Government of Canada | Gouvernement du Canada

Canada

Ébauche d'évaluation préalable

L'argent et ses composés

Environnement et Changement climatique Canada
Santé Canada

Août 2020

Sommaire

En vertu des articles 68 et 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE), les ministres de l'Environnement et de la Santé ont procédé à une évaluation préalable de l'argent et de ses composés. Sept substances de ce groupe ont été jugées d'intérêt prioritaire pour une évaluation, car elles satisfont aux critères de catégorisation du paragraphe 73(1) de la LCPE. Dans la présente évaluation, ces sept substances sont désignées collectivement par « groupe de l'argent et de ses composés ». Leur numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS[1]), leur noms sur la Liste intérieure des substances (LIS) et leurs noms communs figurent dans le tableau ci-dessous.

Substances faisant partie du groupe de l'argent et de ses composés

Nº CAS	Nom dans la LIS	Nom commun
7440-22-4	Argent	Argent
7761-88-8	Nitrate d'argent	Nitrate d'argent
7783-90-6	Chlorure d'argent	Chlorure d'argent
7785-23-1	Bromure d'argent	Bromure d'argent
10294-26-5	Sulfate de diargent (1+)	Sulfate d'argent
20667-12-3	Oxyde de diargent	Oxyde d'argent
21548-73-2	Sulfure de diargent	Sulfure d'argent

L'ébauche d'évaluation préalable de l'argent et de ses composés porte sur l'entité argent et, par conséquent, vise l'argent sous sa forme élémentaire, les substances contenant de l'argent et toutes les formes d'argent présentes dans l'environnement. À ce titre, toutes les substances contenant de l'argent, en plus des sept substances jugées prioritaires aux fins de l'évaluation, sont prises en compte. La présente évaluation détermine l'exposition combinée des humains et autres organismes vivants à l'entité argent, ainsi que la présence de celle-ci dans les milieux environnementaux (c.-à-d. l'eau, les sédiments, le sol et l'air), les aliments et les produits.

Le Canada est le 15e plus grand producteur d'argent au monde. Selon les renseignements fournis dans le cadre d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE, les substances du groupe de l'argent et de ses composés ont été fabriquées ou importées en quantités faibles à modérées (c.-à-d. moins de 1 tonne à moins de 10 000 t) par quatre entreprises. L'argent est utilisé de nombreuses façons au Canada, notamment pour la fabrication de lingots, de pièces de monnaie, de bijoux, de médailles, ainsi que dans l'argenterie, les substances et préparations contenant de l'argent, les produits en verre, le savon et les composés de nettoyage. Il est également

[1] Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution, sauf si elle sert à répondre à des besoins législatifs ou si elle est nécessaire à des rapports destinés au gouvernement du Canada lorsque des renseignements ou des rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society.

employé dans le brasage tendre et fort, la catalyse, l'ensemencement des nuages et les articles électroniques. L'argent peut être utilisé dans une foule de produits au Canada, y compris les produits pharmaceutiques, les produits de santé naturels, les cosmétiques, les pesticides, les additifs alimentaires, les emballages alimentaires, les additifs indirects (p. ex., les produits utilisés dans les établissements de transformation des aliments), et les jouets.

L'argent est naturellement libéré dans l'environnement par la météorisation des sols et des roches. Les rejets anthropiques d'argent surviennent lors de sa production (c.-à-d. l'extraction minière, le traitement, la fusion, l'affinage), pendant la fabrication de substances contenant de l'argent, après l'élimination de produits (p. ex., piles, articles électroniques, films argentiques) et lors d'autres activités (p. ex., ensemencement des nuages, traitement des eaux usées). Les données de l'Inventaire national des rejets de polluants de 2012 à 2016 indiquent que l'argent a été rejeté dans l'environnement en faibles quantités (c.-à-d., un total combiné sur 4 ans inférieur à 4 t dans l'air, l'eau et la terre). Une fois rejeté dans l'environnement, l'argent dans l'air et dans l'eau migrera vers le sol et/ou les sédiments où il persistera.

L'argent n'est pas un élément nutritif essentiel pour la santé des organismes ou des humains. Les organismes exposés à l'argent dans leur habitat absorbent rapidement l'argent par les milieux environnementaux et l'accumulent dans leurs organes internes et d'autres tissus. L'argent accumulé est surtout lié avec des biomolécules contenant du soufre, et il est détoxifié chez les organismes aquatiques. Dans le cas des organismes vivant dans les sédiments ou le sol, la disponibilité de l'ion argent libre peut être réduite par la formation de sulfure d'argent inerte dans ces milieux environnementaux, ce qui réduit la bioaccumulation de l'argent. Aucune donnée probante indiquant la bioamplification de l'argent entre les réseaux trophiques n'a été trouvée.

L'argent provoque la mort ainsi que des effets sur la croissance et la reproduction chez les organismes aquatiques à de très faibles concentrations, et chez les organismes vivant dans les sédiments et le sol à des concentrations modérées. Les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada (RQEC) établies par le Conseil canadien des ministres de l'environnement sont utilisées comme concentrations estimées sans effet (CESE) pour l'exposition chronique à l'argent chez les organismes d'eau douce. Les CESE pour l'argent chez les organismes marins, et ceux vivant dans les sédiments ou le sol ont été établies à partir d'études écotoxicologiques fiables.

L'exposition de l'environnement à l'argent a été caractérisée d'après son potentiel de rejet de l'argent dans les secteurs suivants : extraction des métaux, fusion et affinage des métaux communs, traitement des eaux usées (c.-à-d. l'argent présent dans les effluents finaux rejetés par les systèmes de traitement des eaux usées, et l'argent présent dans les biosolides épandus sur les sols) et élimination des déchets (c.-à-d. lixiviat des sites d'enfouissement). Des analyses des quotients de risque ont étés réalisées en comparant les concentrations d'exposition dans les eaux de surface, les eaux marines, les sédiments et les sols pour calculer les CESE chez les organismes aquatiques et benthiques et ceux vivant dans les sols, respectivement. Il ressort de ces

analyses que l'argent présente un potentiel modéré de causer des effets nocifs pour les organismes benthiques près de certaines installations dans les secteurs de l'extraction de métaux et de la fusion et de l'affinage des métaux communs, mais le risque est faible pour les organismes aquatiques ou ceux qui vivent dans le sol. Cependant, on constate un degré élevé d'incertitude concernant le potentiel de causer des effets nocifs pour l'environnement dans les sédiments, en raison du peu de données disponibles pour ces secteurs et, dans une moindre mesure, de la grande prudence qui a été montrée pour évaluer les risques dans ce milieu.

Selon une analyse approfondie des données de surveillance de la qualité des eaux de surface réalisée dans le cadre de la Classification du risque écologique des substances inorganiques (selon laquelle le groupe de l'argent présente un potentiel élevé de préoccupation environnementale), la majeure partie des concentrations d'argent dépasse rarement la CESE pour l'eau douce. Les dépassements des CESE étaient souvent associés à des concentrations de fond élevées d'argent et à des concentrations totales d'argent (plutôt qu'à des concentrations de l'ion libre), ou à l'utilisation d'une approche statistique pour tenir compte des échantillons sans argent détecté.

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente ébauche d'évaluation préalable, l'argent et ses composés présentent un faible risque d'effets nocifs sur l'environnement. Il est proposé de conclure que les sept substances du groupe de l'argent et de ses composés ne satisfont pas aux critères énoncés aux alinéas 64a) ou b) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, et à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

L'argent et ses composés ont été évalués selon la Méthode fondée sur la biosurveillance 2, qui compare les données de biosurveillance humaine (exposition) avec les valeurs guides de biosurveillance (effets sur la santé), par exemple les équivalents de biosurveillance (EB), afin d'identifier les substances peu préoccupantes pour la santé humaine. Les concentrations d'argent total ont été mesurées dans le sang entier de Canadiens dans le cadre de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé et d'une étude de suivi de l'Étude mère-enfant sur les composés chimiques de l'environnement (MIREC), appelée MIREC-CD Plus. Les valeurs médianes et au 95^{e} centile des concentrations d'argent dans le sang chez les Canadiens de 0,066 et 0,27 µg/L, respectivement, étaient plus faibles que la valeur EB de 0,4 µg/L associée à la dose de référence de l'Environnemental Protection Agency (EPA) des États-Unis pour assurer une protection contre les effets critiques sur la santé causant l'argyrie, une maladie caractérisée par une coloration bleue ou bleu-grisâtre de la peau et des muqueuses. Par conséquent, l'argent et ses composés ont été jugés peu préoccupants pour la santé humaine aux niveaux d'exposition actuels.

À la lumière des renseignements contenus dans la présente ébauche d'évaluation préalable, il est proposé de conclure que l'argent et ses composés ne satisfont pas au

critère énoncé à l’alinéa 64c) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l’environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il est proposé de conclure que les sept substances du groupe de l’argent et de ses composés ne satisfont à aucun des critères énoncés à l’article 64 de la LCPE.

Table des matières

Résumé ..... Error! Bookmark not defined.
1. Introduction **8**
2. Identité des substances **10**
3. Propriétés physiques et chimiques **10**
4. Sources et utilisations **11**
4.1 Sources naturelles 11
4.2 Sources anthropiques 11
5. Rejets dans l'environnement **15**
6. Devenir et comportement dans l'environnement **16**
6.1 Répartition dans l'environnement 16
6.2 Persistance dans l'environnement 17
6.3 Potentiel de bioaccumulation 18
7. Potentiel de causer des effets nocifs sur l'environnement **20**
7.1 Évaluation des effets sur l'environnement 20
7.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement 31
7.3 Caractérisation des risques pour l'environnement 44
8. Potentiel de causer des effets nocifs pour la santé humaine **55**
8.1 Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé humaine 57
9. Conclusion **58**
Références **59**
Annexe A. Propriétés physiques et chimiques **73**
Annexe B. Données de l'Agence des services frontaliers du Canada sur les importations **74**
Annexe C. Données de l'Inventaire national des rejets de polluants **77**
Annexe D. Concentrations de fond **78**
Annexe E. Données sur la toxicité de l'argent dans les sols **79**

Liste des tableaux et des figures

Tableau 2-1. Identité des sept substances faisant partie du groupe de l'argent et de ses composés dont l'évaluation est jugée prioritaire 10
Tableau 7-1. Données sur la toxicité de l'Ag pour les organismes d'eau douce 23
Tableau 7-2. Données sur la toxicité de l'Ag pour les organismes marins 25
Tableau 7-3. Principales études prises en compte pour déterminer la toxicité critique pour le sol 29
Tableau 7-4. Concentrations d'argent dans les eaux de surface, d'après les programmes canadiens de surveillance de la qualité de l'eau, avec analyse approfondie selon l'approche de CRE-I 34
Tableau 7-5 : CEE pour les eaux de surface dans les zones exposées et les zones de référence – secteur des mines de métaux 35
Tableau 7-6. Concentrations d'argent dans les sédiments dans les zones exposées et de référence des installations de fusion des métaux communs soumises au REMMMD 36
Tableau 7-7. CEE pour l'argent dans les eaux de surface dans les zones exposées et les zones de référence du secteur de fusion et d'affinage des métaux communs soumises au REMMMD 37
Tableau 7-8. Concentrations d'argent dans les sédiments dans les zones exposées et de référence des installations de fusion des métaux communs assujetties au REMMMD 38
Tableau 7-9. Concentrations d'argent dans les eaux de surface et les sédiments des zones exposées et de référence d'une installation de fusion des métaux communs qui n'est pas soumise au REMMMD (EEC Ltd et LAC Ltd 2014) 39
Tableau 7-10. CEE dans le secteur des eaux usées, d'après les concentrations dans les effluents finaux de 25 STEU répartis dans tout le Canada échantillonnés entre 2009 et 2012 (Environnement Canada 2013b) 41
Tableau 7-11. CEE dans le lixiviat de sites d'enfouissement avant et après traitement, dans de grands sites d'enfouissement municipal au Canada qui rejettent directement leur lixiviat dans l'environnement, de 2008 à 2014 (Conestoga-Rovers and Associates 2015) 43
Tableau 7-12. Quotients de risque obtenus pour différents milieux environnementaux et scénarios d'exposition à l'argent et à ses composés 44
Tableau 7-13. Quotients de risque pour l'argent d'après les ensembles de données sur la qualité des eaux de surface au Canada 47
Tableau 7-14. Données probantes pondérées utilisées pour l'évaluation environnementale de l'argent et de ses composés 48
Tableau 8-1. Concentrations d'argent total dans le sang entier (µg/L) dans la population canadienne 57
Tableau A-1. Propriétés physiques et chimiques des sept substances du groupe de l'argent et de ses composés 73
Tableau B-1. Quantités cumulées annuelles de substances contenant de l'argent importées au Canada entre 2010 et 2013 (ASFC 2016) 74

Tableau B-2. Utilisations estimées des substances contenant de l'argent d'après les données d'importation entre 2010 et 2013 (en tonnes) et les codes SCIAN6 attribués de façon indépendante (ASFC 2016)..... 75
Tableau C-1. Quantités totales d'argent rejetées dans l'air, l'eau et le sol par les secteurs industriels entre 2012 et 2016 (INRP 2018)..... 77
Tableau D-1. Données concernant les concentrations de fond d'argent total dans les écozones du Canada, les Grands Lacs, l'Atlantique Nord et le Pacifique Nord..... 78

Figure 7-1. Distribution de sensibilité des espèces (DSE) pour la toxicité à long terme de l'argent dans les sols. Le modèle de distribution normale ajusté aux données est présenté sur le graphique, ainsi que l'intervalle de confiance à 95 % et le 5^{e} centile de la distribution (CD_5). 30

1. Introduction

En vertu des articles 68 et 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE) (Canada 1999), les ministres de l'Environnement et de la Santé ont procédé à une évaluation préalable de l'argent et de ses composés pour déterminer si ces substances présentent ou pourraient présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine. Sept substances de ce groupe ont été jugées prioritaires aux fins d'évaluation, car elles satisfaisaient aux critères de catégorisation énoncés au paragraphe 73(1) de la LCPE (ECCC, SC [modifié 2017]). Dans la présente évaluation, ces sept substances sont désignées collectivement « groupe de l'argent et de ses composés ».

La présente ébauche d'évaluation préalable porte sur l'entité argent[2] (ci-après appelée « argent »). Par conséquent, cette ébauche s'intéresse à l'argent sous sa forme élémentaire, aux substances contenant de l'argent et à toutes les formes d'argent présentes dans l'environnement. Certaines substances contenant de l'argent peuvent se dissoudre, se dissocier ou se dégrader pour libérer l'argent par diverses voies de transformation et, par conséquent, contribuer à l'exposition combinée des humains et des récepteurs des milieux environnementaux à l'argent. La portée de l'évaluation englobe l'exposition à l'argent présent dans les milieux environnementaux (c.-à-d. l'eau, les sédiments, le sol, l'air) par des sources naturelles et des activités anthropiques, y compris la production d'argent, la fabrication, l'importation et l'utilisation de substances et de produits contenant de l'argent, et le rejet de substances contenant de l'argent. Par conséquent, l'évaluation des risques n'est pas limitée aux sept substances jugées prioritaires aux fins d'évaluation.

Dans cette évaluation, nous tenons compte uniquement des effets associés à l'argent. Les effets dus à d'autres éléments ou entités qui pourraient être présents et libérés par certaines substances contenant de l'argent ne sont pas examinés (p. ex., chlorure, bromure). Certains de ces autres éléments ou entités ont été examinés dans des évaluations antérieures menées dans le cadre du programme de la Liste des substances prioritaires, conformément à la LCPE, ou pourraient l'être dans le cadre d'autres initiatives du Plan de gestion des produits chimiques (PGPC). Les nanomatériaux techniques contenant de l'argent et qui pourraient être présents dans les milieux environnementaux ou des produits ne sont pas examinés explicitement dans les scénarios d'exposition de la présente évaluation, mais les concentrations d'argent mesurées dans l'environnement ou par la biosurveillance humaine pourraient inclure

[2] Dans le cadre du présent document, une « entité » désigne une partie d'une molécule. Elle est une entité chimique discrète, nommée d'après le composé parent ou ses produits de transformation, dont on s'attend à ce qu'elle soit importante sur le plan toxicologique.

des nanoparticules techniques contenant de l'argent. De même, la présente évaluation ne tient pas compte explicitement des effets sur l'environnement ou la santé associés aux nanomatériaux contenant de l'argent. L'Approche proposée pour tenir compte des nanomatériaux existants, du gouvernement du Canada, examinera les formes nanométriques des substances figurant actuellement sur la Liste intérieure des substances (ECCC, SC [modifié 2016]).

Pour la présente ébauche d'évaluation préalable, nous avons examiné les données sur les propriétés chimiques, le devenir dans l'environnement, les dangers, les utilisations et les expositions. Nous avons relevé des données pertinentes jusqu'en mars 2019. Pour formuler nos conclusions, nous nous sommes basés sur les données empiriques tirées d'études clés ainsi que les résultats obtenus par modélisation. Lorsqu'elles étaient pertinentes, les données contenues dans les évaluations effectuées ailleurs dans le monde ont été prises en compte.

La présente ébauche d'évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme d'évaluation des risques, de la LCPE, travaillant à Santé Canada et à Environnement et Changement climatique Canada. Elle comprend l'apport d'autres programmes de ces ministères. Les parties de la présente évaluation qui portent sur l'environnement et la santé humaine ont fait l'objet d'un examen et/ou de consultations externes. Des commentaires concernant les parties techniques pertinentes sur l'environnement ont été reçus de Geoff Granville (GCGranville Consulting Corp.), Beverly Hale (Université de Guelph) et Jim McGeer (Université Wilfrid-Laurier). Le volet santé humaine de la présente évaluation repose sur le document de l'approche scientifique intitulé « Méthode fondée sur la biosurveillance 2 » (publié le 9 décembre 2016), qui a fait l'objet d'un examen externe par les pairs et d'une consultation publique de 60 jours. Les commentaires reçus sur l'examen externe par les pairs proviennent de Lynne Haber et d'Andrew Maier du Toxicology Excellence for Risk Assessment (TERA) ainsi que de Judy LaKind de LaKind Associates. Même si les commentaires de l'extérieur ont été pris en considération, Santé Canada et Environnement et Changement climatique Canada assument l'entière responsabilité du contenu final et des conclusions de la présente évaluation préalable.

S'appuyant sur l'examen des données scientifiques et en intégrant une approche fondée sur le poids de la preuve et le principe de précaution, la présente ébauche d'évaluation préalable est centrée sur les données critiques permettant de déterminer si les substances visées satisfont aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE[3].

