	FBA	4 700 L/kg dans les tissus mous du mollusque <i>Mya arenaria</i>	Algues, zooplancton, mollusques, crustacés et poissons au sud de la mer Baltique	L'analyse chimique réalisée avant 1977 était considérée comme n'étant pas fiable. Les échantillons d'eau et d'organismes n'ont pas été prélevés simultanément.
Szefer et Falandysz, 1983	CT ²	0,44 µg/g dans les tissus du cœur de femelle (poids sec)	<i>Clangula hyemalis</i> (Harelde kakawi)	FBA et FBAm non fournis; concentrations dans l'eau non mesurées.
Szefer et Falandysz, 1985	CM	0,019 µg/g chez le hareng (<i>Clupea harengus</i>)	11 espèces de poissons de la mer Baltique	FBA et FBAm non fournis; concentrations dans l'eau non mesurées.
Szefer et Falandysz, 1985	CS	4,6 µg/g chez le mollusque <i>Mytilus edulis</i>	<i>Mytilus edulis</i> et <i>Cardium glaucum</i> (mollusques marins)	FBA et FBAm non fournis; concentrations dans l'eau non mesurées.
Tewari <i>et al.</i> , 2000	CS	16,39 µg/g	<i>Mytilus viridis</i> (moule verle)	FBA non fourni; concentrations dans l'eau non mesurées.
Wren <i>et al.</i> , 1983	CT ³	5,4 µg/g chez les myes (<i>Elliptio dilata</i>)	Myes, poissons, oiseaux et espèces mammifères d'un lac du bouclier précambrien	FBA non fourni; concentrations dans l'eau non mesurées.

* Abréviations : FBA : facteur de bioaccumulation; FABS sol : facteur d'accumulation biote-sol; K_u : coefficient d'absorption des radionucléides; BCF : facteur de bioconcentration; FBAm : facteur de bioamplification; CM : concentration de métaux dans les muscles; CL : concentration de métaux dans le foie; CS : concentration de métaux dans les tissus mous; CT : concentration de métaux dans les tissus

**Les valeurs de poids sec ont été converties en poids humides selon les rapports suivants : 0,2 g de matière sèche pour 1 g de matière humide pour le zooplancton, les crustacés, les poissons et les mollusques (Ikemoto *et al.*, 2008; Campbell *et al.*, 2005; Szefer *et al.*, 1985; Szefer et Szefer, 1985), 0,1 g de matière sèche pour 1 g de matière humide pour les algues (Maeda *et al.*, 1997), 0,24 g pour les feuilles de mûrier (liées aux parties aériennes des plantes herbacées, Harris 1975 et Sibly 1981), 0,2 g pour les sols agricoles.

¹ La valeur a été observée dans le sternum de crabes femelles; les valeurs notées pour d'autres parties du corps variaient de 120 à 310 L/kg.

² Échantillons de tissus du foie, des muscles pectoraux et des jambes, du cœur, de l'estomac et des plumes.

³ Échantillons de tissus mous de myes, de muscles de poissons plus gros, d'oiseaux et de mammifères, ainsi que de filets dépouillés entiers de poissons plus petits.

[Haut de page](#)

Annexe 5 : Estimations de la limite supérieure de l'absorption quotidienne de cobalt par la population générale du Canada

Voie d'exposition	Estimation de l'apport (µg/kg p.c. par jour) de cobalt par divers groupes d'âge						
	0 à 6 mois ^{1, 2}		0,5 à 4 ans ⁴	5 à 11 ans ⁵	12 à 19 ans ⁶	20 à 59 ans ⁷	60 ans et plus ⁸
	Allaités	Non allaités ³					
Air ⁹	<0,001		<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Eau potable ¹⁰	s. o. ¹²	0,04	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01
Aliments et 11	0,59	0,53	0,54	0,42	0,29	0,23	0,19

boissons							
Sol ¹²	0,05		0,08	0,03	<0,01	<0,01	<0,01
Absorption totale	0,64	0,62	0,64	0,47	0,30	0,24	0,20

¹ La concentration maximale mesurée dans le lait maternel de 43 mères à Terre-Neuve-et-Labrador était de 6 µg/L (Friel *et al.*, 1999).

² On présume que le jeune enfant pèse 7,5 kg, respire 2,1 m³ d'air et ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

³ On présume que le jeune enfant boit 0,2 L d'eau par jour (Santé Canada, 1998).

⁴ On présume que l'enfant pèse 15,5 kg, boit 0,2 L d'eau, respire 9,3 m³ d'air et ingère 100 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁵ On présume que l'enfant pèse 31 kg, boit 0,4 L d'eau, respire 14,5 m³ d'air et ingère 65 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁶ On présume que le jeune pèse 59,4 kg, boit 0,4 L d'eau, respire 15,8 m³ d'air et ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁷ On présume que la personne pèse 70,9 kg, boit 0,4 L d'eau, respire 16,2 m³ d'air et ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁸ On présume que la personne pèse 72,0 kg, boit 0,4 L d'eau, respire 14,3 m³ et ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁹ La concentration maximale (6,8 × 10⁻⁴ µg/m³) de cobalt dans l'air extérieur correspond au 95^e centile déterminé au moyen du RNSPA à Halifax (Nouvelle-Écosse) entre avril 2006 et octobre 2008. On a analysé 135 échantillons (RNSPA, 2003-2008). Au cours de la période 2003-2008, plus de 4 500 échantillons provenant de 18 sites dans tout le Canada ont été analysés dans le cadre du RNSPA; les données d'Halifax indiquaient la concentration la plus élevée. On n'a pas recensé de données canadiennes sur les concentrations de cobalt dans l'air intérieur; cependant, d'après les rapports, ces concentrations sont inférieures aux concentrations de cobalt dans l'air extérieur (communication personnelle de la Direction des sciences de l'environnement et de radioprotection de Santé Canada adressée au Bureau de l'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada en 2010; source non citée, et Balasubramaniam et Lee, 2007). Par conséquent, en supposant que les Canadiens passent 3 heures par jour à l'extérieur et 21 heures à l'intérieur (Santé Canada, 1998), on a utilisé les données sur l'air extérieur de manière prudente.

¹⁰ La concentration maximale de cobalt dans l'eau de robinet de cuisine mesurée dans l'Étude de la diète totale (EDT) canadienne était de 1,5 µg/L (Santé Canada, 2009b). La plage de concentrations dans l'eau de robinet comprenait des valeurs allant de 0,63 à 1,5 µg/L ainsi que des données déclarées dans l'EDT pour la période s'étalant de 1993 à 2002.

¹¹ Les estimations de l'absorption du cobalt issu d'aliments sont déclarées dans l'EDT canadienne pour l'année 2002 (<http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/surveill/total-diet/index-fra.php>); la valeur présentée dans le tableau correspond à la valeur la plus élevée signalée pour les groupes d'âge se chevauchant : les jeunes enfants non allaités de 0 à 6 mois sont représentés par une tranche d'âge de 2 à 3 mois, les jeunes enfants de 0,5 à 4 ans sont représentés par la tranche d'âge de 1 à 4 ans; les jeunes de 12 à 19 ans sont représentés par la tranche d'âge de jeunes hommes de 12 à 19 ans, les personnes de 20 à 59 ans sont représentées par la tranche d'âge d'hommes de 20 à 39 ans, et les personnes de 60 ans et plus sont représentées par la tranche d'âges des hommes de 40 à 64 ans. Environ 210 aliments ont été achetés dans trois ou quatre supermarchés; les échantillons alimentaires ont été préparés et traités puisqu'ils seraient consommés par le ménage canadien moyen. Les aliments traités ont ensuite été mélangés pour fabriquer des composites (notamment plus de 140 composites différents) qui ont été analysés pour déterminer leur teneur en cobalt. Enfin, la concentration de cobalt a été combinée aux renseignements sur l'apport alimentaire chez les Canadiens afin d'estimer l'absorption quotidienne de la substance (EDT).

¹² Au cours d'une étude, les concentrations maximales de cobalt relevées à Ottawa étaient de 15,18 × 10³ µg/kg dans les potagers (50 échantillons), de 22,67 × 10³ µg/kg dans la poussière domestique (48 échantillons) et de 12,59 × 10³ µg/kg dans la poussière des rues adjacentes (45 échantillons). Dans la même étude, les concentrations de cobalt correspondant au 95^e centile étaient de 11,58 × 10³ µg/kg dans les potagers, de 13,10 × 10³ µg/kg dans la poussière domestique et de 11,15 × 10³ µg/kg dans la poussière des rues adjacentes. La concentration de cobalt la plus élevée correspondant au 95^e percentile, notamment dans la poussière domestique, a été utilisée pour estimer l'absorption. Les concentrations concordent avec les données obtenues lors des études canadiennes et américaines sur les terres agricoles.

¹³ s. o. - sans objet

[Haut de page](#)

Annexe 6 : Estimation des expositions par voie cutanée¹ au cobalt issu de produits de soins personnels contenant du dichlorure de cobalt (SDC, 2009)

Produits de soins personnels ²	Concentration maximale (%)	Fréquence d'utilisation ³ (nombre d'applications par année)	Exposition chronique ⁴ (mg/kg p.c. par jour)	
			CoCl ₂	Équivalent de cobalt ⁵
Hydratant pour le visage ⁶	0,005	730	1,7 10 ⁻⁵	4,2 10 ⁻⁶
Revitalisant capillaire	0,001	104	5,6 10 ⁻⁷	2,5 10 ⁻⁷
Gommage pour le visage	0,1	104	3,2 10 ⁻⁶	1,5 10 ⁻⁶
Total :			2,1 10 ⁻⁵	6,0 10 ⁻⁶

Poids du corps estimé : 70,9 kg (Santé Canada, 1998).

² On a établi que les produits de soins personnels énumérés contiennent du dichlorure de cobalt.

³ (RIVM, 2006).

⁴ Consulter l'annexe VII pour plus de détails sur les paramètres de modélisation.

⁵ Les expositions chroniques au cobalt ont été calculées à partir de la fraction massique de la substance contenue dans le dichlorure de cobalt (0,45) ainsi que des expositions chroniques estimées au dichlorure de cobalt. Calcul des échantillons pour le revitalisant capillaire : équivalent de cobalt = absorption estimée de (phosgène) $\text{CoCl}_2 \times$ fraction massique de cobalt = $5,6 \times 10^{-7}$ mg/kg p.c. par jour $\times 0,45 = 2,5 \times 10^{-7}$ mg/kg p.c. par jour.

⁶ Selon les rapports, ce produit contient du dichlorure de cobalt hexahydraté qui a été pris en compte dans le calcul de la fraction massique de cobalt (0,25). Calcul des échantillons pour le revitalisant capillaire : équivalent de cobalt = absorption estimée de (phosgène) $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O} \times$ fraction massique de cobalt = $1,7 \times 10^{-5}$ mg/kg p.c. par jour $\times 0,25 = 4,2 \times 10^{-6}$ mg/kg p.c. par jour.

[Haut de page](#)

Annexe 7 : Absorption estimée du dichlorure de cobalt issu des produits de soins personnels

Scénario pour les produits de soins personnels	Hypothèses	Estimation de l'exposition
Hydratant pour le visage	<p>Concentration : 0,005 % (SDC, 2009)</p> <p>Hypothèses générales</p> <ul style="list-style-type: none"> Fréquence d'exposition : 730 fois/an (RIVM, 2006) Poids du corps : 70,9 kg (Santé Canada, 1998) <p>Voie cutanée</p> <ul style="list-style-type: none"> Type d'exposition : contact cutané direct avec le produit, application instantanée (RIVM, 2006) Surface exposée : $\frac{1}{2}$ surface de la tête (RIVM, 2006); $(0,5 \times 1\ 275) = 637\ \text{cm}^2$ (Santé Canada, 1998) Quantité appliquée : 1,2 g (Loretz <i>et al.</i>, 2005) Fraction absorbée par voie cutanée¹ : 0,01 	<p>Par voie cutanée</p> <p>Dose chronique = $1,7 \times 10^{-5}$ mg/kg p.c. par jour</p>
Revitalisant capillaire	<p>Concentration : 0,001 % (SDC, 2009)</p> <p>Hypothèses générales</p> <ul style="list-style-type: none"> Fréquence d'exposition : 104 fois/an (RIVM, 2006) Poids du corps : 70,9 kg (Santé Canada, 1998) <p>Voie cutanée</p> <ul style="list-style-type: none"> Type d'exposition : contact cutané direct avec le produit, application instantanée (RIVM, 2006) Surface exposée : surface des mains + $\frac{1}{2}$ surface de la tête (RIVM, 2006); $(925 + 0,5 \times 1\ 275) = 1\ 548\ \text{cm}^2$ (Santé Canada, 1998) Quantité appliquée : 14 g (RIVM, 2006) Fraction absorbée par voie cutanée¹ : 0,01 Facteur de rétention : 0,1 	<p>Par voie cutanée</p> <p>Dose chronique = $5,6 \times 10^{-7}$ mg/kg p.c. par jour</p>
Gommage pour le visage	<p>Concentration : 0,1 % (SDC, 2009)</p> <p>Hypothèses générales</p> <ul style="list-style-type: none"> Fréquence d'exposition : 104 fois/an (RIVM, 2006) 	<p>Par voie cutanée</p> <p>Dose chronique = $3,2 \times 10^{-6}$ mg/kg p.c. par jour</p>