[3] Pour déterminer si une substance satisfait à un ou à plusieurs critères de l'article 64 de la LCPE, il faut s'appuyer sur une évaluation des risques potentiels pour l'environnement et/ou la santé humaine associés à l'exposition dans l'environnement en général. Pour les humains, cela comprend, sans s'y limiter, l'exposition par l'air ambiant et l'air intérieur, l'eau potable, les denrées alimentaires et les produits disponibles aux consommateurs. Une conclusion établie aux termes de la LCPE n'est pas pertinente pour une évaluation en fonction des critères de danger prévus au *Règlement sur les matières dangereuses* lequel fait partie du cadre réglementaire pour le Système d'information sur les matières dangereuses au travail et vise les produits dangereux destinés à être utilisés au travail, ni n'empêche

L'évaluation préalable présente les données critiques et les considérations sur lesquelles la conclusion proposée est fondée.

2. Identité des substances

L'argent (Ag) est un élément naturel. Les substances contenant de l'argent présentes dans le commerce ou produites indirectement appartiennent à diverses catégories de substances, dont l'argent élémentaire, les composés métalliques inorganiques, les sels métalliques organiques et les composés organométalliques, représentés soit par des substances discrètes soit par des UVCB (substances de composition inconnue ou variable, produits de réaction complexes ou matières biologiques). Les sept substances du groupe de l'argent et de ses composés dont l'évaluation a été jugée prioritaire appartiennent au groupe des composés métalliques inorganiques. Leurs numéros de registre du Chemical Abstracts Service (nos CAS[4]), leurs noms dans la Liste intérieure des substances (LIS) et leurs noms communs sont présentés dans le tableau 2-1.

Tableau 2-1. Identité des sept substances faisant partie du groupe de l'argent et de ses composés dont l'évaluation est jugée prioritaire

Nº CAS	Nom dans la LIS	Nom commun
7440-22-4	Argent	Argent
7761-88-8	Nitrate d'argent	Nitrate d'argent
7783-90-6	Chlorure d'argent	Chlorure d'argent
7785-23-1	Bromure d'argent	Bromure d'argent
10294-26-5	Sulfate de diargent (1+)	Sulfate d'argent
20667-12-3	Oxyde de diargent	Oxyde d'argent
21548-73-2	Sulfure de diargent	Sulfure d'argent

3. Propriétés physiques et chimiques

L'argent (Ag) est un métal de transition d'origine naturelle. Il est ductile et malléable et présente un lustre métallique blanchâtre (HSDB 1983-). De tous les métaux, l'argent pur est celui qui présente la réflectivité et la conductivité électrique et thermique les plus élevées (Lide 2000). La composition isotopique naturelle de l'argent consiste en deux isotopes stables, ^{107}Ag et ^{109}Ag, l'isotope ^{107}Ag étant légèrement plus abondant. L'argent est l'un des métaux les moins réactifs et l'ion Ag^+ est le principal état d'oxydation dans les conditions naturelles. L'état d'oxydation +2 de l'argent n'est pas

une telle évaluation. Une telle conclusion n'empêche pas non plus la tenue d'une telle évaluation. De même, une conclusion s'appuyant sur les critères définis à l'article 64 de la LCPE n'empêche pas la prise de mesures en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

[4] Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution, sauf si elle sert à répondre aux besoins législatifs ou si elle est nécessaire à des rapports destinés au gouvernement du Canada lorsque des renseignements ou des rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society.

stable et est facilement réductible. L'état d'oxydation +3 est rare (Greenwood et Earnshaw 1997).

L'argent est stable dans l'air et dans l'eau, sauf quand il réagit avec des composés de soufre pour former du sulfure d'argent, ce qui noircit la surface du métal (Lide 2000). L'argent métallique se dissout facilement dans l'acide sulfurique concentré chaud, ainsi que dans l'acide nitrique dilué ou concentré. En présence d'air, et particulièrement en présence de peroxyde d'hydrogène, l'argent se dissout rapidement dans des solutions aqueuses de cyanure (HSDB 1983-).

La plupart des sels d'argent sont non solubles dans l'eau (p. ex., bromure d'argent, 0,14 mg/L; chlorure d'argent, 1,93 mg/L), avec quelques exceptions, dont le nitrate d'argent (c.-à-d., $2{,}16 \times 10^4$ mg/L), le perchlorate et le fluorure. Les halogénures d'argent, particulièrement le bromure et l'iodure, sont photosensibles et se décomposent en argent métallique lorsqu'ils sont exposés à la lumière (OMS 2002).

Un résumé des propriétés physico-chimiques (Lide 2000, 2005) des sept substances du groupe de l'argent et de ses composés figure à l'annexe A.

4. Sources et utilisations

4.1 Sources naturelles

L'argent est naturellement présent dans la croûte terrestre, ses concentrations moyennes étant estimées entre 0,07 mg/kg (Yaroshevsky 2006) et 0,1 mg/kg (Purcell et Peters 1998). Il est surtout présent sous forme de sulfures et en association avec la pyrite (c.-à-d., disulfure de fer), la galène (c.-à-d., sulfure de plomb), les tellurures et l'or (ATSDR 1990; Purcell et Peters 1998). Les processus naturels responsables de la mobilisation de l'argent dans l'environnement comprennent la météorisation et l'érosion des roches et du sol. L'argent étant un élément, il ne se décompose pas dans l'environnement, mais il peut se transformer d'une forme géochimique à une autre à mesure qu'il migre dans divers milieux, par exemple, il peut passer de l'argent ionique dans la colonne d'eau au sulfure d'argent dans les sédiments (voir la section 6.1, qui traite du devenir de l'argent dans l'environnement). L'argent est un élément trace, car c'est un constituant mineur de la croûte, de l'eau et de l'air de la Terre (voir la section 7.2.2, qui traite des concentrations de fond d'argent).

4.2 Sources anthropiques

4.2.1 Production d'argent

L'argent présent dans les gisements minéraux est extrait du sol dans les mines de métaux et est ensuite traité et affiné par les installations de fusion et d'affinage des métaux communs. La grande majorité des mines canadiennes sont polymétalliques (RNCan 2018a) et l'argent est obtenu surtout comme sous-produit de l'extraction des minerais de cuivre-zinc, de cuivre-nickel, d'or et de plomb-zinc (SAMSSA 2016). La

seule mine d'argent primaire au Canada a suspendu ses activités en 2013 avec l'intention de reprendre la production ultérieurement (Alexco 2019).

En 2016, la production mondiale d'argent était estimée à environ 25 100 t, le Canada se classant au 15e rang des producteurs (O'Connell et coll. 2017). Selon Ressources naturelles Canada (RNCan) (2018b), la production d'argent au Canada en 2016 était de 385 t, l'Ontario étant le plus grand producteur (132 t), suivi de la Colombie-Britannique (84 t) et du Québec (83 t). Par rapport aux autres métaux, métalloïdes et non-métaux produits au Canada, l'argent est produit en faibles quantités.

4.2.2 Fabrication et importation

Les données concernant la fabrication et l'importation de substances contenant de l'argent au Canada proviennent de plusieurs sources : les données obtenues grâce à une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2013a), les données obtenues de l'Agence des services frontaliers du Canada (ASFC) (ASFC 2016) et les données disponibles dans la Base de données sur le commerce international canadien de marchandises (CICM 2017-).

Une enquête menée conformément à un avis émis en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2012) (pour l'année de déclaration 2011)[5] comprenait les sept substances du groupe de l'argent et de ses composés (voir la section 2), sauf l'argent (nº CAS 7440-22-4). Des réponses ont été reçues pour quatre de ces substances : le nitrate d'argent, l'oxyde d'argent, le sulfure d'argent et le sulfate d'argent (Environnement Canada 2013a). Moins de quatre entreprises ont déclaré avoir fabriqué du nitrate d'argent (de 10 t à moins de 100 t) ou de l'oxyde d'argent (moins de 1,0 t) et quatre entreprises ont déclaré avoir importé du nitrate d'argent (1,0 t à moins de 10 t) ou du sulfure d'argent (1 000 t à moins de 10 000 t) et/ou du sulfate d'argent (moins de 1,0 t) (Environnement Canada 2013a).

La quantité de substances contenant de l'argent importée au Canada entre 2010 et 2013, selon les données de l'Agence des services frontaliers du Canada (ASFC), pour cinq codes du Système harmonisé (SH)[6] associés aux substances contenant de

[5] Les valeurs proviennent des quantités déclarées lors d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2013). Veuillez consulter les paramètres de l'enquête pour en connaître les inclusions et exclusions particulières (annexes 2 et 3).

[6] Le Système harmonisé de désignation et de codification des marchandises est un système international de classification des marchandises créé par le Conseil de coopération douanière (maintenant appelé Organisation mondiale des douanes) et utilisé par le Canada pour classer les marchandises importées et exportées (https://www.cbsa-asfc.gc.ca/trade-commerce/tariff-tarif/hcdcs-hsdcm/menu-fra.html)

l'argent, est présentée à l'annexe B, tableau B-1 (ASFC 2016). Les codes SH ont été regroupés par catégorie aux fins d'analyse : le nitrate d'argent, les autres composés d'argent et la poudre d'argent. Un seul code SH était associé à une substance discrète, le nitrate d'argent. Selon la répartition des données sur l'importation, de nombreuses entreprises ont importé des substances contenant de l'argent associées à ces codes SH en quantités faibles à modérées entre 2010 et 2013 : 150 t pour le nitrate d'argent, 150 t pour les autres composés d'argent et 84 000 t pour la poudre d'argent. Les autres catégories de codes SH comprennent l'argent brut, l'argent mi-ouvré, et les minerais et concentrés d'argent, dont les quantités importées totales étaient de 4 200 t, 2 500 t et 1 500 t, respectivement, entre 2010 et 2013. Selon le CICM (2017-), les quantités importées en 2017 et en 2018 étaient de 173 t pour le nitrate d'argent, de 38 t pour les autres composés d'argent, de 263 t pour la poudre d'argent, de 3 351 t pour l'argent brut, de 586 t pour l'argent mi-ouvré et de 11 391 t pour les minerais et concentrés d'argent.

4.2.3 Utilisations

Les substances contenant de l'argent sont utilisées de très nombreuses façons partout dans le monde. L'argent est un métal précieux ayant une importante valeur économique et esthétique, et on l'utilise dans les pièces de monnaie, les lingots, la bijouterie et l'argenterie (O'Connell et coll. 2017; USGS 2018). Auparavant, l'argent était également utilisé dans l'industrie des films photographiques et radiographiques (Santé Canada 1986; Purcell et Peters 1998; OMS 2002), mais cette utilisation a fléchi à 20 % de ce qu'elle était dans le monde entier en 1999, en raison des progrès réalisés dans les technologies de l'image (O'Connell et coll. 2017). Les applications industrielles actuelles de l'argent comprennent la fabrication de préparations et de substances contenant de l'argent (p. ex., le nitrate d'argent est utilisé pour la synthèse du dicyanoargentate de potassium et de l'oxyde d'argent) et la catalyse d'autres composés chimiques (p. ex., l'oxyde d'éthylène) (O'Connell et coll. 2017; Brumby et coll. 2008). Les autres applications industrielles actuelles de l'argent comprennent les piles, les produits de brasage tendre et fort, les convertisseurs catalytiques, les plaquettes de circuit imprimé, les appareils électroniques, l'électro-galvanisation, le durcissement des roulements, les encres, les miroirs et les piles solaires (O'Connell et coll. 2017; USGS 2018), ainsi que l'utilisation de l'argent présent dans l'iodure d'argent pour l'ensemencement des nuages (OMS 2002).

Selon les renseignements déclarés lors de l'enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE, les utilisations des substances contenant de l'argent comprennent les utilisations en laboratoire et la distribution du nitrate d'argent (n^{o} CAS 7761-88-8) et du sulfate d'argent (n^{o} CAS 10294-26-5) (Canada 2012). Les renseignements additionnels

sur les utilisations provenant de cette source ne peuvent être divulgués en raison de demandes de confidentialité. Les autres utilisations des substances contenant de l'argent au Canada comprennent la fabrication de pièces de monnaie, de bijoux, de médailles et d'argenterie, le brasage tendre et fort et la catalyse de l'oxyde d'éthylène (O'Connell et coll. 2017). L'iodure d'argent est utilisé pour l'ensemencement des nuages en Alberta (communication personnelle, courriel de l'Alberta Severe Weather Management Society adressé à la Division de l'évaluation écologique, Environnement et Changement climatique Canada, 21 mars 2019; sans référence). Les données de l'ASFC (2016) sur l'importation de diverses substances contenant de l'argent ne renferment aucun renseignement sur leur utilisation. Par conséquent, un sous-ensemble d'importations a été établi et les codes du SCIAN6[7] ont été attribués aux fins d'analyse pour mieux connaître les utilisations de l'argent au Canada. Les quantités importées totales ont été regroupées selon la description des codes du SCIAN6 pour trois catégories : le nitrate d'argent, les autres composés d'argent et la poudre d'argent (annexe B, tableau B-2). Les utilisations présumées du nitrate d'argent, des autres composés d'argent et de la poudre d'argent au Canada comprennent les utilisations dans divers procédés de fabrication, notamment la fabrication de produits chimiques inorganiques, de produits en verre, de pièces et d'équipement électroniques, de savon et de composés de nettoyage (nitrate d'argent); la fabrication de divers autres produits et préparations chimiques; la fabrication de divers autres composés d'argent; et la fabrication d'appareillages de connexion et de tableaux de contrôle (poudre d'argent).

L'argent peut être utilisé dans une multitude de produits de consommation au Canada, notamment des produits pharmaceutiques (BDPP [modifiée 2018]), des produits de santé naturels (BDPSNH [modifiée 2018]; BDIPSN [modifiée 2019]), des cosmétiques (Santé Canada [modifié 2018]; communication personnelle, courriels de la Direction de la sécurité et des produits de consommation de Santé Canada adressés au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 24 février 2016; sans référence), des pesticides (communication personnelle, courriels de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada adressés au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 1er mars 2016; sans référence), des additifs alimentaires (Santé Canada [modifié 2006]), des emballages alimentaires, des additifs indirects (p. ex., les produits utilisés dans les établissements de transformation des aliments) (communication personnelle, courriels de la Direction des aliments de Santé Canada adressés au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 14 mars 2016; sans référence), et des jouets (Santé Canada 2016).

[7] Les codes du Système de classification des industries de l'Amérique du Nord (SCIAN) suivent une structure hiérarchique composée de cinq niveaux. Le cinquième niveau, représenté par six chiffres, correspond aux industries canadiennes.

5. Rejets dans l'environnement

L'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) du Canada estime les rejets annuels d'argent et de ses composés dans l'environnement, les quantités annuelles recyclées et les quantités annuelles éliminées. Les installations sont tenues de déclarer les quantités qui atteignent les seuils de déclaration, notamment les installations qui fabriquent, transforment ou utilisent autrement l'argent et ses composés à une concentration (d'argent élémentaire) égale ou supérieure à 1 % en poids (sauf pour les sous-produits et les résidus miniers) et en une quantité de 10 t ou plus, et où les employés travaillent 20 000 heures par année (ECCC 2016a).

Selon les données présentées à l'INRP dans la période de déclaration de 2012 à 2016, on comptait au Canada 32 installations dans 10 secteurs qui ont rejeté de l'argent dans l'air, l'eau ou tous les milieux en une quantité inférieure à une tonne (annexe C, tableau C-1). Aucun rejet au sol n'a été déclaré au cours de cette période de 5 ans, mais les rejets au sol peuvent avoir été comptés dans la catégorie « tous les milieux en une quantité inférieure à une tonne ». Les rejets totaux d'argent dans l'air dans la période de 2012 à 2016 déclarés par six secteurs étaient faibles (2,0 t), et en grande partie attribuables au secteur de la fusion et de l'affinage des métaux communs (1,3 t), et au secteur d'extraction de pétrole non classique (0,41 t). Les quatre autres secteurs ont déclaré des rejets négligeables dans l'air (inférieurs ou égaux à 0,040 t). Les rejets totaux d'argent dans l'eau au cours de cette même période de 5 ans par cinq secteurs déclarants étaient faibles également (0,70 t). Dans le secteur des mines de métaux, huit installations ont rejeté en tout 0,3 t d'argent dans l'eau. Les données déclarées pour la catégorie « tous les milieux en une quantité inférieure à une tonne » entre 2012 et 2016 indiquent que les rejets totaux d'argent ont également été faibles (1,0 t) et en grande partie attribuables au secteur de la fusion et de l'affinage des métaux communs, tandis que les autres secteurs avaient rejeté des quantités négligeables (inférieures ou égales à 0,090 t). Par conséquent, les données de l'INRP indiquent que l'argent a été rejeté dans l'environnement en faibles quantités par les activités industrielles atteignant le seuil de déclaration pendant la période de 2012 à 2016.

Les rejets d'argent dans l'environnement peuvent également être dus à la fabrication, à l'utilisation et à l'élimination de substances et de produits contenant de l'argent (p. ex., piles, articles électroniques, films argentiques), et à d'autres activités (p. ex., ensemencement des nuages) (ATSDR 1990; Purcell et Peters 1998; OMS 2002; USGS 2018).

Par le passé, les industries des films photographiques et radiographiques au Canada et ailleurs dans le monde utilisaient abondamment l'argent, et elles étaient une source importante de rejets d'argent dans l'environnement (Santé Canada 1986; Purcell et Peters 1998; OMS 2002). Selon les données de surveillance des eaux de surface recueillies à proximité d'une usine de fabrication de films photographiques, les concentrations d'argent ont diminué jusqu'à des valeurs inférieures au seuil de détection (< 10 µg/L) entre les années 1970 et les années 1990 (OMS 2002). Comme l'utilisation de l'argent a atteint son point culminant dans ces industries en 1999, cette

utilisation a diminué en raison des progrès réalisés en technologies de l'image (section 4.2.3) et, par conséquent, les rejets dans l'environnement ont diminué (USGS 2018; Metcalfe et coll. 2018). Par conséquent, compte tenu du déclin de l'utilisation de l'argent par les industries des films photographiques et radiographiques, il est à prévoir que les rejets d'argent dans l'environnement canadien, attribuables à ces sources, seront faibles. De plus, les effluents de ces industries sont habituellement traités par les systèmes de traitement des eaux usées (STEU) municipaux, qui éliminent efficacement l'argent (section 7.2.5).