- Poids du corps : 70,9 kg (Santé Canada, 1998)

Voie cutanée

- Type d'exposition : contact cutané direct avec le produit, application instantanée (RIVM, 2006)
- Surface exposée : ½ surface de la tête (RIVM, 2006); (0,5 × 1 275) = 638 cm² (Santé Canada, 1998)
- Quantité appliquée : 0,8 g (RIVM, 2006)
- Fraction absorbée par voie cutanée¹ : 0,01
- Facteur de rétention : 0,1

¹ L'absorption cutanée de cobalt par une peau intacte est très faible (0,009 à 0,089 dans une étude *in vitro*) (Filon *et al.*, 2004, 2009); par conséquent, la fraction absorbée de 0,01 est jugée prudente.

[Haut de page](#)

Annexe 8 : Sommaire des renseignements liés aux effets sur la santé du cobalt élémentaire et des sels solubles de cobalt (II)

Paramètre	Doses ou concentrations minimales avec effet/Résultats
Essais sur des animaux de laboratoire et <i>in vitro</i>	
Toxicité aiguë	<p>DL₅₀ la plus faible, par voie orale (rats) = 42,4 mg Co/kg p.c. (Singh et Junnarkar, 1991) [CoCl₂]</p> <p>Remarque : Le document initial ne précise pas la forme de CoCl₂ qui a été utilisée. La DL₅₀ pour le CoCl₂ était de 171 mg/kg chez les rats et elle a été convertie en mg Co/kg p.c. en présumant que l'hexahydrate avait été testé.</p> <p>Autres études sur l'exposition par voie orale : Speijers <i>et al.</i>, 1982 [CoCl₂,CoSO₄], Domingo et Llobet, 1984 [CoCl₂], FDRL, 1984a [CoSO₄], Reagan, 1992 [cobalt].</p> <p>CMEO la plus faible par inhalation (rats) = 2,72 mg Co/m³, basée sur les modifications histopathologiques dans les poumons (légère augmentation des macrophages alvéolaires dans les canaux alvéolaires) 3 jours après une exposition de 5 heures (particules de cobalt ultrafines [d = 20 nm]) (Kyono <i>et al.</i>, 1992).</p> <p>Aucune autre étude de toxicité par inhalation n'a été recensée.</p> <p>Aucune étude sur l'exposition par voie cutanée n'a été recensée.</p>
Dose toxique à court terme pour l'exposition répétée	<p>DMEO la plus faible par voie orale (lapins) = 4,2 mg Co/kg p.c. par jour, basée sur la toxicité maternelle (réduction du gain de poids corporel, et décès dû à une défaillance du système circulatoire) dans une étude de toxicité sur le développement (Szakmary <i>et al.</i>, 2001) [CoSO₄].</p> <p>Des lapines gravides ont reçu par gavage des doses de 0, 20, 100 ou 200 mg/kg p.c. par jour de CoSO₄-7H₂O du sixième au vingtième jour de la gestation (0; 4,2; 21 ou 42 mg Co/kg p.c. par jour). On a dénombré des décès parmi les mères, notamment 5 sur 25 ayant reçu une faible dose, 4 sur 13 ayant reçu une dose moyenne, et 7 sur 8 ayant reçu une dose élevée.</p> <p>Autres études sur l'exposition par voie orale :</p> <p>Chetty <i>et al.</i>, 1979 [CoCl₂]; Pehrsson <i>et al.</i>, 1991 [CoSO₄]; Stanley <i>et al.</i>, 1947 [CoCl₂]; Morvai <i>et al.</i>, 1993 [CoCl₂]; Nation <i>et al.</i>, 1983 [CoCl₂]; Bourg <i>et al.</i>, 1985 [CoCl₂]; Mohiuddin <i>et al.</i>, 1970 [CoSO₄]; Szakmary <i>et al.</i>, 2001 [CoSO₄]; Grice <i>et al.</i>, 1969 [CoSO₄]; Shrivastava <i>et al.</i>, 1996 [CoCl₂]</p>

CMEO la plus faible par inhalation (lapins) = 0,5 mg Co/m³, basée sur les effets sur le système respiratoire après une exposition de 4 à 6 semaines [CoCl₂] (Johansson *et al.*, 1983, 1984).

Des lapins mâles ont été exposés (par groupe de 8) au CoCl₂ pendant 6 heures/jour, 5 jours par semaine, durant 4 à 6 semaines, à une dose de 0 ou 0,5 mg Co/m³. Les animaux exposés présentaient une hyperplasie des cellules de type II accompagnée d'une formation de petits nodules, une inflammation interstitielle de même qu'une hausse du nombre et de l'activité des macrophages alvéolaires.

Autres études sur l'exposition par inhalation :

Johansson *et al.*, 1980 [particules de cobalt]; NTP, 1991 [CoSO₄]; Kyono *et al.*, 1992 [particules de Co]; Camner *et al.*, 1993 [CoCl₂].

DMEO la plus faible par voie cutanée (rats) = 9,6 mg Co/kg p.c., basée sur la sensibilisation dans l'essai des ganglions lymphatiques locaux (EGLL) après 3 jours d'exposition (Ikarashi *et al.*, 1992, a, b) [CoCl₂].

Autres études sur l'exposition par inhalation :

Camner *et al.*, 1993 [CoCl₂]

Toxicité subchronique

DMEO la plus faible par voie orale (rats) = 0,5 mg Co/kg p.c. par jour, basée sur un allongement de la période latente des réflexes conditionnés après 7 mois de traitement. [CoCl₂] (Krasovskii et Fridlyand, 1971)

On a administré par gavage à des rats (souche et nombre non spécifiés) du CoCl₂, à raison de 0, de 0,05, de 0,5 ou de 2,5 mg Co/kg p.c. par jour, 6 jours par semaine pendant une période allant jusqu'à 7 mois. Les rats traités avec une dose de 0,5mg/kg p.c. par jour ou plus ont présenté une baisse de l'activité phagocytaire des leucocytes, une polycythémie légère (hausse de l'hémoglobine et effet sur les globules rouges) ainsi qu'une augmentation de la fréquence des pertes de réflexes conditionnés. Les animaux traités avec la plus faible dose n'ont affiché aucune différence par rapport aux animaux témoins pour les paramètres examinés. (Krasovskii et Fridlyand, 1971)

Autres études sur l'exposition par voie orale :