L'élimination des produits de consommation, des produits commerciaux et des produits industriels contenant de l'argent peut également entraîner des rejets d'argent dans l'environnement. Divers produits comme les articles électroniques (p. ex., téléphones cellulaires, plaquettes de circuit imprimé, etc.) et les piles peuvent être recyclés ou éliminés dans les sites d'enfouissement.

L'ensemencement de nuages est une autre source de rejet d'argent dans l'environnement canadien. À l'heure actuelle, il existe un seul programme de suppression de la grêle actif en Alberta, exécuté par Weather Modification inc. Depuis 1996, afin de tenter de réduire les dommages causés par la grêle, l'entreprise ensemence un certain nombre d'orages en formation dans la région de Calgary-Red Deer entre mai et septembre chaque année. Elle utilise de l'iodure d'argent comme agent d'ensemencement et les rejets dans l'environnement dus à cette activité sont faibles (en moyenne 0,221 t d'iodure d'argent par année, variant en moyenne de 0,0484 à 0,400 t d'iodure d'argent par année entre 1996 et 2018) (communication personnelle, courriel de l'Alberta Severe Weather Management Society adressé à la Division de l'évaluation écologique d'Environnement et Changement climatique Canada, 21 mars 2019; sans référence).

6. Devenir et comportement dans l'environnement

6.1 Répartition dans l'environnement

Dans l'air ambiant, l'argent et ses composés devraient exister uniquement sous forme de particules et peuvent être éliminés de l'atmosphère par dépôt humide ou sec (HSDB 1983-).

Dans l'eau douce, l'argent existe principalement sous forme de complexes d'argent (CCME 2015a; Kramer et coll. 2007; Shafer et coll. 1996; Wen et coll. 1997). Dans l'eau, les ions d'argent libres forment rapidement des complexes avec des ligands, notamment des sulfures, des chlorures, des matières organiques naturelles (MON) et des particules en suspension (Andren et Bober 2002; Bodek et coll. 1988; CCME 2015a; Kramer et coll. 2007; Ratte 1999; Shafer et coll. 1996; Wen et coll. 1997; Wood 2012). Dans les eaux estuariennes et marines, l'argent forme principalement des complexes Ag-Cl en raison des concentrations élevées d'ions chlorure, et les complexes AgCl, $AgCl_2^-$ ou $AgCl_3^{2-}$ deviennent de plus en plus présents à mesure que la salinité de l'eau augmente (Miller et Bruland 1995; Ward et Kramer 2002; Wood et

coll. 2004; Wood 2012). Lorsque les eaux usées industrielles et domestiques contenant de l'argent sont traitées dans des STEU, environ 75 % à 94 % de l'argent sont transformés en sulfures d'argent non solubles et restent dans les boues (Bard et coll. 1976; CCME 2015a; Lytle 1984; NAPM 1974; Pavlostathis et Maeng 1998; Shafer et coll. 1998).

L'argent peut passer de l'eau aux sédiments et s'adsorber sur des minéraux argileux et des oxydes métalliques hydratés, p. ex., les hydroxydes de manganèse et de fer (Bodek et coll. 1988). La précipitation du sulfure d'argent (Ag_2S) peut être un autre mécanisme efficace pour éliminer l'argent de l'eau (Bodek et coll. 1988; Shafer et coll. 1996). Les coefficients de partage (log K_d) pour l'argent varient de 1,20 à 6,32 (Flegal et coll. 1997; HSDB 1983- ; Mueller-Harvey et coll. 2007), ce qui indique que les composés d'argent ont une gamme d'affinités d'adsorption sur les solides en suspension et les sédiments dans diverses conditions environnementales. L'argent adsorbé sur les solides en suspension se dépose dans les sédiments et peut s'accumuler avec le temps, et les sédiments peuvent donc agir comme puits actif pour l'argent dans le milieu aquatique (Callahan et coll. 1979). Cependant, les ions argent adsorbés peuvent se désorber et revenir dans la colonne d'eau au contact de l'eau de mer (Bodek et coll. 1988). Il a également été proposé que les quantités relativement importantes de colloïdes organiques dans l'eau de mer abaissent le K_d de l'argent et remobilisent l'ion argent libre sous sa forme particulaire dans les eaux sus-jacentes (Bodek et coll. 1988; Flegal et coll. 1997). La volatilisation à partir de la surface de l'eau ne devrait pas être un processus important dans le devenir de l'argent (HSDB 1983-).

En pénétrant dans le sol, l'argent s'adsorbera sur les colloïdes organiques, les minéraux argileux, les oxydes métalliques hydratés et les sulfures (notamment le sulfure volatil acide ou le sulfure de fer) (Bodek et coll. 1988; Mueller-Harvey et coll. 2007). Le coefficient de partage sol-eau (log K_{se}) de 2,79, décrit par Mueller-Harvey et coll. (2007), indique que l'argent sera modérément adsorbant sur les particules de sol. L'argent forme des complexes avec les sulfures et le carbone organique dissous (COD) dans le sol et restera dans le sol en raison d'une adsorption extrêmement élevée (log K_{se} de ~ 8,8 à 14,2) (Wood 2012). La volatilisation à partir des surfaces de sol humides et sèches ne devrait pas être un processus important dans le devenir des composés d'argent en raison de leur nature ionique et de leur faible pression de vapeur (HSDB 1983-).

6.2 Persistance dans l'environnement

L'argent existe généralement sous forme d'argent élémentaire et de complexes d'argent dans l'environnement. Il n'existe aucune preuve de la biotransformation de l'Ag^0, mais l'argent forme des complexes avec des chlorures, des sulfures et des biomolécules lorsqu'il pénètre dans l'environnement et les organismes (Wood 2012). L'argent est considéré comme persistant, car il ne peut pas se dégrader par des processus tels que la photodégradation ou la biodégradation, bien qu'il puisse se transformer en différentes espèces chimiques ou se répartir entre différentes phases dans les milieux environnementaux.

6.3 Potentiel de bioaccumulation

L'argent n'est pas un élément essentiel pour les organismes. L'évaluation de la bioaccumulation de l'argent tient compte de la spéciation et de la biodisponibilité de l'argent dans l'environnement. La biodisponibilité est examinée ci-dessous, plus particulièrement celle de l'entité argent.

La bioaccumulation de l'argent a été examinée en profondeur dans les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada (RQEC) (CCME 2015a). Il est reconnu que la méthode faisant appel aux facteurs de bioconcentration et de bioaccumulation (FBC et FBA) des métaux fait actuellement l'objet de nombreux débats et de nombreuses critiques, car ces facteurs sont jugés peu utiles pour prévoir les dangers liés aux métaux (McGeer et coll. 2003; Schlekat et coll. 2007). Par conséquent, ni les RQEC ni la présente évaluation préalable ne s'attardent sur les valeurs des FBC et FBA. Au contraire, la biodisponibilité de l'argent, sa bioaccumulation et sa bioamplification par les réseaux trophiques seront considérées comme des données probantes générales permettant de déterminer le potentiel de bioaccumulation de l'argent. Aucune donnée probante de bioamplification de l'argent n'a été trouvée, et une relation inverse entre la constante du taux d'adsorption de l'argent et ses concentrations dans l'eau a été démontrée pour les valeurs des FBC et FBA de l'argent (McGeer et coll. 2003; López-Serrano et coll. 2014). Donc, dans la présente évaluation préalable, nous ne traiterons en détail que les nouvelles données.

La biodisponibilité et la bioaccumulation de l'argent dans les milieux aquatiques sont principalement dues à l'ion argent libre (Ag^+), la forme qui est toxique pour tous les organismes aquatiques (Rodgers et coll. 1997a, b). L'ion argent a tendance à s'accumuler dans les organismes, car il est compatible pour l'absorption par des transporteurs d'ions de la membrane cellulaire (Fabrega et coll. 2011; Luoma 2008). Chez les organismes aquatiques, l'absorption et l'accumulation de l'Ag présent dans l'eau sont proportionnelles aux concentrations d'Ag aqueux et, dans une moindre mesure, à la durée de l'exposition (Brown et coll. 2003; Bury et coll. 2002; Carvalho et coll. 1999; Couillard et coll. 2008; Guevara et coll. 2005; Lam et Wang 2006; Martin et coll. 2017; Roditi et Fisher 1996; Rodgers et coll. 1997b; Wood et coll. 1996). L'exposition à l'Ag par voie alimentaire est jugée peu préoccupante (CCME 2015a). La connaissance des mécanismes de détoxification de l'Ag chez les organismes aquatiques est limitée. Zimmermann et coll. (2017) semblent indiquer que les moules zébrées possèdent des mécanismes de régulation qui empêchent la bioaccumulation de l'Ag, l'excès d'Ag étant éliminé seulement lorsque tous les sites de liaison sont occupés. Martin et coll. (2017) ont démontré que, chez les poissons, la liaison rapide avec la métallothionéine (MT), une protéine riche en cystéine, est la principale voie de détoxification de l'Ag^+ en raison de la forte affinité de l'Ag pour les groupes thiol de la MT.

Dans un environnement sédimentaire naturel, le sulfure d'argent est considéré comme la forme prédominante, les concentrations élevées de sulfures de fer dans les sédiments favorisant la formation de sulfures d'argent (Hirsch 1998b). Les faibles

concentrations d'Ag accumulées dans les tissus des organismes vivant dans les sédiments et l'absence d'effets observés lorsque les organismes sont exposés au sulfure d'argent à des concentrations de 444 à 920 mg Ag/kg en poids sec (p.s.) indiquent que les complexes Ag-sulfure, dans les sédiments, pourraient ne pas être biodisponibles pour les organismes (Hirsch 1998b).

Des données limitées ont été trouvées sur l'absorption et la bioaccumulation de l'argent chez les animaux et les plantes terrestres. Le facteur prédominant qui influe sur le comportement et la biodisponibilité de l'argent dans les sols est la présence de sulfures, ou de sulfures volatils acides, qui forment des complexes avec l'ion argent libre pour donner des sulfures d'argent moins biodisponibles. Velicogna et coll. (2017) ont étudié la bioaccumulation de l'Ag chez des lombrics vivant dans un sol dopé à l'$AgNO_3$. Le FBA cinétique rapporté était de 0,74, ce qui concorde avec les résultats d'autres études menées sur les oligochètes terrestres (Schlich et coll. 2013). Des FBA dans une plage similaire (1,12 à 6,40) ont été observés pour d'autres espèces d'invertébrés du sol (Tourinho et coll. 2016; Waalewijn-Kool et coll. 2014). Les voies d'absorption de l'Ag semblent être propres à chaque espèce d'organisme vivant dans le sol, la voie orale étant la principale voie d'absorption chez les vers de terre par rapport à l'absorption cutanée chez les isopodes du sol (Diez-Ortiz et coll. 2015; Tourinho et coll. 2016).

Les plantes accumulent l'argent principalement dans leur système racinaire, comme le démontre l'étude sur la biodisponibilité de l'Ag pour la laitue dans des sols amendés avec des biosolides à des concentrations d'Ag pertinentes en ce qui concerne l'environnement (Doolette 2015). L'accumulation d'Ag dans les pousses n'était pas significative par rapport aux racines. On a constaté que le Cl^- réagissait avec l'Ag^+ pour former des complexes Ag-chloro solubles et biodisponibles jusqu'à saturation et précipitation subséquente de l'AgCl (Doolette 2015).

Une étude récente de Yoo-iam et coll. (2014) sur le potentiel de bioamplification de l'Ag à travers un réseau trophique tropical d'eau douce, réalisée sur une algue verte (*Chlorella* sp.), une puce d'eau (*Moina macrocopa*), le barbot de Java (*Barbonymus gonionotus*) et un ver de vase (*Chironomus* spp.), a permis de confirmer la conclusion du CCME (2015) selon laquelle il n'y a aucune bioamplification de l'Ag. Le facteur de biotransfert (FBT) calculé et le facteur de bioamplification (FBAm) étaient compris entre 0,02 et 0,46 allant des prédateurs aux proies, ce qui semble indiquer l'absence de bioamplification.

Les données probantes actuelles indiquent que l'argent est rapidement absorbé et accumulé par les organismes dans les organes et autres tissus. On a démontré que l'argent accumulé est principalement lié à des biomolécules telles que la MT ou qu'il est détoxifié dans les organismes aquatiques. Les mécanismes de régulation ou de détoxification de l'Ag dans les organismes qui vivent dans les sédiments ou les sols ne sont pas clairs. La disponibilité de l'Ag^+ libre pourrait être réduite par la formation de sulfure d'argent inerte dans ces milieux environnementaux, ce qui diminuerait la bioaccumulation de l'Ag par les organismes. Aucune donnée probante de bioamplification à travers les réseaux trophiques n'a été trouvée pour l'argent

(CCME 2015a; McGeer et coll. 2003; Ratte 1999; Terhaar et coll. 1977; Yoo-iam et coll. 2014).

7. Potentiel de causer des effets nocifs sur l'environnement

7.1 Évaluation des effets sur l'environnement

7.1.1 Caractère essentiel de la substance

Rien ne prouve que l'argent soit un élément essentiel pour les organismes vivants (CCME 2015a).

7.1.2 Mode d'action toxicologique et mécanismes de toxicité

L'argent existe généralement sous forme de complexes d'argent (p. ex., colloïdes et particules) dans la plupart des milieux naturels (CCME 2015a; Kramer et coll. 2007; Shafer et coll. 1996; Wen et coll. 1997).

Le mécanisme bien connu de la toxicité de l'argent pour les organismes d'eau douce est lié à son interférence avec le processus vital d'absorption du Na^+ et du Cl^- (McGeer et Wood 1998; Morgan et coll. 1997; Wood 2012). Le mode d'action toxicologique de l'Ag chez les poissons d'eau douce et d'eau de mer a été examiné en détail dans les RQEC pour l'argent (CCME 2015a). Le principal mécanisme de toxicité de l'argent chez les poissons d'eau douce est l'inhibition presque totale de l'activité de la Na^+/K^+-ATPase, ce qui entraîne une perturbation des fonctions des deux principales enzymes branchiales essentielles à l'ionorégulation (CCME 2015a; Hogstrand et Wood 1998; Webb et Wood 1998; Wood 2012). Le principal mécanisme de toxicité chez les poissons marins semble impliquer une défaillance de l'osmorégulation, comme on le voit chez les poissons d'eau douce, bien qu'il y ait deux organes cibles possibles (les branchies et l'intestin) et deux fonctions cibles possibles (l'ionorégulation branchiale et l'ionorégulation gastrointestinale) chez les poissons marins (CCME 2015a; Wood 2012). Il a été démontré qu'une exposition à long terme des truites arc-en-ciel juvéniles à l'argent provoque la production de la protéine de détoxification métallothionéine (MT), ce qui semble indiquer que le foie du poisson offre une protection inhérente contre la toxicité chronique causée par l'Ag (Hogstrand et coll. 1996).

Comme les poissons, les invertébrés d'eau douce (p. ex., *Daphnia magna*) exposés à l'argent présentaient également une perturbation de l'ionorégulation (Bianchini et Wood 2003). L'inhibition de la Na^+/K^+-ATPase chez *Daphnia magna* était directement liée à l'argent qui entravait l'absorption du sodium par l'organisme dans son ensemble. Toutefois, la nature de l'inhibition de l'absorption du sodium chez *Daphnia magna* était différente de celle observée chez les poissons (absorption compétitive ou absorption non compétitive chez les poissons) (Bianchini et Wood 2003). L'argent peut également inhiber la reproduction de certaines espèces d'invertébrés en perturbant la synthèse de la vitellogénine (Wood 2012).

Cependant, chez les invertébrés marins, le mécanisme exact de la toxicité n'est pas clair. Les invertébrés marins n'ont pas présenté de défaillance de l'osmorégulation ou de déficience de l'ionorégulation au niveau de l'hémolymphe lorsqu'ils ont été exposés à l'argent. Au contraire, l'argent a causé des changements importants dans la teneur en eau des branchies et/ou de l'hépatopancréas, ce qui a entraîné des modifications importantes de l'activité de la Na^+/K^+-ATPase. Des changements se sont également produits dans les concentrations totales et intracellulaires d'ions (Cl^-, Na^+, K^+, Mg^{2+} et Ca^{2+}) dans différents tissus d'invertébrés marins (Bianchini et coll. 2005). Il a été supposé que d'autres mécanismes sont en cause dans le transport de l'eau et des ions au niveau de la membrane cellulaire, ce qui cause des altérations dans la régulation de l'eau et des ions au niveau cellulaire dans différents tissus d'invertébrés marins (Bianchini et coll. 2005).

On a supposé que l'absorption d'argent par les algues d'eau douce se fait par trois mécanismes : 1) le transport accidentel de cations; 2) le transport par un système servant à l'absorption d'autres cations essentiels (p. ex., Na^+, K^+, ou Cu^+); et 3) le transport à travers les membranes cellulaires vers le cytosol par diffusion passive directe à travers la bicouche lipidique sous forme de complexe AgCl neutre (Lee et coll. 2004). Une fois qu'il a pénétré dans une cellule de l'algue, l'argent interfère spécifiquement avec les molécules contenant du soufre (Leonardo et coll. 2016; Ratte 1999), provoquant un mauvais pliage et des dommages aux protéines en se liant aux groupes thiol (Pillai et coll. 2014). L'argent peut également réguler l'expression des protéines dans la synthèse de l'ATP et la photosynthèse, et peut remplacer le Cu^+ dans les principales protéines en cause dans ces processus (Pillai et coll. 2014). Leonardo et coll. (2016) ont démontré que l'argent lié aux molécules contient du soufre et se détoxifie efficacement en entrant dans le cytosol de la microalgue verte *Coccomyxa actinabiotis* à de faibles concentrations (p. ex., 10^{-5} M). Cependant, l'argent peut pénétrer dans le cytosol et les chloroplastes à des concentrations plus élevées (p. ex., > 10^{-4} M), causant des dommages au photosystème et inhibant la photosynthèse et la croissance (Leonardo et coll. 2016).

L'argent aurait de fortes propriétés fongicides, algicides et bactéricides en raison de l'inhibition par Ag^+ des enzymes thiolase, phosphatase (P), arylsulfatase (S) et uréase (N) (Domsch 1984; Falbe et Regitz 1992; NAPM 1974).