Clyne *et al.*, 2001 [CoSO₄]; Haga *et al.*, 1996 [CoSO₄]; Murdock, 1959 [CoCl₂]; Holly, 1955 [CoCl₂]; Corrier *et al.*, 1985; Mollenhaur *et al.*, 1985 [CoCl₂]; Domingo *et al.*, 1984 [CoCl₂]; Anderson *et al.*, 1992, 1993 [CoCl₂]

CMEO la plus faible par inhalation (souris et rats) = 0,1 mg Co/m³, basée sur les effets sur le système respiratoire (métaplasies squameuses du larynx) après 13 semaines d'exposition (NTP, 1991, Bucher *et al.*, 1990). [CoSO₄]

Des rats F344 et des souris B6C3F1 (groupes de 10 par sexe) ont été exposés à du CoSO₄-7H₂O par inhalation, à des doses de 0, 0,3, 1, 3, 10 ou 30 mg/m³ (0; 0,11; 0,38; 1,14; 3,8 ou 11,38 mg Co/m³), 6 heures/jour, 5 jours/semaines pendant 13 semaines. Chez les deux espèces de rongeurs, toutes les concentrations testées ont entraîné des métaplasies squameuses du larynx (le tissu le plus sensible). Aux expositions plus élevées, on a observé les effets les plus graves au niveau du nez, du larynx et des poumons. On a également noté une hausse du poids des poumons à 0,38 mg Co/m³ et plus chez les rats, et à 3,8 mg Co/m³ et plus chez les souris. En outre, les souris ont présenté une diminution de la motilité des spermatozoïdes à 1,14 mg Co/m³ et plus (les doses inférieures n'ont pas été évaluées), et à 11,38 mg Co/m³, elles ont montré une hyperplasie des ganglions lymphatiques médiastinaux, un allongement de la durée du cycle œstral, une augmentation des spermatozoïdes anormaux de même qu'une réduction du poids des testicules et du tissu adipeux épидидymal.

Autres études sur l'exposition par inhalation :

Johansson *et al.*, 1986, 1987, 1992, 1991 [CoCl₂]; Kerfoot *et al.*, 1975 [Co]

Aucune étude sur l'exposition par voie cutanée n'a été recensée.

Toxicité
chronique et
cancérogénicité

Essai biologique par inhalation d'une durée de deux ans sur le CoSO₄ :

Des rats F344 et des souris B6C3F1 (groupes de 50 mâles et de 50 femelles) ont été exposés au CoSO₄-7H₂O par inhalation, à des doses de 0, 0,3, 1 ou 3 mg/m³ (0; 0,11; 0,38 ou 1,14 mg Co/m³), 6 heures/jour, 5 jours/semaine pendant 105 semaines.

(NTP, 1998, Bucher *et al.*, 1999)

Effets non néoplasiques :

CMEO(souris et rats) = 0,11 mg Co/m³, basée sur les effets sur le système respiratoire (lésions au niveau du larynx, des poumons et du nez)

Dans tous les groupes traités, la fréquence de protéinose alvéolaire, de métaplasie de l'épithélium alvéolaire, d'inflammation alvéolaire granulomateuse et de fibrose interstitielle était plus élevée que dans les groupes témoins. La gravité des lésions s'est accentuée à des expositions plus élevées. Ces lésions étaient généralement moins graves chez les souris que chez les rats.

Cancérogénicité :

Le National Toxicology Program a conclu qu'il y avait « des preuves claires de cancérogénicité » chez les souris mâles et femelles et les rats femelles ainsi que « certaines preuves de cancérogénicité » chez les rats mâles.

Souris - On a constaté une hausse liée à la dose des néoplasmes alvéolaires et bronchiolaires bénins et malins chez les deux sexes. Parmi les mâles, l'incidence combinée d'adénomes et de carcinomes alvéolaires et bronchiolaires était de 11 sur 50, de 14 sur 50, de 19 sur 50 et de 28 sur 50, dans les groupes témoins et les groupes d'exposition faible, moyenne et élevée, respectivement. Cette incidence était de 4 sur 50, de 7 sur 50, de 13 sur 50 et de 18 sur 50 chez les femelles. Les fréquences dans les groupes ayant reçu les doses les plus élevées étaient très différentes (p = 0,01) des fréquences observées dans les groupes témoins. Par ailleurs, l'incidence chez les femelles traitées à dose moyenne était bien plus importante (p = 0,05) que chez les femelles témoins.

Rats - On a noté une hausse liée à la dose des néoplasmes alvéolaires et bronchiolaires bénins et malins chez les deux sexes. Parmi les mâles, l'incidence combinée d'adénomes et de carcinomes alvéolaires et bronchiolaires était de 1 sur 50, de 4 sur 50, de 4 sur 50 et de 7 sur 50, dans les groupes témoins et les groupes d'exposition faible, moyenne et élevée, respectivement. Cette incidence était de 0 sur 50, de 3 sur 50, de 16 sur 50 et de 16 sur 50 chez les femelles. Les fréquences dans les groupes ayant reçu les doses les plus élevées étaient très différentes des fréquences observées dans les groupes témoins (p = 0,05 pour les mâles et p = 0,01 pour les femelles). Par ailleurs, l'incidence chez les femelles traitées à dose moyenne était bien plus importante (p = 0,01) que chez les femelles témoins.

On a également noté une hausse liée à la dose de l'incidence de phéochromocytomes bénins et malins chez les femelles traitées (2 sur 48, 1 sur 49, 4 sur 50 et 10 sur 48, dans les groupes témoins et les groupes d'exposition faible, moyenne et élevée, respectivement). La fréquence chez les femelles traitées à la dose la plus élevée était bien plus importante (p = 0,05) que chez les témoins simultanés. Bien que le phéochromocytome soit une tumeur courante chez les mâles, il est bien moins répandu chez les femelles non traitées. Les chercheurs considèrent cette fréquence accrue de tumeurs comme « incertaine », car on ne l'a observée que dans le groupe de rongeurs ayant reçu les doses les plus élevées, et qu'elle n'a été pas confirmée par une incidence accrue ou une hyperplasie grave.

On n'a recensé aucune étude de toxicité ou de cancérogénicité sur le cobalt ou les sels

solubles de cobalt (II) ainsi que sur les voies d'exposition pertinentes (d'autres études disponibles impliquaient d'autres voies d'exposition comme l'injection ou l'implantation).

Génotoxicité -
In vivo

Mutagénicité :

Résultats positifs : mutation observée au cours du test de mutation des ailes chez les *drosophiles* [CoCl₂] (Ogawa *et al.*, 1994).

Résultats positifs : mutations génétiques chez les *drosophiles* [nitrate de cobalt (II)] (Yesilada, 2001).