7.1.3 Facteurs de modification la toxicité

Le CCME a examiné les facteurs pouvant modifier la toxicité de l'argent conformément au protocole du CCME pour l'élaboration de recommandations pour la qualité de l'eau (CCME 2007), lors de l'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau en ce qui concerne l'argent (CCME 2015a). L'examen a permis de déterminer que la toxicité de l'argent est en corrélation avec les concentrations de l'ion argent libre, Ag^+, et, par conséquent, les facteurs qui influent sur la disponibilité de l'Ag^+ libre devraient en modifier la toxicité. La toxicité de l'argent diminue considérablement dans les eaux naturelles par rapport aux essais faits avec de l'eau de laboratoire. La complexation avec divers ligands et l'adsorption sur des solides fins en suspension dans les eaux

naturelles réduisent la disponibilité de l'Ag^+ libre (CCME 2015a; Erickson et coll. 1998; Wood 2012).

La complexation avec les sulfures et, dans une moindre mesure, avec les thiosulfates est le facteur prédominant qui influe sur la spéciation de l'Ag dans l'environnement et peut en atténuer la toxicité (Bianchini et Bowles 2002; Bianchini et Wood 2008; CCME 2015a).

Les matières organiques naturelles (MON) dans les eaux naturelles sont d'autres ligands importants qui peuvent former de grands complexes Ag-MON, rendant l'argent non biodisponible (CCME 2015a; Erickson et coll. 1998). En étudiant les effets de l'Ag sur trois espèces de microorganismes, González et coll. (2015) ont constaté que la complexation de l'argent avec les MON dissoutes était plus prononcée à de faibles concentrations, avec une longue durée d'exposition et avec une teneur élevée en carbone organique dissous (COD), ce qui illustre le rôle très protecteur des MON.

Les effets protecteurs du Cl- pourraient varier selon l'espèce chez les organismes d'eau douce et ils constituent un facteur extrêmement important dans la réduction de la toxicité de l'argent pour les organismes marins, car les concentrations élevées de chlorure favorisent la formation de complexes Ag-chloro moins toxiques (Bury et Wood 1999; CCME 2015a; Galvez et Wood 1997; Hogstrand et coll. 1996; McGeer et Wood 1998; Ratte 1999).

L'effet du pH (c.-à-d. H^+) sur la toxicité de l'Ag n'est pas clair. On a supposé que les effets dus au pH étaient attribuables à son interaction avec le COD, ce qui réduirait le H^+ en laissant davantage de COD pour la complexation de l'Ag (CCME 2015a).

Plusieurs modèles de ligands biotiques (MLB) ont été mis au point pour prévoir la toxicité aiguë de l'argent pour les organismes d'eau douce. Le mérite de ces trois modèles pour l'Ag a été examiné dans les récentes Recommandations pour la qualité des eaux au Canada pour l'argent (CCME 2015a). Ces modèles ont été considérés comme des candidats utiles pour générer des estimations de la toxicité à court terme dans des conditions propres au site. Malheureusement, il n'existe pas de MLB permettant de prévoir la toxicité chronique de l'Ag pour les organismes d'eau douce (CCME 2015a; Wood 2012).

7.1.4 Effets sur les organismes aquatiques

La spéciation de l'argent est un facteur crucial pour ce qui est de son potentiel de toxicité aquatique. Même si les composés d'argent non solubles ou complexés présentent une faible toxicité pour les organismes aquatiques, on sait depuis longtemps que la forte toxicité de l'argent est due à l'ion Ag^+ libre (Bury et Wood 1999; Hogstrand et coll. 1996; Karen et coll. 1999; Leblanc et coll. 1984; Ratte 1999; Rodgers et coll. 1997a, b). Des sels facilement solubles tels que le nitrate d'argent sont utilisés dans les études de toxicité en laboratoire : ils produisent des effets chez les organismes d'eau douce à de faibles concentrations en raison de la libération d'ions Ag^+ libres (Hogstrand

et coll. 1996; Rodgers et coll. 1997a, b). D'autres sels d'argent (p. ex., le thiosulfate, le sulfure, le chlorure, etc.) se sont avérés beaucoup moins toxiques que le nitrate d'argent, et l'AgCl est essentiellement non toxique (LeBlanc et coll. 1984; Hogstrand et coll. 1996; Rodgers et coll. 1997a,b), ce qui est probablement dû à la proportion d'Ag total, c.-à-d. l'ion Ag^+ libre, dans le milieu d'exposition.

Les données sur la toxicité de l'argent pour les organismes d'eau douce sont présentées dans le tableau 7-1. Cet ensemble de données comprend les données relevées dans la documentation scientifique jusqu'en 2013 pour le calcul des RQEC (CCME 2015b). Aux fins de la présente évaluation préalable, une recherche supplémentaire a été faite dans la documentation scientifique sur les données relatives à la toxicité de l'argent et publiées entre 2014 et 2017. Cette recherche sur les plus récentes données a permis de trouver une centaine d'articles de périodiques additionnels sur la toxicité de l'argent et les études de bioaccumulation (dans divers milieux environnementaux). Toutes les études ont fait l'objet d'un examen critique, et seules les données provenant d'études de haute qualité ont été prises en compte.

Dans les essais de toxicité aiguë, les cladocères et les algues vertes comptent parmi les espèces les plus sensibles à l'argent par rapport aux poissons et aux insectes aquatiques ou à d'autres groupes d'invertébrés (CCME 2015a). Les poissons, en particulier la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et le tête-de-boule (*Pimephales promelas*), aux premiers stades larvaires et juvéniles, sont plus sensibles à l'argent que les poissons adultes (tableau 7-1) (CCME 2015b). Dans les essais de toxicité chronique, les poissons, les invertébrés et les plantes aquatiques ont montré une sensibilité à l'argent similaire, variant de 0,32 à 23 µg/L, à l'exception de l'espèce d'invertébrés la plus tolérante, soit le diptère *Chironomus tentans*, avec une concentration sans effet observé sur 10 jours pour la reproduction à 125 µg/L (tableau 7-1) (CCME 2015b; Rodgers et coll. 1997a). On a formulé l'hypothèse que la complexation de l'argent par les particules d'aliments dans les essais de toxicité à long terme chez les invertébrés réduisait la biodisponibilité de l'argent (Wood et coll. 2002).

Tableau 7-1. Données sur la toxicité de l'Ag pour les organismes d'eau douce

Groupe	Types d'essai / critères d'effet	Toxicité aiguë / chronique	Plage de toxicité (µg/L)[a]	Référence [b]
Poissons	Mortalité	Aiguë	1,48 – 280	Auffan et coll. 2014; Asmonaite et coll. 2016; CCME 2015b; Lacave et coll. 2016; Ribeiro et coll. 2014
Invertébrés	Mortalité	Aiguë	0,11 – 5 030	Banumathi et coll. 2017; CCME 2015b; Domingues 2016; Khan et coll. 2015; Mackevica et coll. 2015; Mehennaoui et coll. 2016; Rainville et coll. 2014; Ribeiro

Groupe	Types d'essai / critères d'effet	Toxicité aiguë / chronique	Plage de toxicité (µg/L)[a]	Référence [b]
				et coll. 2015; Seitz et coll. 2015
Algues / plantes	Croissance	Aiguë	1,29 – 248,2	CCME 2015b; Li et coll. 2015; Navarro et coll. 2015; Sørensen et Baun 2015
Protozoaires	Mortalité	Aiguë	8,8	CCME 2015b
Poissons	Croissance / mortalité	Chronique	0,24 – 23	CCME 2015b
Invertébrés	Reproduction / croissance	Chronique	0,78 – 125	CCME 2015b; Ribeiro et coll. 2014
Algues / plantes	Croissance	Chronique	0,63 – 6	CCME 2015b; Sekine et coll. 2015; Sørensen et Baun 2015

[a] Les concentrations avec effet indiquées dans le tableau concernent les essais de toxicité effectués à l'aide d'$AgNO_3$.

[b] Sauf indication contraire, la référence CCME 2015b désigne l'ensemble de données présenté à l'annexe A des RQEC (CCME 2015b).

La valeur actuelle des RQEC à long terme pour l'argent pour la protection des organismes d'eau douce (CCME 2015a) est de 0,25 µg/L. Cette valeur de référence est basée sur une méthode de distribution de la sensibilité des espèces (DSE) faisant appel à des données de toxicité chronique pour 9 espèces aquatiques (c.-à-d. 4 poissons, 4 invertébrés et 1 plante aquatique), et la recommandation représente la valeur CD_5 (concentration dangereuse au 5^e centile) de la distribution.

Les nouvelles données de toxicité à long terme (chronique) pour les organismes d'eau douce, obtenues depuis la publication des RQEC sur l'argent soutiennent que la valeur de 0,25 µg/L assure la protection des organismes aquatiques d'eau douce (Asmonaite et coll. 2016; Call et coll. 1997, 1999, 2006; Domingues 2016; Khan et coll. 2015; Li et coll. 2015; Mackevica et coll. 2015; Mehennaoui et coll. 2016; Navarro et coll. 2015; Rainville et coll. 2014; Ribeiro et coll. 2015; Seitz et coll. 2015; Sekine et coll. 2015; Shen et coll. 2015; Sørensen et Baun 2015; Xin et coll. 2015; Yoo-iam et coll. 2014; Zhang et coll. 2015). Par conséquent, une concentration estimée sans effet dans l'eau douce ($CESE_{eaux\text{-}douces}$) de 0,25 µg/L (argent total) sera utilisée pour la caractérisation des risques.

7.1.5 Effets sur les organismes marins

La forte teneur en chlorure de l'eau de mer réduit la toxicité de l'argent pour les organismes marins en formant des complexes Ag-chlore moins solubles, moins biodisponibles et moins toxiques (Ferguson et Hogstrand 1998; Ratte 1999).

Les données sur la toxicité de l'Ag pour les organismes marins dans les RQEC sur l'Ag actuelles (CCME 2015b) sont présentées dans le tableau 7-2. Dans les essais de

toxicité aiguë réalisés avec de l'eau de mer, les invertébrés et les algues étaient plus sensibles à l'argent que les poissons (CCME 2015b). Dans des essais de toxicité chronique, l'algue rouge *Champia parvula* s'est avérée être l'espèce la plus sensible à la toxicité de l'argent, tandis que les espèces de poissons étaient les moins sensibles (CCME 2015b).

Tableau 7-2. Données sur la toxicité de l'Ag pour les organismes marins

Groupe	Types d'essai / critères d'effet	Toxicité aiguë / chronique	Plage de toxicité (µg/L) [a]	Référence [b]
Poissons	Mortalité / développement de l'embryon	Aiguë	100 – 1 876	Auffan et coll. 2014; CCME 2015b; Matson et coll. 2016
Invertébrés	Mortalité / développement de l'embryon	Aiguë	5,8 – 647	CCME 2015b; Khodaparast 2015; Martin et coll. 1981
Algues / plantes	Croissance	Aiguë	21 – 86 [c]	CCME 2015b
Poissons	Croissance / mortalité	Chronique	19 – 1 000	CCME 2015b
Invertébrés	Reproduction / croissance	Chronique	3,9 – 100	Chan et Chiu 2015; CCME 2015b
Algues	Croissance / rendement	Chronique	2,5 – > 20	Steele et Thursby 1983; Sanders et Abbe 1989

[a] Sauf indication contraire, les concentrations entraînant un effet concernent les essais de toxicité effectués à l'aide d'$AgNO_3$.

[b] Sauf indication contraire, la référence CCME 2015b renvoie à l'ensemble de données présenté à l'annexe A des RQEC (CCME 2015b).

[c] Les concentrations entraînant un effet concernent les essais de toxicité réalisés à l'aide d'Ag métallique et sont indiquées comme effet létal, CL_{50}.

Il existe une RQEC à court terme pour la protection des organismes marins (CCME 2015a) de 7,5 µg/L (argent total), mais les données sont insuffisantes pour en déduire une recommandation à long terme pour le milieu marin (CCME 2015a). Des données supplémentaires sur la toxicité aiguë de l'argent pour les organismes d'eau salée ont été recueillies et examinées au cours de la recherche dans la documentation scientifique pour les articles postérieurs à 2013, mentionnée précédemment (Auffan et coll. 2014; Berry et coll. 1999; Magesky et Pelletier 2015; Martin et coll. 1981; Matson et coll. 2016). Les nouvelles données de toxicité pour les organismes d'eau salée n'entraîneraient aucune modification de la RQEC à court terme et, bien que des données supplémentaires sur la toxicité chronique aient été trouvées pour les algues marines (Sanders et Abbe 1989), il n'est pas possible d'utiliser une approche basée sur la DSE pour établir une CESE chronique en milieu marin en raison du manque de données sur la toxicité à long terme pour les poissons marins (CCME 2007).

Dans la présente évaluation préalable, nous avons utilisé une approche par facteur d'évaluation afin de calculer une CESE à long terme pour les organismes marins. Les

données sur la toxicité de l'Ag à court et à long terme dans les eaux estuariennes et marines ont été normalisées par extrapolation les valeurs des critères d'effet aux concentrations minimales entraînant un effet observé (CMEO) ou aux concentrations sans effet observé (CSEO) à long terme. La valeur normalisée la plus faible a été utilisée comme valeur de toxicité critique (VTC). La CL_{50} sur 48 h de 5,8 µg/L chez l'huître (*Crassostrea virginica*) à une salinité de 25 ppt (Calabrese et coll. 1977) a été sélectionnée comme VTC. Un facteur d'évaluation de 10, qui tient compte d'un facteur de normalisation du critère d'effet de 10 pour l'extrapolation de la valeur d'un effet médian aigu à une concentration sub-létale sans effet à long terme, a été appliqué. Nous avons également appliqué un facteur de 1 pour tenir compte de la variation interspécifique, car des données ont été trouvées pour un grand nombre d'espèces représentant plusieurs catégories d'organismes. Nous avons ainsi obtenu une $CESE_{eaux\text{-}marines}$ chronique de 0,58 µg/L.

7.1.6 Effets sur les organismes vivant dans les sédiments

La biodisponibilité et la toxicité de l'argent pour les organismes benthiques vivant dans les sédiments d'eau douce sont fortement liées aux propriétés physico-chimiques des sédiments (p. ex., le pH, le carbone organique, la capacité d'échange cationique, la quantité de limon et d'argile), aux conditions d'essai et aux espèces (Call et coll. 2006; Rodgers et coll. 1995; Hirsch 1998a; Yoo et coll. 2004). Dans une étude à plusieurs niveaux portant sur la biodisponibilité de l'argent pour l'amphipode *Hyalella azteca* dans quatre échantillons de sédiments dopés à l'$AgNO_3$-, la CL_{50} sur 10 jours, fondée sur l'argent total extractible à l'acide, variait de 1,6 à environ 380 mg/kg p.s. Une toxicité moindre de l'Ag a été constatée dans les sédiments ayant un pH plus élevé et une teneur importante en matières organiques et en argile, une grande capacité d'échange cationique et une teneur élevée en sulfures volatils acides (Rodgers et coll. 1997b). Cette grande différence de toxicité indique que l'adsorption différentielle et la biodisponibilité subséquente ont de grands effets.

La complexation des ligands influe de manière significative sur la biodisponibilité et la toxicité de l'Ag (Call et coll. 2006; Hirsch 1998a; Rodgers et coll. 1997b). Lors d'expériences réalisées avec l'amphipode d'eau douce *Hyalella azteca*, quatre échantillons de sédiments ont été dopés avec un complexe de nitrate d'argent, de chlorure d'argent, de sulfure d'argent ou de thiosulfate d'argent [$Ag(S_2O_3)_n$ (69 % d'Ag)]. Les valeurs de la CL_{50} sur 10 jours se situaient entre 1,62 et 2 980 mg/kg p.s. dans les sédiments dopés avec de l'$AgNO_3$, ce qui démontre une fois de plus que les différences d'adsorption sur les sédiments ont un effet sur la biodisponibilité de l'Ag. Les valeurs des CSEO déterminées pour les sédiments dopés avec l'AgCl, l'Ag_2S et le thiosulfate d'argent variaient de 753 à 2 560 mg/kg p.s. (Hirsch 1998a; Rodgers et coll. 1995).

La toxicité de l'argent pour les organismes vivant dans les sédiments varie également selon l'espèce. Les larves de *Chironomus* sp. et *C. tentans* étaient beaucoup moins sensibles à la toxicité de l'argent que les espèces du genre *Hyalella* (Call et coll. 1997, 1999, 2006; Ewell et coll. 1993).

Call et coll. (2006) ont effectué des essais de toxicité dans les sédiments avec *Hyalella azteca* sur deux échantillons de sédiments lacustres. Un échantillon de sédiments de loam sableux contenait de faibles concentrations de ligands de complexation pour la liaison de l'Ag. L'essai de toxicité observée a donné une CL_{50} sur 10 jours de 84 mg/kg p.s. Par rapport à la mortalité, la croissance était le critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité, avec une CSEO et une CMEO sur 10 jours de 12 mg/kg p.s. et de 31 mg/kg p.s., respectivement. Les sédiments de loam limoneux offraient un potentiel plus élevé de liaison à l'Ag et une meilleure protection contre la toxicité de l'Ag. La toxicité observée consistait en une CL_{50} sur 10 jours de 2 980 mg/kg p.s. et en une CSEO et une CMEO pour une croissance réduite de 2 150 et de 4 310 mg/kg p.s., respectivement.

Rajala et coll. (2016) ont étudié l'exposition de vers noirs (*Lumbriculus variegatus*) au nitrate d'argent dans un échantillon de sédiments artificiels et deux échantillons de sédiments naturels. Des effets nocifs sur la reproduction des vers noirs et le nombre de vers à la fin des essais de 28 jours ont été observés dans les sédiments artificiels à une concentration d'inhibition médiane (CI_{50}) sur 28 jours (reproduction) de 23,9 mg/kg p.s. et à une concentration entraînant un effet médian (CE_{50}) sur 28 jours (nombre de vers) de 38 mg/kg p.s. La toxicité plus élevée de l'argent dans les sédiments artificiels que dans les sédiments naturels a été attribuée à la teneur moindre en carbone organique et en sulfures, ce qui s'est traduit par une complexation moindre de l'argent, et également à la méthode de dopage direct visant à éviter la complexation d'Ag^+ avec le Cl^- dans les eaux sus-jacentes.

Le choix d'une CESE dans les sédiments a suivi une méthode basée sur les facteurs d'évaluation (FE). La valeur de toxicité la plus faible était une CL_{50} sur 10 jours de 1,62 mg/kg obtenue avec *Hyalella azteca* (Rodgers et coll. 1997b), dans des sédiments contenant très peu de ligands de complexation de l'Ag. Dans cette étude, la concentration d'Ag dans les eaux sus-jacentes atteignait 9,7 µg/L au jour 10, par rapport à la CL_{50} sur 96 h de 6,8 µg/L dans l'eau seulement, pour le même organisme (Rodgers et coll. 1997a). Il est possible que l'exposition à l'eau ait été la principale cause de toxicité de l'Ag observée chez *Hyalella azteca* et cette donnée n'est par conséquent pas appropriée pour servir de CESE dans les sédiments. La deuxième plus faible valeur de toxicité, soit la CI_{50} chronique sur 28 jours (reproduction) de 23,9 mg/kg p.s. chez les vers noirs (Rajala et coll. 2016), a été choisie comme VTC pour l'Ag pour les organismes vivant dans les sédiments. La VTC est divisée par un facteur de 5 pour l'extrapolation d'une concentration médiane entraînant un effet à une concentration minimale entraînant un effet observé ou une concentration sans effet observé, puis elle est divisée par un autre facteur de 5 pour tenir compte de la variation interspécifique, ce qui donne un facteur d'évaluation total de 25. Par conséquent,

$CESE_{sédiments}$ chronique = 23,9 / (5 × 5) = 1,0 mg Ag_{Total}/kg (ou µg/g, p.s.).

7.1.7 Effets sur les organismes vivant dans le sol

L'$AgNO_3$ est le sel d'Ag le plus couramment utilisé dans les essais de toxicité sur les sols en laboratoire, en raison de sa grande solubilité dans l'eau et de sa dissociation rapide pour libérer l'ion Ag^+. L'Ag_2S est considéré comme étant la forme d'Ag prédominante dans le sol et les biosolides (Doolette 2015; Jesmer et coll. 2016).

Les études de la toxicité de l'Ag dans le sol réalisées avec des végétaux (trèfle rouge, *Trifolium pratense L.* et élyme lancéolé, *Elymus lanceolatus*), et des invertébrés terrestres (lombric, *Eisenia andrei*, et collembole, *Folsomia candida*) ont été réalisées par le laboratoire de toxicologie des sols d'Environnement Canada (ECSTL 2011). Tous les essais ont été réalisés dans un des échantillons de loam sableux selon les méthodes d'essai biologique d'ECCC (Environnement Canada 2004, 2005, 2007). Pour ce qui est des végétaux, la croissance (c.-à-d. masse sèche et la longueur des racines/pousses) a été le critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité (annexe E). La levée des plantules n'a pas été considérée comme un critère d'effet traduisant une sensibilité chez les deux végétaux, car aucun effet n'a été constaté à la concentration d'essai maximale (3 014 mg/kg p.s.). Pour ce qui est des deux invertébrés, la reproduction et la croissance ont été des critères d'effet traduisant une plus grande sensibilité que la survie (annexe E).

Des facteurs mixtes dans les propriétés géologiques du sol influent sur la biodisponibilité et la toxicité de l'argent pour les organismes vivant dans le sol et pour les végétaux (annexe E). Velicogna et coll. (2016) ont indiqué que la toxicité maximale pour la croissance (masse sèche) du trèfle a été observée dans un loam sableux, tandis que la toxicité maximale pour la levée des plantules et la longueur des pousses des végétaux a été observée dans un loam limoneux. Des profils similaires ont été observés pour la masse sèche et la levée de l'élyme lancéolé. Langdon et coll. (2015) ont étudié la croissance de l'orge (*Hordeum vulgare*) et de la tomate (*Lycopersicum esculentum*) dans huit échantillons de sols ayant diverses teneurs en sable et en argile, différents pourcentages en matières organiques, différents pH, différentes capacités d'échange cationique, etc. Les valeurs de CE_{10} rapportées pour la longueur des racines d'orge et la levée des plantules de tomates variaient jusqu'à un ordre de grandeur de 13 fois. Les invertébrés du sol étaient moins sensibles aux propriétés du sol que les plantes, les critères d'effet médians (C[L] E_{50}) variant d'un ordre de grandeur d'environ 2 à 4 fois dans les loams sableux et limoneux (ECSTL 2011; Mendes et coll. 2015; Novo et coll. 2015; Schlich et coll. 2013; Velicogna et coll. 2016; Waalewijn-Kool et coll. 2014).

Les données de toxicité chronique de l'argent pour les organismes vivant dans le sol ont été compilées et évaluées. L'ensemble de données est adéquat pour utiliser la méthode de distribution de sensibilité des espèces (DSE) à long terme, comme il est précisé dans le protocole du CCME permettant d'établir une réglementation sur la qualité des sols pour ce qui est du contact avec le sol (c.-à-d. pour assurer la protection des végétaux et des invertébrés) (CCME 2006). Les critères d'effet toxicologique jugés fiables sont présentés à l'annexe E. Le tableau 7-3 recense les données qui ont été utilisées pour établir la DSE à long terme à l'aide du logiciel SSD Master Version 3.0

(SSD Master 2013) (figure 7-1). Lorsque plus d'un critère d'effet acceptable était disponible pour une espèce donnée, la moyenne géométrique a été calculée. Les végétaux sont plus sensibles à l'argent que les invertébrés du sol, exception faite des lombrics (tableau 7-3, annexe E). La croissance des végétaux et la reproduction des invertébrés du sol sont les critères d'effet traduisant une plus grande sensibilité par rapport à la survie.

Tableau 7-3. Principales études prises en compte pour déterminer la toxicité critique pour le sol

Groupe	Organisme d'essai	Paramètre	Valeur [a] (mg/kg p.s.)	Référence
Végétal	Orge (*Hordeum vulgare)*	CE_{10} 5 j, longueur des racines	25	Langdon et coll. 2015
Végétal	Élyme lancéolé (*Elymus lanceolatus)*	CE_{10} 21 j, masse sèche des racines/pousses	3	ECSTL 2011
Végétal	Trèfle rouge (*Trifolium pratense L.*)	CE_{10} 14 j, masse sèche des racines/pousses	1	ECSTL 2011
Végétal	Tomate (*Lycopersicum esculentum*)	CE_{10} 21 j, levée	6,6	Langdon et coll. 2015
Invertébrés	Lombric (*Eisenia andrei)*	CE_{10} 56 j, reproduction	2	ECSTL 2011
Invertébrés	Lombric (*Eisenia andrei)*	CE_{10} 56 j, masse sèche	11	ECSTL 2011
Invertébrés	Ver blanc (*Enchytraeus crypticus*)	CE_{10} 21 j, reproduction	38	Bicho et coll. 2016
Invertébrés	Ver blanc (*Enchytraeus crypticus*)	CE_{10} 11 j, éclosion	42	Bicho et coll. 2016
Invertébrés	Ver blanc (*Enchytraeus crypticus*)	CE_{10} 25 j, croissance	69	Bicho et coll. 2016
Invertébrés	Collembole (*Folsomia candida)*	CE_{10} 28 j, reproduction	20[b]	ECSTL 2011
Invertébrés	Collembole (*Folsomia candida)*	CE_{10} 28 j, reproduction	31[b]	Mendes et coll. 2015
Invertébrés	Collembole (*Folsomia candida)*	CE_{10} 28 j, reproduction	47,6[b]	Waalewijn-Kool et coll. 2014

Abréviations : p.s. = poids sec; CE_{10} = concentration d'un agent stressant estimée efficace pour produire une réponse biologique, autre que la mortalité, chez 10 % des organismes d'essai pendant un intervalle de temps donné.

[a] Les critères d'effet toxique indiqués sont ceux déterminés dans les essais de toxicité du sol réalisés avec $AgNO_3$ et sont utilisés dans l'approche de DSE pour calculer une CESE pour l'Ag dans le sol. L'ensemble complet des données fiables sur la toxicité de l'Ag dans les sols est présenté à l'annexe E de la présente évaluation préalable.

[b] Moyenne géométrique appliquée aux données utilisées dans l'approche de DSE.

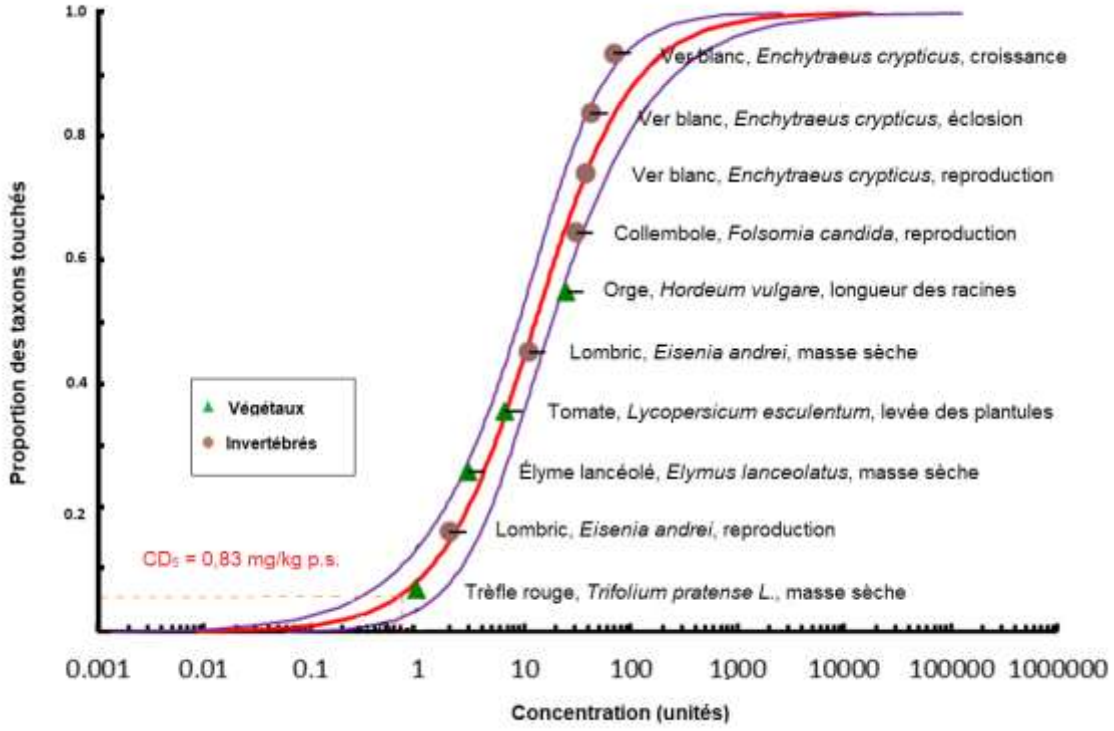

Figure 7-1. Distribution de sensibilité des espèces (DSE) pour la toxicité à long terme de l'argent dans les sols. Le modèle de distribution normale ajusté aux données est présenté sur le graphique, ainsi que l'intervalle de confiance à 95 % et le 5^e centile de la distribution (CD_5).

Pour l'élaboration de la DES, nous avons vérifié les hypothèses et l'ajustement du modèle à l'aide de tests statistiques. Parmi les modèles utilisés, c'est le modèle de distribution normale qui s'est révélé le mieux ajusté aux données. La valeur de CD_5 (5^e centile représentant la concentration dangereuse pour 5 % des organismes vivant dans le sol) de la distribution est de 0,83 mg/kg (figure 7-1), et cette valeur est sélectionnée comme CESE pour la toxicité de l'argent dans le sol à long terme.

$CESE_{sol}$ chronique = 0,83 mg Ag_{Total}/kg (ou µg/g, p.s.)

7.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement

7.2.1 Approche employée pour la caractérisation de l'exposition

Des scénarios d'exposition ont été élaborés en fonction des sources, des utilisations et des rejets d'argent dans l'environnement canadien (sections 4.2 et 5) pour les quatre secteurs suivants : 1) extraction de métaux; 2) fusion et affinage des métaux communs, 3) systèmes de traitement des eaux usées[8] et 4) élimination des déchets. Les secteurs de l'extraction des métaux et de la fusion et de l'affinage des métaux communs participent à la production de l'argent. Comme les STEU reçoivent des effluents qui peuvent contenir de l'argent provenant des particuliers, des commerces et des industries, les effluents traités par les STEU peuvent rejeter de l'argent dans l'environnement. Enfin, les produits contenant de l'argent peuvent être éliminés dans les sites d'enfouissement et pénétrer dans l'environnement par le lixiviat. Nous n'avons pas élaboré de scénarios d'exposition pour les autres activités, car selon les renseignements disponibles au moment de la rédaction du présent rapport d'évaluation préalable, les rejets d'argent dans l'environnement attribuables à d'autres activités sont négligeables.

Les concentrations mesurées ont été les données privilégiées pour représenter les concentrations estimées dans l'environnement (CEE) d'argent dans divers milieux environnementaux. Nous disposions de ce type de données pour les milieux récepteurs dans le secteur de l'extraction des métaux et celui de la fusion et de l'affinage des métaux communs. Lorsque nous ne disposions d'aucune concentration mesurée, les CEE ont été obtenues par modélisation à l'aide d'autres types de données. Plus précisément, les CEE pour le secteur du traitement des eaux usées et celui de l'élimination des déchets ont été obtenues en appliquant un facteur de dilution par défaut de 10 aux concentrations finales des effluents ou du lixiviat, respectivement, ce à quoi nous avons ajouté les concentrations de fond de l'argent, représentées par les concentrations médianes associées aux écozones ou aux Grands Lacs. Le facteur de dilution par défaut a été choisi pour représenter les conditions près des points de rejet, avec l'hypothèse que la dilution n'est pas complète immédiatement après le rejet des effluents dans les plans d'eau de grandes dimensions. Dans la caractérisation de l'exposition, nous avons tenu compte des concentrations d'argent total et dissous. Pour

[8] Dans la présente évaluation, l'expression « système de traitement des eaux usées » (STEU) désigne un système qui recueille les égouts domestiques, commerciaux et institutionnels et pourrait désigner un système qui recueille les eaux usées industrielles (après avoir été déversées dans l'égout), habituellement en vue d'un traitement et d'un rejet ultérieur dans l'environnement. Sauf indication contraire, cette expression ne fait aucunement la distinction entre un propriétaire et un exploitant (municipal, provincial, fédéral, autochtone, privé ou en partenariat). Les systèmes situés dans des zones industrielles et conçus expressément pour traiter les effluents industriels sont désignés par les termes « STEU sur place » et « STEU industriels ».

les échantillons sans argent détecté, nous avons utilisé la moitié du seuil de détection de la méthode (SDM).

7.2.2 Concentrations de fond d'argent

L'argent est un élément trace dans la croûte terrestre. On estime que sa concentration varie de 0,07 mg/kg (Yaroshevsky 2006) à 0,1 mg/kg (Purcell et Peters 1998), et les concentrations de fond dans l'environnement (c.-à-d. les concentrations d'argent présent à l'état naturel) sont faibles. On ne possède pas de données sur les concentrations d'argent dans l'air ambiant, mais l'OMS (2002) a estimé que dans l'air caractéristique des milieux urbains, les concentrations d'argent seraient inférieures à 0,00005 mg/m^3. Les concentrations de fond d'argent dans les eaux de surface varient. Elles sont les plus élevées à proximité des gisements de minéraux (Purcell et Peters 1998), mais sont généralement inférieures aux µg/L.

Les plages des concentrations de fond (exprimées en plages normales) et les médianes des concentrations de fond d'argent total (Ag_T) dans les eaux de surface ont récemment été estimées par Kilgour and Associates Ltd. (2016) pour les écozones canadiennes à l'aide des données de surveillance de la qualité de l'eau de diverses sources fédérales et provinciales[9]. Seuls les échantillons jugés être en condition de référence, selon la méthode décrite dans Kilgour and Associates Ltd. (2016) et Proulx et coll. (2018), ont été inclus pour le calcul de ces statistiques (voir l'annexe D). Les concentrations de fond médianes d'Ag_T ont également été estimées pour une écozone additionnelle, soit la Taïga du bouclier, toujours selon la même méthode (Kilgour and Associates Ltd. 2016; Proulx et coll. 2018) et à l'aide des données fédérales de surveillance de la qualité des eaux (DNMQELT 2016), ainsi que pour les lacs Érié, Ontario et Supérieur à l'aide d'échantillons prélevés entre 2005 et 2015[10]. Dans tous les cas, les échantillons sans argent détecté ont été traités avant l'analyse, et nous leur avons attribué la moitié du seuil de détection de la méthode indiqué (c.-à-d. ½ SDM). Les concentrations de fond médianes étaient les plus élevées dans l'écozone Plaines à forêts mixtes. Les concentrations dans les Grands Lacs étaient particulièrement faibles (concentrations médianes de 0,0005 µg Ag_T/L, c'est-à-dire une mesure sans argent détecté pour laquelle nous avons attribué la moitié du SDM).

[9] BQMA 2015; SQES 2014; SQES 2016; PNSLTQE 2016; PWQMN 2015; RAMP 2016; communication personnelle, données préparées par la Water Stewardship Division, province du Manitoba, pour la Division de l'évaluation écologique, Environnement et Changement climatique Canada, 24 février 2016; sans référence; communication personnelle, données préparées par l'Environmental and Municipal Management Services, Saskatchewan Water Security Agency, pour la Division de l'évaluation écologique, Environnement et Changement climatique Canada, 25 février 2016; sans référence.

[10] Communication personnelle, données fournies par la Division du monitoring et suivi de la qualité de l'eau, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) pour la Division de l'évaluation écologique, ECCC, 20 juin 2017; sans référence.

Les plages normales estimées par Kilgour and Associates Ltd. (2016) comprennent la limite supérieure de tolérance intérieure (aussi appelée concentration de fond prévue maximale dans la présente évaluation) et représentent la concentration maximale d'argent total associée aux concentrations de fond. Les limites supérieures de tolérance intérieure pour diverses écozones sont présentées à l'annexe D. Les limites supérieures de tolérance intérieure pour quatre écozones (c.-à-d. Plaines boréales, Bouclier boréal, Plaines à forêts mixtes et Prairies) dépassent les CESE dans l'eau douce (0,25 µg/L).

Les concentrations de fond d'argent dans le milieu marin devraient également être faibles. Les concentrations de fond médianes d'argent dans le nord du Pacifique et le nord de l'Atlantique ont été estimées à l'aide de données recueillies à des profondeurs atteignant 50 m, à des sites de prélèvement situés à proximité des côtes canadiennes du Pacifique et de l'Atlantique. Les concentrations de fond médianes d'argent dissous (Ag_D) dans le Pacifique Nord et d'argent total dans l'Atlantique Nord sont de 0,0011 µg Ag_D/L (n = 22) (Kramer et coll. 2011) et de 0,00032 µg Ag_T/L (n = 9) (Rivera-Duarte et coll. 1999), respectivement.