Domages à l'ADN :

Résultats positifs : 55 % de fréquence de transversion des paires de base (remplacement de la guanine par la thymine) chez les souris atteintes d'une tumeur pulmonaire par rapport à 0 % chez les souris du groupe témoin souffrant de la même affection [inhalation de CoSO₄] (NTP, 1998).

Résultats positifs : dommages oxydatifs à l'ADN dans le foie, les reins et les poumons de rats [injection intrapéritonéale d'acétate de cobalt (II)] (Kasprzak *et al.*, 1994).

Clastogénicité :

Résultats négatifs : formation de micronoyaux dans le sang périphérique de souris [inhalation de poussière de cobalt] (NTP, 2005b).

Résultats positifs : formation de micronoyaux dans la moelle osseuse de souris [injection intrapéritonéale de CoCl₂] (Suzuki *et al.*, 1993).

Résultats positifs : aberrations chromosomiques dans la moelle osseuse de souris [dose orale de CoCl₂] (Palit *et al.*, 1991a, b, c, d).

Autre :

Résultats positifs : induction d'une aneuploïdie, d'une pseudoploïdie et d'une hyperploïdie dans la moelle osseuse et les testicules de hamsters [injection intrapéritonéale de CoCl₂] (Farah, 1983).

Résultats positifs : recombinaison mitotique observée au cours du test de mutation des ailes chez les *drosophiles* [CoCl₂] (Ogawa *et al.*, 1994).

Résultats positifs : suppression chromosomique, non-disjonction et recombinaison mitotique chez les *drosophiles* [nitrate de cobalt (II)] (Yesilada, 2001).

Génotoxicité -
In vitro

Mutagénicité chez les bactéries :

Résultats négatifs : *Salmonella typhimurium* TA100 [CoSO₄ avec activation] (Zeiger *et al.*, 1992).

Résultats négatifs : *Salmonella typhimurium* TA100, TA2637 [CoCl₂ sans activation] (Tso et Fung, 1981; Arlauskas *et al.*, 1985; Ogawa *et al.*, 1986).

Résultats négatifs : *Salmonella typhimurium* TA102, TA1535, TA98, TA1538, TA1537 [CoCl₂ avec ou sans activation] (Arlauskas *et al.*, 1985; Mochizuki et Kada, 1982; Ogawa *et al.*, 1986; Wong, 1988).

Résultats négatifs : *Salmonella typhimurium* TA1535, TA98 [CoSO₄ avec ou sans activation] (Zeiger *et al.*, 1992).

Résultats négatifs : *E.coli* [CoCl₂ sans activation] (Arlauskas *et al.*, 1985; Kada et Kanematsu, 1978, Leitao *et al.*, 1993).

Résultats négatifs : *B.subtilis* [CoCl₂ sans activation] (Inoue *et al.*, 1981).

Résultats positifs : *Salmonella typhimurium* TA100 [CoSO₄ sans activation] (Zeiger *et al.*, 1992).

Résultats positifs : *Salmonella typhimurium* TA1537, TA98, TA97 [CoCl₂ sans activation] (Wong, 1988; Pagano et Zeiger, 1992).

Résultats positifs : *E.coli* [CoCl₂ sans activation] (Ogawa *et al.*, 1999).

Mutagénicité chez les levures :

Résultats négatifs : *S. cerevisiae* [CoCl₂ sans activation] (Fukunaga *et al.*, 1982; Singh, 1983; Putrament *et al.*, 1977).

Résultats positifs : *S. cerevisiae* [CoCl₂ sans activation] (Kharab et Singh, 1987; Kharab et Singh, 1985; Lindegren *et al.*, 1958; Egilsson *et al.*, 1979; Prazmo *et al.*, 1975; Putrament *et al.*, 1977).

Mutagénicité dans les cellules de mammifères :

Résultats négatifs : mutations au niveau des locus glutamate pyruvate transaminase (GPT) et 8AG dans des cellules de hamsters chinois V79 [CoCl₂] (Kitahara *et al.*, 1996; Yokoiyama *et al.*, 1990).

Résultats négatifs : mutations au niveau du locus thymidine kinase (TK) dans des cellules de lymphomes de souris L5178Y [CoCl₂] (Amacher et Paillet, 1980).

Résultats positifs : mutations au niveau du locus hypoxanthine phosphoribosyltransférase (Hprt) dans des cellules de hamsters chinois V79 [CoCl₂] (Hartwig *et al.*, 1990; Miyaki *et al.*).

Résultats positifs : mutations au niveau du locus GPT dans des cellules transgéniques G12 de hamsters chinois [CoCl₂] (Kitahara *et al.*, 1996).

Domages à l'ADN dans les bactéries :

Résultats négatifs : test de recombinaison dans le *Bacillus subtilis* [CoCl₂ sans activation] (Nishioka, 1975).

Résultats négatifs : induction d'un prophage dans le *E.coli* [CoCl₂ sans activation] (Rossman *et al.*, 1984).

Résultats positifs : test de recombinaison dans le *Bacillus subtilis* [CoSO₄ sans activation; CoCl₂ sans activation] (Kanematsu *et al.*, 1980).

Domages à l'ADN et réparation dans les cellules de mammifères :

Résultats négatifs : ruptures de brins d'ADN dans des lymphocytes humains et des cellules d'ovaire de hamster chinois (CHO) [CoCl₂] (Anard *et al.*, 1997; Hamilton-Koch *et al.*, 1986).

Résultats négatifs : inhibition de la réparation par excision de nucléotides (stade de la ligature) dans des fibroblastes humains [CoCl₂] (Kasten *et al.*, 1997).

Résultats positifs : ruptures de brins d'ADN dans des globules blancs et des fibroblastes humains ainsi que dans des cellules HeLa et des cellules CHO [CoCl₂] (McLean *et al.*, 1982; Hamilton-Koch *et al.*, 1986; Hartwig *et al.*, 1990).

Résultats positifs : ruptures des brins simples de l'ADN dans des leucocytes mononucléaires humains [particules de cobalt] (De Boeck, 1998, 2003b; Anard, 1997; Van Goethem *et al.*, 1997).

Résultats positifs : essai de Comet sur des fibroblastes de souris et des leucocytes primaires humains [particules de cobalt] (Ponti *et al.*, 2009; Colognato *et al.*, 2008).

Résultats positifs : essai de Comet sur des fibroblastes de souris [CoCl₂] (Ponti *et al.*, 2009).

Positive : réticulation croisée ADN-protéines dans des cellules d'hépatome de rats [CoCl₂] (Wedrychowski *et al.*, 1986).

Résultats positifs : baisse du taux de synthèse de l'ADN dans les cellules HeLa [CoCl₂] (Painter et Howard, 1982).

Résultats positifs : inhibition de la réparation par excision de nucléotides (stades de l'incision et de la polymérisation) dans des fibroblastes humains [CoCl₂] (Kasten *et al.*, 1997).

Résultats positifs : inhibition de la réparation de l'ADN dans les cellules HeLa [acétate de cobalt (II)] (Snyder *et al.*, 1989).

Clastogénicité :

Résultats négatifs : aberrations chromosomiques dans des lymphocytes humains [acétate de cobalt (II)], (Voroshilin *et al.*, 1978).

Résultats négatifs : aberrations chromosomiques dans des fibroblastes et des leucocytes humains [nitrate de cobalt (II)], (Paton et Allison, 1972).

Résultats négatifs : formation de micronoyaux dans la moelle osseuse et les fibroblastes de souris [CoCl₂] (Ponti *et al.*, 2009; Suzuki *et al.*, 1993).

Résultats positifs : formation de micronoyaux dans des lymphocytes humains et des fibroblastes de souris [particules de cobalt] (De Boeck *et al.*, 2003a, b; Van Goethem *et al.*, 1997; Ponti *et al.*, 2009).

Résultats positifs : formation de micronoyaux dans les leucocytes du sang périphérique humain [CoCl₂] (Capomazza, 1991, Olivero, 1995).

Résultats positifs : échange de chromatides sœurs (ECS) dans les macrophages de souris et les lymphocytes humains [CoCl₂] (Andersen, 1983).

Autre :

Résultats négatifs : transformation cellulaire dans les fibroblastes de souris et les ostéoblastes non tumorigènes humains affectés par un ostéosarcome [particules de cobalt] (Doran *et al.*, 1998, Miller *et al.*, 2001).

Résultats négatifs : transformation cellulaire dans les fibroblastes de souris [CoCl₂] (Ponti *et al.*, 2009).

Résultats positifs : transformation cellulaire dans les cellules d'embryon de hamster syrien (EHS) [acétate de cobalt (II)] (Casto *et al.*, 1979).

Résultats positifs : transformation cellulaire dans les cellules EHS [CoSO₄] (Kerckaert *et al.*, 1996).

Résultats positifs : transformation cellulaire dans les fibroblastes de souris [particules de cobalt] (Ponti *et al.*, 2009).

Résultats positifs : transformation cellulaire dans les fibroblastes de souris [CoCl₂] (Doran *et al.*, 1998).

Résultats positifs : induction d'une aneuploidie dans les lymphocytes humains [CoCl₂] (Resende de Souza-Nazareth, 1976).

Résultats positifs : conversion génique chez le *S. cerevisiae* [CoCl₂] (Fukunaga *et al.*, 1982; Singh, 1983; Kharab et Singh, 1985).

Toxicité pour le

DMEQ la plus faible par voie orale (rats) = 5,2 mg Co/kg p.c. par jour, basée sur la

<p>développement</p>	<p>tératogénicité, le nombre accru de décès périnataux de rats, et la croissance freinée et le retard transitoire des paramètres de développement (Szakmary <i>et al.</i>, 2001) [CoSO₄].</p> <p>Des groupes de 14 à 18 rates Sprague-Dawley enceintes ont reçu par gavage des doses de 0, 25, 50 ou 100 mg/kg p.c. par jour de CoSO₄-7H₂O du premier au vingtième jour de la gestation (0; 5,2; 10,5; 21 mg Co/kg p.c par jour). Dans tous les groupes traités, on a observé une hausse de la fréquence des retards osseux et des malformations de l'appareil génito-urinaire de même qu'une baisse de l'indice de mortalité périnatale (nombre de rats vivants cinq après leur naissance divisé par le nombre de rats nés), une diminution du poids corporel des rats au 1^{er} et au 7^e jours après leur naissance, un déclin du taux de survie à la naissance jusqu'au 5^e jour postnatal et des retards dans les paramètres de développement postnataux (ouverture auriculaire, poussée des incisives, descente des testicules, performance de nage et réflexes auditifs).</p> <p>Au 21^e jour après la naissance, le poids corporel des rats et leurs paramètres de développement sont revenus aux niveaux de contrôle, et les taux de survie du 5^e au 21^e jour étaient les mêmes que dans le groupe témoin. On a observé une toxicité maternelle à la dose élevée (augmentation du poids relatif du foie, des glandes surrénales et de la rate; altération des taux sériques). Par ailleurs, le nombre des mères décédées au cours de l'accouchement a augmenté proportionnellement à la dose (0, 1, 5, 12 - aucune statistique fournie).</p> <p>Autres études sur l'exposition par voie orale : Domingo <i>et al.</i>, 1985; Patternain <i>et al.</i>, 1988.</p> <p>Aucune étude de toxicité pour le développement, par inhalation ou par voie cutanée, n'a été recensée.</p>
<p>Toxicité pour la reproduction</p>	<p>DMEO la plus faible par voie orale (souris) = 6,4 mg Co/kg p.c. par jour, basée sur une augmentation des résorptions ainsi qu'une diminution des implantations, des fœtus viables et de la densité du sperme épидидymal.</p> <p>Des souris mâles Swiss (en groupe de 10) ont reçu du CoCl₂-6H₂O dans de l'eau potable, aux doses de 0, 200, 400 ou 800 ppm (6,4; 11,6; 23,0 mg Co/kg p.c. par jour) pendant 12 semaines, puis ont été accouplées avec des femelles non traitées. À toutes les doses, on a observé une hausse du nombre de résorptions de même qu'une baisse du gain de poids corporel, des implantations, des fœtus viables, du poids absolu des testicules et de la densité du sperme épидидymal. Aux deux doses plus élevées, on a noté une augmentation du poids relatif des vésicules séminales ainsi qu'une diminution des grossesses, du poids relatif des testicules, du nombre de spermatozoïdes, et de l'incidence de nécrose testiculaire et d'hypertrophie et de dégénération cellulaires. À la dose élevée, le poids absolu du tissu adipeux épидидymal a baissé.</p> <p>(Elbetieha <i>et al.</i>, 2008)</p> <p>Autres études sur l'exposition par voie orale : Pedigo et Vernon, 1993; Pedigo <i>et al.</i>, 1988.</p> <p>Aucune étude de toxicité pour la reproduction, par inhalation ou par voie cutanée, n'a été recensée.</p>
<p>Sensibilisation</p>	<p>Voie cutanée :</p> <p>Sensibilisation cutanée observée dans l'essai des ganglions lymphatiques locaux (EGLL) après 3 jours d'exposition par voie cutanée au CoCl₂, à raison de 9,6 mg Co/kg p.c. pour les rats, 10,8 mg Co/kg p.c. pour les souris et 14,7 mg Co/kg p.c. pour les cochons d'Inde (Ikarashi <i>et al.</i>, 1992a, b).</p> <p>Les cochons d'Inde ont également été sensibilisés par exposition (sur une zone recouverte) au CoCl₂ pendant 24 heures, dans le cadre de 4 applications menées sur 9 jours (Camner <i>et al.</i>, 1993).</p>