7.2.3 Données canadiennes de surveillance de la qualité des eaux de surface

Les données canadiennes de surveillance des eaux de surface ont été analysées selon l'approche de Classification du risque écologique des substances inorganiques (CRE-I) au début de la troisième phase du PGPC. La CRE-I est un cadre de classification qui s'appuie sur des données mesurées et modélisées pour classer les groupes ou substances inorganiques selon leur caractère préoccupant faible, modéré ou élevé pour l'environnement (ECCC 2018b). Le groupe de l'argent a été classé dans le groupe présentant un potentiel élevé de préoccupation environnementale en raison de son caractère dangereux élevé (c.-à-d. une recommandation de 0,25 µg/L pour l'eau douce) et en raison des résultats des analyses des données de surveillance des eaux de surface. Plus précisément, sept ensembles de données (les données pour l'argent dissous et l'argent total sont séparées) provenant de six programmes de surveillance ont chacun indiqué une préoccupation modérée pour l'environnement. Par conséquent, les données de surveillance provenant de ces ensembles de données ont fait l'objet d'une analyse approfondie. Le tableau 7-4 présente les CEE obtenues à l'aide de ces ensembles de données de surveillance.

Tableau 7-4. Concentrations d'argent dans les eaux de surface, d'après les programmes canadiens de surveillance de la qualité de l'eau, avec analyse approfondie selon l'approche de CRE-I

Abréviation du programme (nombre de sites d'échantillonnage)	Période	Fraction	Taille de l'échantillon (pourcentage de détections)	Plage des CEE (µg/L)	Plage des Médiane des CEE (µg/L)	Plage des CEE au 95e centile (µg/L)
EMS [a] (n = 1 717)	2005-2015	T	22 086 (31 %)	0,00050–50	0,00050–14	0,001–50
EMS [a] (n = 780)	2005-2015	D	11 010 (8,0 %)	0,00050–12	0,00050–12	0,001–12
BEMLOSS [b] (n = 2 955)	2005-2015	T	2 964 (4,5 %)	0,0050–12	0,0050–2,6	0,0050–7,6
BEMLOSS [b] (n = 5)	2005-2015	D	52 (1,9 %)	0,0050–0,50	0,0050–0,50	0,0050–0,50
PWQMN [c] (n = 324)	2012-2016	T	8 243 (34 %)	0,25–21	0,25–2,6	0,25–9,0
BQMA [d] (n = 101)	2008-2014	E	1 045 (65 %)	0,0015–19	0,00050–0,046	0,0015–0,070
DNMQELT [e] (données pour l'Î.-P.-É.) (n = 3)	2007-2008	D	12 (0 %)	0,050–0,28	0,050–0,16	0,23–0,28

Abréviations : T = argent total; D = argent dissous; E = argent extractible.
[a] EMSWR 2016.
[b] Communication personnelle, données préparées par les Environnemental and Municipal Management Services de la Saskatchewan Water Security Agency, pour la Division de l'évaluation écologique.
[c] PWQMN [modifié 2018].
[d] BQMA 2015.
[e] Communication personnelle, données préparées par la Division du monitoring et suivi de la qualité de l'eau, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC), pour la Division de l'évaluation écologique, ECCC, 13 septembre 2016; sans référence (données pour l'Î.-P.-É.).

7.2.4 Mines de métaux

Les récepteurs environnementaux peuvent être exposés à l'argent par des activités d'extraction des métaux qui rejettent des effluents dans les eaux de surface. Les mines de métaux canadiennes qui rejettent des effluents à tout moment dans n'importe quelles eaux à un débit supérieur à 50 m^3/j sont soumises au *Règlement sur les effluents des mines de métaux et des mines de diamants* (REMMMD) (Canada [modifié 2018]) en application de la *Loi sur les pêches*. L'annexe 4 du REMMMD fixe les limites de concentration dans les effluents pour certains paramètres et l'annexe 5 du REMMMD prévoit la mise en place d'Études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE), laquelle exige la surveillance de certains paramètres dans les effluents et les eaux de surface (c.-à-d. les zones exposées et les zones de référence). L'argent n'est pas un paramètre surveillé selon les annexes 4 et 5 du REMMMD. Cependant, les rapports cycliques sur les ESEE présentés à ECCC peuvent contenir des renseignements supplémentaires, notamment des données sur les concentrations d'argent total et dissous dans les effluents, les zones exposées et les zones de référence. Selon le dernier rapport d'étape sur la performance des mines de métaux en

conformément au REMMMD, 21 mines de métaux étaient associées à la production d'argent en 2016 (ECCC 2018a). De ce nombre, 16 ont fourni les concentrations d'argent dans les eaux de surface dans un ou plusieurs rapports cycliques des ESEE.

Les données sur l'argent ont été systématiquement extraites des rapports cycliques des ESEE des 16 mines de métaux qui ont fourni des données sur l'argent et qui prennent part à la production de l'argent. Les rapports les plus récents ont été étudiés en premier. Si les rapports les plus récents ne contenaient aucune donnée, les rapports les plus récents suivants ont été étudiés, et ainsi de suite. Si les rapports les plus récents comprenaient des concentrations d'argent dans des eaux de surface supérieures à la CESE pour l'eau douce (0,25 µg Ag/L), toutes les données des rapports précédents ont également été extraites pour être analysées. Dans l'ensemble, 3 des 16 installations ont déclaré, dans les rapports les plus récents, des concentrations d'argent qui étaient supérieures à la CESE pour l'eau douce. Les données pour ces installations figurent dans le tableau 7-5 (une des mines a été exclue, car elle est fermée depuis 5 ans). Pour pouvoir produire des statistiques descriptives, nous avons remplacé la valeur des échantillons sans argent détecté par la moitié de la valeur du seuil de détection de la méthode (SDM). Il est important de noter que les SDM dans l'ensemble des rapports cycliques sur les ESEE examinés ici (c.-à-d. de 0,005 µg/L à 0,20 µg/L) étaient inférieurs à la CESE pour l'eau douce de 0,25 µg Ag_T/L. Pour les 16 installations, la majeure partie des données sur les concentrations d'argent dans les eaux de surface (fractions totales et dissoutes) provenaient d'échantillons sans argent détecté (c.-à-d. inférieure au SDM).

Tableau 7-5. CEE pour les eaux de surface dans les zones exposées et les zones de référence – secteur des mines de métaux[a]

Installation	Type de zone	Période	Fraction	Taille de l'éch.	Pourc. d'éch. avec argent détecté	Plage des CEE (µg/L)	Médiane des CEE (µg/L)
Installation 1	Zone exposée	2010-2012; 2015	T	43	60 %	< 0,01-0,611	0,02
Installation 1	Zone exposée	2015	D	7	0 %	< 0,01	0,05
Installation 1	Zone de référence [b]	2010-2012; 2015	T	60	32 %	< 0,01-0,096	0,005
Installation 1	Zone de référence [b]	2015	D	14	0 %	< 0,01	0,05
Installation 2[c]	Zone exposée	2004, 2007, 2011	T	19	10 %	< 0,02-< 10	0,05
Installation 2[c]	Zone exposée	2004, 2011	D	13	23 %	< 0,01-0,2	0,05
Installation 2[c]	Zone de référence	2004, 2007, 2009	T	13	7,7 %	< 0,10-0,30	0,05

Installation	Type de zone	Période	Fraction	Taille de l'éch.	Pourc. d'éch. avec argent détecté	Plage des CEE (µg/L)	Médiane des CEE (µg/L)
Installation 2[c]	Zone de référence	2004, 2007	D	10	0 %	< 0,10	0,05

Abréviations : T = fraction totale; D = fraction dissoute.
[a] Rapports confidentiels non publiés ayant été préparés dans le cadre du programme des Études de suivi des effets sur l'environnement, conformément au *Règlement sur les effluents des mines de métaux et des mines de diamants*.
[b] Cette valeur représente celles des données regroupées pour plusieurs zones de référence d'un même plan d'eau.
[c] L'installation 2 combine ses effluents avec ceux provenant de la fusion des métaux communs (c.-à-d. l'installation FAMC 2 à la section 7.2.5).

Les données sur les sédiments ont été présentées dans les rapports des ESEE pour l'installation 2, qui est située au même endroit que l'installation 2 de fusion et d'affinage des métaux communs (section 7.2.5) (tableau 7-6). Les concentrations d'argent dans les sédiments mesurées dans la zone exposée de l'installation 2 semblent augmenter avec le temps (plage de < 0,2 à 6,4 mg/kg, moyenne de 2,6 mg/kg en 2004; plage de 0,3 à 8,8 mg/kg, moyenne de 3,6 mg/kg en 2007, plage de 0,45 à 21 mg/kg, moyenne de 13 mg/kg en 2011).

Tableau 7-6. Concentrations d'argent dans les sédiments dans les zones exposées et de référence des installations de fusion des métaux communs soumises au REMMMD[a]

Installation	Type de zone	Période	Prof. de l'éch. (cm)	Taille de l'éch.	Pourc. d'éch. avec argent détecté	Plage des CEE (µg/g p.s.)	Médiane des CEE (µg/g p.s.)
Installation 2 [b]	Zone exposée	2004, 2007, 2011	0~10[b]	21	90 %	< 0,20 – 21	5,9
Installation 2 [b]	Zone de référence	2004, 2007, 2009	0~10[c]	10	70 %	< 0,20 – 1,25	0,90

[a] Rapports confidentiels non publiés ayant été préparés dans le cadre du programme des Études de suivi des effets sur l'environnement, conformément au *Règlement sur les effluents des mines de métaux et des mines de diamants*.
[b] L'installation 2 combine ses effluents avec les ceux produits par la fusion des métaux communs (c.-à-d. installation FAMC 2 à la section 7.2.5).
[c] Estimation basée sur la profondeur maximale d'échantillonnage de l'échantillonneur Petite Ponar Grab (Caires et Chandra 2011).

7.2.5 Fusion et affinage des métaux communs

Actuellement, on compte 11 installations de fusion et d'affinage des métaux communs (FAMC) au Canada, dont certaines produisent de l'argent pur et des produits contenant

de l'argent. Cinq installations FAMC sont soumises au REMMMD parce qu'elles combinent leurs effluents avec ceux des mines de métaux (section 7.2.4). Les données sur les concentrations d'argent ont été extraites des rapports cycliques des ESEE connexes (tableau 7-7). Pour pouvoir produire des statistiques descriptives, nous avons remplacé les valeurs des échantillons sans argent détecté par la moitié de la valeur du seuil de détection de la méthode (SDM). Comme pour les installations d'extraction de métaux, les SDM des rapports cycliques des ESEE étudiées ici étaient inférieurs à la CESE pour l'eau douce (0,25 µg Ag_T/L), et la plupart des échantillons d'eau de surface ne contenaient pas d'argent détecté (c.-à-d. les concentrations étaient inférieures au SDM).

Tableau 7-7. CEE pour l'argent dans les eaux de surface dans les zones exposées et les zones de référence du secteur de fusion et d'affinage des métaux communs soumises au REMMMD[a]

Installation	Type de zone	Période	Fraction	Taille de l'éch.	Pourc. d'éch. avec argent détecté	Plage des CEE (µg/L)	Médiane des CEE (µg/L)
Installation 1	Zone exposée	2008, 2010	T	7	14 %	< 0,10 – 0,16	0,05
Installation 1	Zone de référence	2008, 2010	T	11	9 %	< 0,10 – 0,18	0,05
Installation 2[b]	Zone exposée	2004, 2007, 2011	T	19	10 %	< 0,02 – < 10	0,05
Installation 2[b]	Zone exposée	2004, 2011	D	13	23 %	< 0,01 – 0,2	0,05
Installation 2[b]	Zone de référence	2004, 2007, 2009	T	13	7,7 %	< 0,10 – 0,30	0,05
Installation 2	Zone de référence	2004, 2007	D	10	0 %	< 0,10	0,05
Installation 3	Zone exposée[c, d]	2005, 2008, 2012	T	12	50 %	< 0,010 – 0,50	0,05
Installation 3	Zone de référence[c, d]	2005, 2008, 2012	T	12	50 %	< 0,010 – 0,50	0,05
Installation 4	Zone exposée	2015	T	6	17 %	< 0,010 – 0,016	0,005
Installation 4	Zone exposée	2015	D	6	0 %	< 0,010	0,005
Installation 4	Zone de référence	2015	T	5	20 %	< 0,010 – 0,011	0,005
Installation 4	Zone de référence	2015	D	5	0 %	< 0,010	0,005

Abréviations : T = fraction totale; D = fraction dissoute.

[a] Rapports confidentiels non publiés ayant été préparés dans le cadre du programme des Études de suivi des effets sur l'environnement, conformément au *Règlement sur les effluents des mines de métaux et des mines de diamants*.

[b] L'installation 2 combine ses effluents avec les ceux de l'extraction des métaux (c.-à-d. mines de métaux 2 à la section 7.2.4).

[c] Cette valeur représente celles des données regroupées pour plusieurs zones exposées ou de référence du même plan d'eau.
[d] Cette valeur représente celles des données regroupées pour plusieurs zones exposées ou de référence de différents plans d'eau.

Les données sur les concentrations d'argent dans les sédiments ont également été extraites des rapports cycliques des ESEE connexes pour les quatre installations (tableau 7-8). Les données pour l'installation 2 dépassent les CESE dans les sédiments établies pour la présente évaluation (l'installation 2 est située au même endroit que la mine de métaux 2). Comme il est indiqué à la section 7.2.4, les concentrations d'argent dans les sédiments mesurées dans la zone exposée de l'installation 2 semblent augmenter avec le temps (plage de < 0,2 à 6,4 mg/kg, moyenne de 2,6 mg/kg en 2004; plage de 0,3 à 8,8 mg/kg, moyenne de 3,6 mg/kg en 2007; plage de 0,45 à 21 mg/kg, moyenne de 13 mg/kg en 2011).

Tableau 7-8. Concentrations d'argent dans les sédiments dans les zones exposées et de référence des installations de fusion des métaux communs assujetties au REMMMD[a]

Installation	Type de zone	Période	Prof. de l'éch. (cm)	Taille de l'éch.	Pourc. d'éch. avec argent détecté	Plage des CEE (µg/g p.s.)	Médiane des CEE (µg/g p.s.)
Installation 1	Zone exposée	2013, 2018	n.d.	10	0 %	< 0,5	0,25
Installation 1	Zone de référence	2013, 2018	n.d.	12	0 %	< 0,5	0,25
Installation 2 [b]	Zone exposée	2004, 2007, 2011	0~10[c]	21	90 %	< 0,20 – 21	5,9
Installation 2 [b]	Zone de référence	2004, 2007, 2009	0~10[c]	10	70 %	< 0,20 – 1,25	0,90
Installation 3	Zone exposée 1 [d, e]	2008, 2012	n.d.	13	100 %	0,06 – 0,476	0,23
Installation 3	Zone de référence [d]	2008, 2012	n.d.	8	62 %	< 0,05 – 0,201	0,07
Installation 4	Zone exposée	2011, 2015	0 – 4,0	20	100 %	0,12 – 0,26	0,18
Installation 4	Zone de référence	2011, 2015	0 – 4,0	20	90 %	< 0,10 – 0,25	0,20

Abréviations : n.d. = non disponible.
[a] Rapports confidentiels non publiés ayant été préparés dans le cadre du programme des Études de suivi des effets sur l'environnement, conformément au *Règlement sur les effluents des mines de métaux et des mines de diamants*.
[b] L'installation 2 combine ses effluents avec ceux de l'extraction des métaux (c.-à-d. mine de métaux 2 à la section 7.2.4).
[c] Estimation basée sur la profondeur maximale d'échantillonnage de l'échantillonneur Petite Ponar Grab (Caires et Chandra 2011).
[d] Cette valeur représente les données regroupées pour plusieurs zones exposées ou de référence pour le même plan d'eau.
[e] Cette valeur représente les données regroupées pour plusieurs zones exposées ou de référence pour différents plans d'eau.

Les données pour une installation qui n'est pas soumise au REMMMD ont été extraites d'un rapport de surveillance exhaustif (EEC Ltd et LAC Ltd 2014). Les concentrations d'Ag_T et d'Ag_D dans les eaux de surface, à deux endroits en amont de l'installation et à trois endroits en aval de la même installation ont été mesurées (tableau 7-9). Toutes les concentrations étaient inférieures au SDM (0,02 ou 0,05 µg/L). Les données sur les sédiments étaient également présentes dans ce rapport pour trois zones de référence en amont et cinq zones exposées en aval pour octobre 2012 (tableau 7-9). Les concentrations d'argent dans les sédiments des zones exposées étaient élevées (0,6 à 5,7 mg/kg) par rapport à celles des zones de référence (< 0,2 mg/kg).

Tableau 7-9. Concentrations d'argent dans les eaux de surface et les sédiments des zones exposées et de référence d'une installation de fusion des métaux communs qui n'est pas soumise au REMMMD (EEC Ltd et LAC Ltd 2014)

Milieu	Type de zone	Période	Fraction	Taille de l'éch.	Pourc. d'éch. avec argent détecté	Plage des CEE (µg/L ou µg/g p.s.)	Médiane des CEE (µg/L ou µg/g p.s.)
Eaux de surface	Zone exposée	2012-2016	T	337	0 %	< 0,005-< 0,02	0,0025
Eaux de surface	Zone exposée	2012-2016	D	337	0 %	< 0,005-< 0,02	0,0025
Eaux de surface	Zone de référence	2012-2016	T	71	0 %	< 0,005-< 0,02	0,0025
Eaux de surface	Zone de référence	2012-2016	D	71	0 %	< 0,005-< 0,02	0,0025
Sédiments[a]	Zone exposée	2012	E	7	100 %	0,6-5,7	1,4
Sédiments[a]	Zone de référence	2012	E	3	0 %	< 0,2	0,1

Abréviations : T = fraction totale; D = fraction dissoute; E = fraction extractible dans un acide fort.
[a] Les concentrations sont celles mesurées dans les premiers 0 à 15 cm de carottes homogénéisées.

7.2.6 Traitement des eaux usées

L'argent peut être présent dans les eaux usées produites par les consommateurs, les commerces et les industries et, par conséquent, il peut être présent dans les influents reçus par les systèmes de traitement des eaux usées (STEU). Les règlements municipaux concernant le rejet des eaux usées (c.-à-d. les influents) dans les STEU peuvent imposer des concentrations d'argent limites dans les influents qui pénètrent dans les égouts pluviaux, sanitaires et combinés. Dans certaines grandes villes canadiennes, ces limites vont de 0,05 mg Ag_T/L à 5,0 mg Ag_T/L[11]. Comme les procédés

[11] On ne peut donner ici de référence, car l'identité des STEU en question est confidentielle.

de traitement des effluents des STEU n'utilisent pas de composés d'argent, ces procédés ne contribuent pas à la teneur en argent des effluents rejetés dans l'environnement. Le *Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées*, un règlement fédéral (Canada [modifié 2015]), ne prescrit pas de limites pour l'argent dans les effluents finaux.