Inhalation :

Par ailleurs, des groupes de 5 porcs miniatures ont été sensibilisés au cobalt et, après une période d'attente de 10 jours, exposés à des aérosols contenant du cobalt, à raison de 0,1 ou 1,0 mg/m³, durant 6 heures par jour, 5 jours par semaine sur une période de 3 mois. Les modifications de la compliance pulmonaire ont disparu après 2 mois sans exposition. Les animaux traités ont aussi affiché une polycythémie transitoire (augmentation des globules rouges et blancs) à trois semaines (mais pas à 6 semaines) de la fin de l'étude (Kerfoot *et al.*, 1975).

Études épidémiologiques

Génotoxicité

On a effectué une comparaison entre 35 travailleurs exposés au cobalt et 27 travailleurs non exposés dans une raffinerie de cobalt. Aucune augmentation de la fréquence des ruptures de brins d'ADN (essai de Comet) ou de formation de micronoyaux dans les lymphocytes n'a été relevée (De Boeck *et al.*, 2000).

Une autre étude comparait 21 travailleurs exposés à de la poussière de cobalt à 26 témoins non exposés dans une raffinerie de cobalt. Les travailleurs possédant un génotype hOGG1 ou XRCC1 (gènes impliqués dans l'excision de base) ont présenté une fréquence accrue de la formation de micronoyaux dans les lymphocytes du sang périphérique (Matueca *et al.*, 2005).

Dose toxique à court terme pour l'exposition répétée

Études sur l'exposition par voie orale :

Étude clinique sur 6 volontaires en bonne santé âgés de 20 à 47 ans.

Dose orale quotidienne de dichlorure de cobalt [environ 1 mg Co/kg p.c. par jour] administrée sur une période allant jusqu'à 22 jours.

Le nombre de globules rouges a augmenté de 16 % à 20 %. Le niveau d'hémoglobine s'est également accru de 6 % à 11 % (effet transitoire).

D'après ces résultats, l'étude ATSDR (2004) a déterminé la valeur des critères de santé après exposition par voie orale (niveau de risque minimal) pour le cobalt; ces critères sont liés aux expositions humaines sur une période allant jusqu'à un an. (Davis et Fields, 1958)

Étude de patients anéphriques et anémiques

0,16 à 0,32 mg Co/kg par jour de CoCl₂ (25 ou 50 mg par jour) *

Les patients ont été traités durant 12 à 47 semaines consécutives, puis ont arrêté leur traitement pendant au moins 12 semaines. Certains patients ont été soumis à un deuxième ou troisième cycle de traitement.

On a noté une hausse importante du niveau d'hémoglobine et du nombre de globules rouges chez la plupart des patients.

(Duckham et Lee 1976; Taylor *et al.*, 1977)

* Niveaux de traitement utilisés pour le calcul de la marge d'exposition (ME).

Femmes enceintes

0,45 à 0,64 mg Co/kg p.c. par jour de dichlorure de cobalt (75 ou 100 mg par jour) pendant 90 jours (troisième semestre).

Le niveau d'hémoglobine et le nombre de globules rouges n'ont pas augmenté

(Holly, 1955).

Les patients anémiques ont été traités avec des sels de cobalt.

Les doses allaient de 2,8 à 3,9 mg Co/kg p.c. par jour pendant 3 à 8 mois.

	<p>Effets : goitre, élargissement des thyroïdes et changements microscopiques dans ces dernières.</p> <p>Kriss <i>et al.</i>, 1955; Gross <i>et al.</i>, 1955</p>
<p>Toxicité subchronique</p>	<p>Études sur l'exposition par voie orale :</p> <p>Rapports de cas de consommateurs de quantités importantes (environ 8 à 30 pintes par jour) de bière contenant du sulfate de cobalt en tant que stabilisateur de mousse.</p> <p>Les influences potentielles sur la « prédisposition » des victimes comprenaient un régime faible en protéines et des dommages cardiaques causés par l'abus d'alcool.</p> <p>Les expositions estimées de cobalt ayant provoqué le décès variaient de 0,04 à 0,14 mg/kg p.c. par jour (pendant plusieurs années). *</p> <p>Myocardopathie mortelle</p> <p>(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; analysé dans ATSDR, 2004; IPCS, 2006)</p> <p>* L'extrémité inférieure de la plage des estimations de l'absorption a été utilisée pour le calcul de la marge d'exposition.</p>
<p>Toxicité chronique</p>	<p>Étude sur l'exposition par inhalation :</p> <p>Étude transversale portant sur 194 travailleurs (166 hommes et 28 femmes) de 10 ateliers de taille du diamant et sur 59 travailleurs de 3 autres ateliers de l'industrie (témoins : 46 hommes et 13 femmes).</p> <p>Les travailleurs ont été répartis en trois catégories d'exposition selon les mesures de cobalt dans l'air : les sujets témoins (0,0004 +/- 0,0006 mg/m³), les sujets ayant subi une exposition faible (0,0053 +/- 0,0032 mg/m³) et les sujets ayant subi une exposition élevée (0,0151 +/- 0,0117 mg/m³).</p> <p>L'exposition a été confirmée par la mesure de cobalt dans l'urine.</p> <p>La durée d'emploi dans chaque groupe d'exposition n'a pas été prise en compte; les catégories d'exposition représentent les concentrations de cobalt dans l'air au moment de l'étude uniquement.</p> <p>Le groupe d'exposition élevée était plus susceptible d'afficher des symptômes respiratoires et montrait une fréquence très accrue d'irritations aux yeux, au nez et à la gorge ainsi que de la toux. L'incidence de certains symptômes (p. ex. toux, mucosité) était élevée dans le groupe d'exposition faible comparativement au groupe témoin, mais l'ampleur de l'augmentation (supérieure à celle observée dans le groupe témoin) n'était pas importante sur le plan statistique (à P < 0,05).</p> <p>La fonction pulmonaire, évaluée sur la base de la capacité vitale forcée (CVF), du volume expiratoire maximal par seconde (VEMS) et du débit expiratoire maximum médian (DEMM) (débit expiratoire forcé représentant entre 25 % et 75 % du CVF), de même que le débit expiratoire de pointe (DEP) avaient fortement diminué dans le groupe d'exposition élevée, comparativement aux travailleurs du groupe d'exposition faible et du groupe témoin. La fonction pulmonaire a diminué dans le groupe d'exposition faible par rapport au groupe témoin.</p> <p>CMNEO = 0,0151 mg/m³ *</p> <p>CSENO = 0,0053 mg/m³</p> <p>Le Programme international sur la sécurité des substances chimiques (PISSC) a souligné que les effets observés dans l'étude transversale « peuvent refléter une exposition non chronique</p>

récente ».