Les données de surveillance des effluents ont été recueillies dans le cadre du Programme de monitoring et de surveillance de l'environnement (PMSE) du PGPC pour 25 STEU situés dans tout le Canada entre février 2009 et mars 2012 (Environnement Canada 2013b). Les résultats de cette initiative montrent que les concentrations d'argent total (Ag_T) dans les influents sont faibles et qu'il y a un degré élevé de répartition dans les solides (Environnement Canada 2013b). Des concentrations d'Ag_T ont été détectées dans 64 des 191 échantillons d'influents et 30 des 191 échantillons d'effluents finaux, avec des valeurs maximales de 6,55 µg/L et 2,55 µg/L, respectivement, pour les 25 STEU échantillonnés. La valeur médiane d'élimination de l'Ag_T était de 88,6 % (n = 64 échantillons appariés d'influents et d'effluents). Les échantillons de biosolides contenaient de l'Ag_T en valeurs de l'ordre des µg/g, ce qui indique un degré élevé d'élimination pendant le procédé de traitement. Bien que les échantillons d'influents et d'effluents aient été prélevés sous forme de composites sur 24 h, ils ne représentent pas nécessairement avec précision le taux d'élimination de l'argent, car le temps de rétention hydraulique des installations n'a pas été pris en compte pendant l'échantillonnage (c.-à-d. le temps nécessaire pour que l'eau passe à travers d'un STEU donné). Cependant, cette valeur estimée médiane de l'élimination est concorde avec les estimations présentées par le CCME (2006), dans lesquelles l'efficacité estimée d'élimination pour la plupart des types de traitement se situe entre 75 % et 95 %. Les concentrations d'Ag_T dans les effluents finaux étaient faibles et fréquemment inférieures aux limites de détection. Nous avons mis à digérer et analysé des échantillons non filtrés pour mesurer l'argent total au moyen du plasma inductif (ICP), conformément aux méthodes standard (APHA et coll. 2005). Les seuils de détection de la méthode (SDM) pour la quantification dans les influents et les effluents étaient de 0,005 µg/L ou de 0,02 µg/L.

Les CEE dans le secteur des eaux usées ont été calculées pour 25 STEU qui rejettent des effluents dans un milieu d'eau douce ou un milieu marin (tableau 7-10). Les CEE ont été calculées en appliquant un facteur de dilution par défaut de 10 aux concentrations finales des effluents et en ajoutant les concentrations de fond médianes d'argent (annexe D) correspondant à l'emplacement du STEU. Les valeurs des données sur les effluents sans argent détecté ont été remplacées par la moitié de la valeur du SDM.

Tableau 7-10. CEE dans le secteur des eaux usées, d'après les concentrations dans les effluents finaux de 25 STEU répartis dans tout le Canada échantillonnés entre 2009 et 2012 (Environnement Canada 2013b)

STEU	Type d'eau	Taille de l'éch. (% d'éch. avec argent détecté)	Plage des effluents (µg Ag_T/L)	Conc. de fond médiane (µg Ag_T/L)	Plage des CEE (µg Ag_T/L)	Médiane des CEE (µg Ag_T/L)
1	Eau douce	6 (0 %)	< 0,02	0,001	0,0020	0,0020
2	Eau douce	12 (0 %)	< 0,005 – < 0,02	0,05	0,050 – 0,051	0,051
3	Eau douce	5 (0 %)	< 0,02	0,11	0,11	0,11
4	Eau douce	6 (0 %)	< 0,005 – < 0,02	0,001	0,0012 – 0,0020	0,0016
5	Eau douce	6 (0 %)	< 0,02	0,05	0,051	0,051
6	Eau douce	12 (0 %)	< 0,005 – < 0,02	0,52	0,52	0,52
7	Eau douce	12 (33 %)	< 0,005 – 0,497	0,11	0,11 – 0,16	0,11
8	Eau douce	6 (0 %)	< 0,005 – < 0,02	0,05	0,050 – 0,051	0,050
9	Eau douce	6 (50 %)	< 0,02 – 0,322	0,52	0,52 – 0,55	0,52
10	Eau douce	6 (50 %)	< 0,005 – 2,52	0,52	0,52 – 0,77	0,58
11	Eau douce	6 (0 %)	< 0,02	0,52	0,52	0,52
12	Eau douce	6 (50 %)	< 0,005 – 0,450	0,52	0,52 – 0,56	0,52
13	Eau douce	6 (33 %)	< 0,02 – 0,367	0,52	0,52 – 0,56	0,52
14	Eau douce	12 (0 %)	< 0,005 – < 0,02	0,52	0,52	0,52
15	Eau douce	12 (0 %)	< 0,005 – < 0,02	0,05	0,050 – 0,051	0,051
16	Eau douce	6 (0 %)	< 0,02	0,52	0,52	0,52
17	Eau douce	6 (0 %)	< 0,02	0,52	0,52	0,52
18	Eau douce	6 (50 %)	< 0,005 – 1,13	0,11	0,11 – 0,22	0,14
19	Eau douce	12 (25 %)	< 0,005 – 0,981	0,52	0,52 – 0,62	0,52
20	Eau douce	6 (50 %)	< 0,02 – 0,401	0,05	0,051 – 0,090	0,060
21	Eau douce	6 (0 %)	< 0,02	0,002	0,0030	0,0030
22	Eau de mer	12 (0 %)	< 0,005 – < 0,02	0,00032	0,00057 – 0,0013	0,0013

STEU	Type d'eau	Taille de l'éch. (% d'éch. avec argent détecté)	Plage des effluents (µg Ag_T/L)	Conc. de fond médiane (µg Ag_T/L)	Plage des CEE (µg Ag_T/L)	Médiane des CEE (µg Ag_T/L)
23	Eau de mer	6 (0 %)	< 0,02	0,00032	0,0013	0,0013
24	Eau de mer	6 (50 %)	< 0,02 – 0,0640	0,00032	0,0013 – 0,0067	0,0035
25	Eau de mer	6 (50 %)	< 0,02 – 1,84	0,0011	0,0021 – 0,18	0,050

Dans les effluents finaux de la majorité des STEU, aucune concentration d'argent n'a été détectée (c.-à-d. que les analyses ont donné 0 %) ou une concentration d'argent a été détectée dans moins de 50 % des cas (p. ex., 25 % à 33 % d'échantillons avec détection). Les installations dans l'écozone Plaines à forêts mixtes ont les CEE les plus élevées, en raison de la concentration médiane de fond d'argent relativement élevée (c.-à-d. 0,52 µg Ag_T/L) par rapport aux autres écozones.

L'argent total a été détecté dans la plupart des échantillons solides (307 sur 325) prélevés dans les 25 STEU (Environnement Canada 2013b). Les concentrations d'Ag_T dans les boues primaires, les boues secondaires et les biosolides variaient de < 0,0005 à 18,3 µg/g, de < 0,0005 à 8,19 µg/g et de < 0,0002 à 16,4 µg/g, respectivement. Les biosolides produits par les STEU sont envoyés dans des sites d'enfouissement, incinérés ou épandus sur les terres agricoles. L'équation ci-dessous a été utilisée pour estimer l'apport d'argent dans les sols par l'épandage de biosolides contenant de l'argent.

$$PCE = \frac{Concentration\ d'Ag\ total\ dans\ les\ biosolides \times dose\ d'application \times nombre\ d'années}{Profondeur\ de\ mélange \times masse\ volumique\ du\ sol}$$

Afin de simuler le pire des scénarios d'exposition des organismes vivant dans le sol, nous avons supposé une dose d'application maximale de 8 300 kg p.s. par hectare par année (fondée sur la limite réglementaire provinciale actuelle la plus élevée; Environnement Canada 2006), une profondeur de mélange de 0,2 m (profondeur de labours; ECHA 2012) et une masse volumique du sol de 1 200 kg/m^3 (Williams 1999), ainsi que la plus forte concentration d'argent mesurée dans les biosolides (16,4 mg/kg p.s.) produits par les STEU au Canada et qui ne sont pas incinérés. Une période de 10 années consécutives d'épandage a été choisie comme durée d'accumulation (ECHA 2012). La concentration cumulée d'argent dans le sol à la fin de cette période est de 0,6 mg/kg (ou 0,6 µg/g) p.s.

7.2.7 Élimination des déchets

L'argent contenu dans les produits, les biens manufacturés et d'autres matières (p. ex., les sols contaminés) qui sont éliminés dans les sites d'enfouissement peut se retrouver dans le lixiviat, puis dans l'environnement. Des données de surveillance ont été

recueillies à 13 des plus grands sites d'enfouissement du Canada entre 2008 et 2014 dans le cadre du programme de surveillance du PGPC. Les concentrations d'argent total et dissous ont été mesurées dans le lixiviat des sites d'enfouissement avant et après le traitement. Les seuils de détection des méthodes variaient de 0,005 à 10 µg Ag/L.

Avant le traitement, les concentrations dans le lixiviat variaient de < 0,005 à 3,00 µg Ag_T/L (médiane de < 1 µg Ag_T/L; n = 110) et de < 0,005 à 1,21 µg Ag_D/L (médiane de 0,0110 µg Ag_D/L; n = 47) (Conestoga-Rovers and Associates 2015). Cinq des 13 sites d'enfouissement traitaient leur lixiviat sur place avant de les envoyer dans un STEU ou de le rejeter dans l'environnement. Dans trois de ces cinq sites d'enfouissement, les concentrations dans le lixiviat après traitement variaient de < 1 à 0,547 µg Ag_T/L[12] (médiane de < 1 µg Ag_T/L; n = 26). Dans l'un de ces cinq sites d'enfouissement, les concentrations d'argent dissous après le traitement étaient comprises entre < 0,005 et 0,182 µg Ag_D/L (médiane de < 0,005 µg Ag_D/L; n = 11) (Conestoga-Rovers and Associates 2015).

Dix des sites d'enfouissement envoient leur lixiviat (traité ou non) à un STEU, et l'élimination de l'argent suite au traitement des eaux usées n'a pas été prise en compte dans le calcul des CEE. Cependant, trois sites d'enfouissement rejettent leur lixiviat (traité ou non) dans l'environnement : dans des milieux humides, dans un marais filtrant ou directement dans un cours d'eau. En 2008-2011, les concentrations totales d'argent dans les lixiviats de ces trois sites (post-traitement, s'il y a lieu) étaient toutes inférieures aux seuils de détection de la méthode (< 0,1 à < 10 µg AgT/L). Les CEE dans ces sites d'enfouissement ont été estimées à l'aide de la moitié des valeurs du SDM, un facteur de dilution de 10, et en ajoutant la concentration médiane de fond appropriée pour l'écozone.

Tableau 7-11. CEE dans le lixiviat de sites d'enfouissement avant et après traitement, dans de grands sites d'enfouissement municipal au Canada qui rejettent directement leur lixiviat dans l'environnement, de 2008 à 2014 (Conestoga-Rovers and Associates 2015)

Site d'enfouis-sement	Type de mesure	Taille de l'éch. (% d'éch. avec argent détecté)	Plage prétraitement (µg Ag/L)	Plage post-traitement (µg Ag/L)	Conc. de fond médiane (µg Ag_T/L)	Plage des CEE (µg Ag/L)	Médiane des CEE (µg Ag/L)
1	Argent total	6 (0 %)	< 0,10 – < 10	n.d.	0,11	0,12 – 0,61	0,16
2	Argent total	6 (0 %); 6 (0 %)	< 0,10 – < 10	< 0,10 – < 10	0,050	0,055 – 0,55	0,10
3	Argent total	6 (0 %); 3 (0 %)	< 0,10 – < 10	< 0,10 – < 10	0,52	0,52 – 1,0	0,57

[12] La valeur maximale est la valeur maximale détectée rapportée.

7.3 Caractérisation des risques pour l'environnement

L'approche adoptée dans la présente évaluation préalable consiste à examiner les données prises en compte dans l'évaluation et de formuler et de proposer des conclusions selon une approche basée sur le poids de la preuve et sur le principe de précaution. Nous avons réuni des données probantes pour déterminer le potentiel de l'argent et de ses composés d'avoir des effets nocifs pour l'environnement au Canada. Les données probantes examinées comprennent notamment celles évaluées dans la présente évaluation sur lesquelles s'appuie la caractérisation des risques pour l'environnement au Canada.

7.3.1 Analyse des quotients de risque

Les analyses des quotients de risque consistaient à comparer les valeurs estimatives de l'exposition (CEE; voir la section Évaluation de l'exposition de l'environnement), qui variaient des scénarios réalistes aux pires des scénarios, avec des données écotoxicologiques (CESE; voir la section Évaluation des effets sur l'environnement) pour déterminer s'il existe un potentiel de causer des effets nocifs pour l'environnement canadien. On calcule les quotients de risque (QR) en divisant les CEE établies d'après les scénarios d'exposition par les valeurs de CESE pour les milieux environnementaux appropriés. Les QR pour les secteurs des mines de métaux, de la fusion et de l'affinage des métaux communs, du traitement des eaux usées et de l'élimination en sites d'enfouissement sont présentés ci-dessous (tableau 7-12). Les QR obtenus par la méthode CRE-I pour une analyse approfondie des ensembles de données de surveillance de la qualité des eaux de surface au Canada sont également présentés ci-dessous (tableau 7-13). Pour les concentrations des échantillons sans argent détecté (c.-à-d. les CEE inférieures au SDM), on a utilisé la moitié de la valeur du SDM avant le calcul des QR.

Tableau 7-12. Quotients de risque obtenus pour différents milieux environnementaux et scénarios d'exposition à l'argent et à ses composés

Secteur (nombre d'installations)	Milieu	Fraction	Plage des CEE (µg/L ou µg/g p.s.)	Plage des Médiane des CEE (µg/L ou µg/g p.s.)	Plage des QR	Plage des QR médians
Mines de métaux (n = 2)[a]	Eau	T	< 0,003 - 0,611[b]	0,02 – 0,05	0,0006 – 2,4[b]	0,08 – 0,2
Mines de métaux (n = 2)[a]	Eau	D	< 0,01 – 0,20	0,05	0,02 – 0,8	0,2
Mines de métaux (n = 1)[c]	Sédiments	E	< 0,20 – 21	5,9	0,1 – 21	5,9
Fusion et affinage des métaux communs (n = 4)[d]	Eau	T	< 0,01 – 0,5	0,005 – 0,05	0,02 – 2	0,02 – 0,2
Fusion et affinage des métaux communs (n = 4)[d]	Eau	D	< 0,01 – 0,2	0,005 – 0,05	0,02 – 0,8	0,02 – 0,2

Secteur (nombre d'installations)	Milieu	Fraction	Plage des CEE (µg/L ou µg/g p.s.)	Plage des Médiane des CEE (µg/L ou µg/g p.s.)	Plage des QR	Plage des QR médians
Fusion et affinage des métaux communs (n = 4)[d]	Sédiments	T, E	0,06 – 21	0,18 – 5,9	0,06 – 21	0,18 – 5,9
Fusion et affinage des métaux communs (n = 1)[d]	Eau	T	< 0,005 – < 0,02	0,0025	0,01 – 0,04	0,01
Fusion et affinage des métaux communs (n = 1)[e]	Eau	D	< 0,005 – < 0,02	0,0025	0,01 – 0,04	0,01
Fusion et affinage des métaux communs (n = 1)[e]	Sédiments	E	0,6 – 5,7	1,4	0,6 – 5,7	1,4
Traitement des eaux usées (n = 25)	Eau	T	0,00057 – 0,77	0,11	0,00098 – 3,1	0,0023 – 2,3
Traitement des eaux usées (biosolides épandus sur les terres) (n = 1)[f]	Sol	T	0,6	s.o.	0,7	s.o.
Élimination des déchets (n = 3)[g]	Eau	T	0,055 – 1,0	0,10 – 0,57	0,22 – 4,1	0,40 – 2,3

Abréviations : T = fraction totale; D = fraction dissoute; E = fraction extractible dans un acide fort; s.o. = sans objet; p.s. = poids sec.
[a] Une des installations (installation 2, section 7.2.4) combine ses effluents avec ceux d'une installation FAMC (installation 2, section 7.2.5).
[b] La valeur détectée maximale a été déclarée.
[c] Cette mine de métaux (installation 2, section 7.2.4) combine ses effluents avec ceux d'une installation FAMC (installation 2, section 7.2.5).
[d] Ces installations FAMC sont soumises au REMMMD et, par conséquent, combinent leurs effluents avec ceux de mines de métaux. La limite supérieure de la plage est fondée sur les concentrations des échantillons sans argent détecté.
[e] Cette installation FAMC n'est pas soumise au REMMMD.
[f] Une CEE a été calculée selon un scénario d'exposition prudent (épandage sur les terres) à l'aide de la concentration maximale d'argent détectée dans les biosolides (c.-à-d. 16,4 µg Ag_T/g p.s.).
[g] Ces trois sites d'enfouissement rejettent directement leur lixiviat dans l'environnement (c.-à-d. que le lixiviat ne passe pas d'abord par un STEU). Toutes les valeurs provenaient d'échantillons sans argent détecté.

En ce qui concerne le secteur des mines de métaux (16 installations) et les fonderies de métaux communs soumises au REMMMD (cinq installations), les QR calculés pour l'exposition à l'argent des récepteurs écologiques dans les eaux de surface indiquent un faible risque pour l'environnement. Pour les analyses faisant appel aux concentrations d'argent total, les QR supérieurs à 1 sont peu fréquents et leur valeur est faible (5 sur 43 pour la mine de métaux 1; 2 sur 19 pour l'installation 2 d'extraction de métaux et de fusion des métaux communs; 2 sur 12 pour l'installation de fusion des métaux communs 3) et, si l'on tient compte des concentrations correspondantes d'argent dissous, les QR pour l'argent dissous sont inférieurs à 1. En outre, la majeure partie des données recueillies dans les rapports cycliques sur les ESEE pour les 16 installations étaient des échantillons sans argent détecté (pour les concentrations d'argent total et

dissous). Cependant, si on compare les concentrations d'argent extractible dans les sédiments des zones exposées aux CESE des sédiments (1,0 mg Ag_T/kg p.s.), on constate qu'il y a un risque pour l'environnement associé à une installation (l'installation 2), laquelle fait partie à la fois du secteur des mines de métaux et du secteur de la fusion des métaux communs. Les concentrations d'exposition sont également élevées (n = 21; médiane des CEE = 5,9 mg/kg) par rapport aux concentrations dans les zones de référence en amont (n = 10; médiane des CEE = 0,9 mg/kg).