(Nemery *et al.*, 1992)

* Niveau d'effet utilisé pour le calcul de la marge d'exposition (ME).

Étude transversale en milieu professionnel : 203 travailleurs mâles ayant été exposés au cobalt pendant au moins un an et 94 travailleurs témoins non exposés.

L'exposition variait de 0,01 à 1,0 mg Co/m³ selon le service.

Les travailleurs ont principalement été exposés à un mélange de cobalt (0) et de sels de cobalt (II). La durée d'exposition moyenne (tenant compte de l'écart-type) était de 15,0 (11,6) ans. L'exposition moyenne au cobalt était de 0,40 (0,47) mg/an.

Dans le groupe le plus exposé », la durée d'exposition moyenne était de 21,2 (9,9) ans, et l'exposition moyenne au cobalt était de 0,58 (0,51) mg/an. Les résultats échocardiographiques ont été analysés en tenant compte des expositions au cobalt supérieures à 0,47 mg/an (55 hommes) et inférieures à 0,47 mg/an (54 hommes) ainsi que des 57 témoins non exposés.

Aucune différence significative n'a été relevée entre les 203 travailleurs exposés et les 94 travailleurs témoins en termes de résultats électrocardiographiques et de mesures de la tension artérielle, du rythme cardiaque ou de la chimie clinique.

Deux des paramètres d'échocardiographiques (parmi les 16 mesurés) étaient liés à l'exposition au cobalt. Dans le groupe d'exposition plus élevée, le temps de relaxation isovolumique ventriculaire (moyennes de 53,3; 49,1 et 49,7 ms pour les groupes d'exposition élevée et moyenne et le groupe témoin, respectivement) et le temps de décélération de la vitesse de l'onde de remplissage rapide précoce (moyennes de 194,3; 180,5 et 171,7 ms pour les groupes d'exposition élevée et moyenne et le groupe témoin, respectivement) se sont prolongés, ce qui indique une modification de la relaxation et du remplissage précoce des ventricules (Linna *et al.*, 2004).

Une étude transversale portait sur 82 travailleurs d'une raffinerie de cobalt ayant été exposés à l'élément chimique (métal) ainsi qu'à des sels et à de l'oxyde de cobalt (II), à une concentration moyenne de 0,125 mg Co/m³ (plage allant de 0,001 à 7,7 mg/m³) pendant 0,3 à 39 ans (8 ans en moyenne).

Ces travailleurs ont présenté une dyspnée et une respiration sifflante largement accrues de même qu'une réduction de la fonction pulmonaire (volume expiratoire maximal par seconde; VEMS) et des lésions cutanées telles que de l'eczéma et de l'érythème, comparativement aux travailleurs non exposés du groupe témoin.

Ces observations laissent entendre qu'une concentration de cobalt simple peut provoquer de l'asthme, mais n'est pas suffisante pour causer une fibrose pulmonaire (Swennen *et al.*, 1993).

Une autre étude transversale portait sur 110 travailleurs anciens et nouveaux d'une raffinerie de cobalt et 140 travailleurs témoins d'une usine de cobalt.

Les travailleurs avaient éventuellement été exposés à du cobalt élémentaire ainsi qu'à du sulfate, du carbonate, de l'oxyde et de l'hydroxyde de cobalt.

Ces travailleurs étaient employés dans l'industrie depuis au moins 10 ans ou ils l'avaient été.

L'exposition cumulative a été calculée en mg/an pour chaque travailleur à l'aide des mesures dans l'air ambiant et des heures d'exposition consignées.

Les symptômes d'asthme étaient plus fréquents chez les travailleurs exposés. Aucun cas de maladie « des métaux durs » ou d'alvéolite fibrosante n'a été recensé (Linna *et al.*, 2003).

Sensibilisation

Du pétrolatum contenant 1 % de dichlorure de cobalt (exposition d'une zone couverte pendant

24 ou 48 heures) a été utilisé dans des tests épicutanés pour détecter le seuil de sensibilisation au cobalt. Dans des études de grande envergure (impliquant plus de 4 000 sujets), on a noté une réaction de sensibilisation positive chez 1 % à 10 % des patients, et le cobalt était souvent défini comme l'un des allergènes les plus répandus (y compris dans Pratt *et al.*, 2004; Marks *et al.*, 2003; Uter *et al.*, 2005, et Warshaw *et al.*, 2007.).

Étant donné que des expositions répétées et quotidiennes aux sels de cobalt n'ont pas donné de résultats chez les patients présentant de l'eczéma des mains et connus pour être allergiques au cobalt, il a été suggéré que les propriétés allergiques du cobalt sont activées par l'exposition au cobalt lui-même plutôt qu'aux sels de cobalt (Nielsen *et al.*, 2000).

L'inhalation de dichlorure de cobalt contenu dans les aérosols peut entraîner une réaction asthmatique chez les personnes sensibilisées (Shirakawa, 1989).

Des anticorps IgE et IgA propres au cobalt ont été détectés chez des humains (Bencko *et al.*, 1983; Shirakawa *et al.*, 1988, 1989).

Notes de bas de page

[1] Le numéro d'enregistrement du Chemical Abstracts Service (CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society, sauf en réponse à des besoins législatifs et aux fins des rapports destinés au gouvernement en vertu d'une loi ou d'une politique administrative.

[2] La détermination de la conformité à l'un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 est basée 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, cela inclut, sans toutefois s'y limiter, les expositions par l'air ambiant et intérieur, l'eau potable, les produits alimentaires et l'utilisation de produits de consommation. Une conclusion établie en vertu de la LCPE 1999 sur les substances des lots 1 à 12 du Défi, énumérées dans le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC), n'est pas pertinente à une évaluation, qu'elle n'empêche pas non plus, par rapport aux critères de risque définis dans le *Règlement sur les produits contrôlés*, qui fait partie d'un cadre réglementaire pour le Système d'information sur les matières dangereuses au travail (SIMDUT) pour les produits destinés à être utilisés au travail.

[Haut de page](#)

 **Version d'impression facile**
 **Impression complète de la page Web**

Date de modification : 2011-01-18


[Haut de page](#)

[Avis importants](#)