L'analyse des QR d'une fonderie de métaux communs non soumise au REMMMD indique un faible risque pour l'environnement dans les eaux de surface. Cependant, cette analyse indique qu'il pourrait y avoir un risque pour l'environnement dans les sédiments. Ces concentrations d'exposition (n = 7; médiane des CEE = 1,4 mg/kg) sont également élevées par rapport aux concentrations dans la zone de référence en amont (n = 3; médiane des CEE < 0,2 mg/kg).

Pour ce qui est du secteur du traitement des eaux usées, 10 des 25 installations présentent des QR supérieurs à 1 (plage de 2 à 3) dans les eaux de surface. Toutes ces installations sont situées dans l'écozone Plaines à forêts mixtes, qui présente des concentrations de fond naturellement élevées d'argent (la concentration de fond maximale prévue d'Ag_T est de 2,1 µg/L). La concentration de fond médiane d'Ag_T utilisée pour modéliser les CEE des installations de cette écozone est déjà supérieure à la CESE en milieu aquatique (0,25 µg Ag/L). Comme les CEE modélisées sont supérieures à la CESE en raison des concentrations de fond médianes relativement élevées d'Ag_T et comme les concentrations dans les effluents sont faibles (plage de < 0,005 à 2,52 µg Ag_T/L), la caractérisation des risques pour le secteur du traitement des eaux usées indique que le risque pour l'environnement est faible dans les eaux de surface. On ne dispose d'aucune donnée pour les sédiments dans ce secteur. Un scénario d'exposition prudent pour les concentrations d'argent dans le sol à la suite de l'épandage, sur les terres, de biosolides contenant de l'argent (0,6 µg Ag_T/g, p.s.) a donné un QR inférieur à 1 par rapport à la CESE chronique calculée chez les organismes vivant dans le sol (0,83 µg Ag_T/g p.s.). Par conséquent, il ne devrait pas y avoir de risque pour l'environnement dans le sol à la suite de l'épandage sur les terres de biosolides contenant de l'argent provenant des STEU.

La caractérisation des risques associés aux rejets de lixiviat des sites d'enfouissement est fondée sur trois sites d'enfouissement qui rejettent leur lixiviat directement dans les eaux de surface (sites d'enfouissement 5, 9 et 10). L'analyse des QR indique qu'il pourrait y avoir un risque pour l'environnement dans les eaux de surface, mais les CEE ont été calculées à l'aide des concentrations d'échantillons sans argent détecté, car toutes les mesures d'argent total dans le lixiviat de ces sites correspondaient à des échantillons sans argent détecté (< 0,1 à < 10 µg/L). De plus, un site d'enfouissement est situé dans l'écozone Plaines à forêts mixtes, où les concentrations de fond prévues médianes et maximales étaient supérieures à la CESE dans l'eau douce. Par conséquent, la contribution de ce secteur au risque potentiel pour l'environnement déterminé dans les eaux de surface devrait être faible.

Une analyse approfondie des sept ensembles de données de surveillance des eaux de surface au Canada, issue de la CRE-I (tableau 7-13), indique que les QR supérieurs à 1 étaient associés à des concentrations détectées peu fréquemment dans les ensembles de données de la BQMA (Ag_E) et de l'EMS (Ag_D), et dans aucun des ensembles de données de la BEMLOSS (Ag_D) ou des DNMQELT (Ag_D) de l'Î.-P.-É.).

Les ensembles de données de l'EMS (Ag_T), de la BEMLOSS (Ag_T) et du PWQMN (Ag_T) ont présenté des fréquences les plus élevées de valeurs de QR supérieures à 1, d'après les concentrations détectées. Pour ces sites d'échantillonnage, il n'a pas été possible de déterminer clairement s'ils s'agissait de rejets potentiels d'argent de sources ponctuelles d'origine anthropique dans l'environnement ou des déversements passés n'ont pu être clairement déterminés pour ces sites d'échantillonnage. La majeure partie des sites d'échantillonnage de ces ensembles de données se trouvaient à l'intérieur d'écozones où les concentrations de fond prévues maximales sont déjà supérieures à la CESE dans l'eau douce, c.-à-d. les écozones Maritime du Pacifique pour l'EMS, Prairies pour la BEMLOSS et Plaines à forêts mixtes et Bouclier boréal pour le PWQMN (annexe D), ce qui semble indiquer que les concentrations de fond d'argent naturellement élevées dans ces régions pourraient contribuer aux valeurs QR élevées dans ces ensembles de données. Néanmoins, les concentrations totales d'Ag dans les eaux de surface sont surtout associées aux particules (Andren et Bober 2002; OMS 2002) et sont, par conséquent, moins biodisponibles pour les organismes aquatiques. Les concentrations élevées d'Ag_T dans ces ensembles de données ne sont donc pas nécessairement indicatives d'un risque pour l'environnement.

Dans l'ensemble, l'analyse approfondie des sept ensembles de données inclus dans la CRE-I n'a pas permis d'établir un lien entre, d'une part, les concentrations d'argent détectées et les QR supérieurs à 1 et, d'autre part, des activités anthropiques particulières. Étant donné que les concentrations de fond maximales prévues d'argent dans les écozones correspondantes sont élevées, et compte tenu de la capacité de l'argent à s'adsorber sur des particules où sa biodisponibilité est réduite, il est probable que le risque pour l'environnement dans les eaux de surface soit faible.

Tableau 7-13. Quotients de risque pour l'argent d'après les ensembles de données sur la qualité des eaux de surface au Canada

Abréviation du programme	Fraction	Nombre de sites d'échantillonnage	Nombre de sites d'échantillonnage où le QR > 1 (valeurs détectées)	Plage des pourcentages de QR > 1 (par site, d'après les valeurs détectées)	Plage des médianes des QR[a]	Plage des QR au 95e centile[a]
EMS [b]	T	1 717	36	0 - 100 %	0,0020 - 58	0,0040 - 200
EMS [b]	D	781	3	0 - 100 %	0,0020 - 50	0,0040 - 50
BEMLOSS [c]	T	294	24	0 - 100 %	0,020 - 7,6	0,020 - 30
BEMLOSS [c]	D	5	0	0 %	0,02 - 2	0,02 - 2
PWQMN [d]	T	324	298	0 - 100 %	1,0 - 10	1,0 - 36
BQMA [e]	E	101	1	0 - 4,3 %	0,002 - 0,19	0,006 - 0,28

Abréviation du programme	Fraction	Nombre de sites d'échantillonnage	Nombre de sites d'échantillonnage où le QR > 1 (valeurs détectées)	Plage des pourcentages de QR > 1 (par site, d'après les valeurs détectées)	Plage des médianes des QR[a]	Plage des QR au 95e centile[a]
DNMQELT [f] (données pour l'Î.-P.-É.)	D	3	0	0 %	0,20 - 0,65	0,92 - 1,1

Abréviations : T = argent total; D = argent dissous; E = argent extractible.
[a] Plage des pourcentages de QR supérieurs à 1 ou des médianes des QR ou des QR au 95e centile.
[b] EMSWR 2016.
[c] Communication personnelle, données préparées par les Environnemental and Municipal Management Services, de la Saskatchewan Water Security Agency, pour la Division de l'évaluation écologique, ECCC, 25 février 2016; sans référence.
[d] PWQMN [modifié 2018].
[e] BQMA 2015.
[e] Communication personnelle, données préparées par la Division du monitoring et suivi de la qualité de l'eau, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC), pour la Division de l'évaluation écologique, ECCC, 13 septembre 2016; sans référence (données pour l'Î.-P.-É.).

7.3.2 Examen des données probantes

Afin de caractériser les risques pour l'environnement associés à l'argent et à ses composés, les données techniques de diverses données probantes ont été examinées (comme il est décrit dans les sections correspondantes du présent rapport) et pondérées qualitativement. Les principales données probantes ayant servi à formuler la conclusion de la présente évaluation sont présentées dans le tableau 7-14, accompagnées d'une analyse globale du poids de la preuve fournie à la section 7.3.3. Le niveau de confiance désigne l'influence combinée de la qualité et de la variabilité des données, des lacunes dans les données, de la causalité, de la plausibilité et de toute extrapolation requise pour les données probantes. La pertinence désigne l'impact qu'ont les données probantes lorsque nous déterminons le potentiel de la substance à causer des effets nocifs pour l'environnement canadien. Aux fins de l'analyse, nous avons associé aux qualifiants une cote faible à élevée et leur avons attribué cinq poids possibles.

Tableau 7-14. Données probantes pondérées utilisées pour l'évaluation environnementale de l'argent et de ses composés

Donnée probante	Niveau de confiance [a]	Pertinence dans l'évaluation[b]	Poids attribué[c]
Persistance	Élevé	Faible	Modéré
Bioaccumulation dans les organismes aquatiques ou terrestres	Élevé	Faible	Modéré

Donnée probante	**Niveau de confiance [a]**	**Pertinence dans l'évaluation[b]**	**Poids attribué[c]**
CESE pour les organismes aquatiques d'eau douce	Élevé	Élevée	Élevé
CESE pour les organismes aquatiques d'eaux de mer	Modéré	Élevée	Modéré-élevé
CESE pour les organismes benthiques dans les sédiments	Modéré	Élevée	Modéré-élevé
CESE pour les organismes vivant dans le sol	Élevé	Élevée	Élevé
CEE fondée sur les mesures dans les eaux de surface – mines de métaux	Élevé	Élevée	Élevé
CEE fondée sur les mesures dans les eaux de surface – fusion et affinage des métaux communs	Élevé	Élevée	Élevé
CEE modélisée pour les eaux de surface – traitement des eaux usées	Modéré	Modérée	Modéré
CEE modélisée pour les eaux de surface – élimination des déchets	Modéré	Modérée	Modéré
CEE fondée sur les mesures dans les sédiments – mines de métaux	Faible	Élevée	Modéré
CEE fondée sur les mesures dans les sédiments – fusion et affinage des métaux communs	Faible	Élevée	Modéré
CEE modélisée pour le sol – épandage de biosolides sur les terres	Modéré	Modérée	Modéré
QR pour les eaux de surface – mines de métaux	Élevé	Élevée	Élevé
QR pour les eaux de surface – fusion et affinage des métaux communs	Élevé	Élevée	Élevé
QR pour les eaux de surface – traitement des eaux usées	Modéré	Élevée	Modéré-élevé
QR pour les eaux de surface – élimination des déchets	Faible	Modérée	Faible-modéré
QR pour les sédiments – mines de métaux	Modéré	Modérée	Modéré

Donnée probante	Niveau de confiance [a]	Pertinence dans l'évaluation[b]	Poids attribué[c]
QR pour les sédiments – fusion des métaux communs	Modéré	Modérée	Modéré
QR pour le sol – épandage de biosolides sur les terres (traitement des eaux usées)	Faible	Modérée	Faible-modéré

[a] Le niveau de confiance est déterminé d'après les paramètres des données : qualité, variabilité, lacunes (en d'autres mots, les données sont-elles pertinentes pour les fins envisagées?).
[b] La pertinence indique dans quelle mesure une donnée probante est utile dans l'évaluation.
[c] Une pondération est attribuée à chaque donnée probante en fonction de la pondération globale combinée du niveau de confiance et de la pertinence pour l'évaluation.

7.3.3 Poids de la preuve pour déterminer le risque de causer des effets pour l'environnement au Canada

Lorsqu'elles sont rejetées dans l'environnement, les substances contenant de l'argent peuvent se dissoudre, se dissocier ou se décomposer, et l'argent se retrouve alors dans l'environnement. L'argent est persistant, car c'est un élément et, à ce titre, il ne peut se décomposer davantage. Il peut, par conséquent, s'accumuler dans l'environnement et les organismes peuvent y être exposés à long terme. Les organismes peuvent accumuler des quantités importantes d'argent dans les tissus et les organes internes à de très faibles concentrations environnementales, mais ils peuvent également réguler les concentrations et se détoxifier. Donc, l'argent ne s'accumule pas chez les organismes. De plus, il ne se bioamplifie pas d'un niveau trophique à un autre. L'argent n'est pas un élément essentiel pour la santé des organismes.

Lorsqu'il est rejeté dans l'air, l'argent est un constituant de particules. Dans cet état, il peut se déposer sur les eaux de surface ou le sol. Une fois rejeté dans les eaux de surface, l'argent est surtout associé aux formes particulaires et est rapidement incorporé dans les sédiments. La remise en suspension des sédiments peut accroître l'argent total dans les eaux sus-jacentes, mais il est peu probable qu'elle accroisse les concentrations d'argent dissous étant donné la grande affinité de l'argent pour les particules. Pour la même raison, l'argent déposé sur le sol ne se remobilisera probablement pas dans d'autres milieux. Par conséquent, on prévoit que les rejets d'argent dans l'air et dans l'eau finiront par s'accumuler dans les sols et/ou les sédiments.

Il a été déterminé qu'il existe un risque faible pour l'environnement associé à l'argent dans les eaux de surfaces pour les secteurs des mines de métaux, de la fusion et de l'affinage des métaux communs, du traitement des eaux usées et de l'élimination des déchets. Une analyse approfondie des ensembles de données de surveillance de la CRE-I indique que les dépassements de la CESE sont associés à des concentrations de fond d'argent élevées et à la non-détection de l'argent, et donc que les sites d'échantillonnage visés par ces ensembles de données présentent donc un faible risque pour l'environnement dans le milieu aquatique. Il pourrait y avoir un risque pour

l'environnement dû à la présence d'argent dans les sédiments. L'installation 2 du secteur des mines de métaux et celui de la fusion des métaux communs (ces deux installations combinent leurs effluents et sont soumises au REMMMD) présentent des concentrations élevées d'argent dans les sédiments en aval, mais l'ensemble de données analysées est petit (n = 21) et les données proviennent d'échantillons prélevés à différents endroits en aval au cours de différentes années (2004, 2007, 2011). De même, selon un petit ensemble de données (n = 7) recueillies en 2012 en aval d'une installation FAMC et qui n'est pas soumise au REMMMD, le risque pour l'environnement pourrait être modéré dans les sédiments. Étant donné que les ensembles de données sont petits et qu'ils présentent de faibles corrélations temporelles et spatiales ou sont limités à une seule année, et que la CESE d'argent dans les sédiments suppose une biodisponibilité élevée de l'argent en raison d'une faible quantité de ligands complexants l'argent et peut être considérée comme une valeur prudente pour l'installation 2 (mines de métaux et FAMC), un faible poids est attribué à cette donnée probante. La CESE pour les sédiments peut être considérée plus pertinente pour l'installation FAMC qui n'est pas soumise au REMMMD, en raison de la faible quantité de ligands complexants dans les zones d'échantillonnage en aval de cette installation.

Étant donné la grande affinité qu'a l'argent pour les particules, les valeurs d'élimination sont élevées dans les STEU et les concentrations d'argent sont élevées dans les biosolides. Un scénario prudent de caractérisation des risques pour l'épandage sur les terres de biosolides contenant de l'argent indique qu'il existe un risque faible pour l'environnement dans les sols dû au secteur du traitement des eaux usées.

Ces données indiquent que l'argent et ses composés présentent un potentiel faible de causer des effets nocifs pour l'environnement dans les eaux de surface et les sols au Canada. L'argent et ses composés peuvent avoir des effets nocifs pour l'environnement dans les sédiments, mais cette donnée n'est pas concluante en raison de l'ensemble limité de données et des incertitudes concernant la biodisponibilité de l'argent lié aux sédiments (voir la section 7.3.4 pour de plus amples renseignements sur les incertitudes).

Alors que l'exposition de l'environnement à l'argent n'est pas préoccupante aux concentrations actuelles pour ce qui est des eaux et du sol, et que les résultats sont non concluants en ce qui concerne la préoccupation pour les sédiments, l'argent peut néanmoins avoir un effet préoccupant pour l'environnement en raison de son potentiel à causer, à de faibles concentrations, des effets nocifs pour les organismes. Par conséquent, la présence de ces substances pourrait être préoccupante pour l'environnement si l'exposition venait à augmenter.

7.3.4 Sensibilité de la conclusion à l'égard des principales incertitudes

Nous examinons ci-après les principales incertitudes associées à la caractérisation des risques pour l'environnement, y compris aux lacunes dans les données, aux CEE, aux

CESE, aux QR, à l'analyse approfondie des ensembles de données de la CRE-I et à leur impact sur la conclusion proposée.

Principaux secteurs d'utilisation et accessibilité des données

Bien qu'il existe une grande variété d'utilisations connues de l'argent et des substances contenant de l'argent, nous avons relativement peu d'information sur leur fabrication, leur importation et leurs utilisations au Canada. Toutefois, la conclusion proposée n'est pas sensible à cet aspect, car l'INRP devrait renfermer des données sur les rejets potentiels importants d'argent dans l'environnement associés à certaines activités industrielles et à certaines installations. Selon les données de l'INRP pour la période s'échelonnant de 2012 à 2016, les quantités rejetées sont faibles et les scénarios d'exposition se concentrent sur les secteurs participant à la production et à l'utilisation de l'argent, et sur les substances et produits contenant de l'argent.

Les données utilisées dans les scénarios d'exposition pour les quatre secteurs examinés ne sont pas exhaustives. Seulement un cinquième environ de plus d'une centaine de mines de métaux au Canada (ECCC 2018a) et environ un tiers des 13 installations FAMC actives ont été examinées au cours de la présente évaluation. Cependant, comme l'argent est un métal précieux, ces secteurs ont intérêt à limiter les rejets dans l'environnement. Les scénarios d'exposition pour les secteurs du traitement des eaux usées et de l'élimination des déchets comprenaient des sous-ensembles relativement petits des nombreuses installations de STEU et des nombreux sites d'enfouissement au Canada. Ces sous-ensembles sont considérés comme représentatifs, car on a inclus des STEU dans des municipalités de différentes tailles situées partout au Canada, et les sites d'enfouissement inclus comptent parmi les plus grands.

Représentativité des CESE et des CEE

Les CESE pour l'argent dans tous les milieux environnementaux, établies dans la présente évaluation préalable, reposent principalement sur des études de toxicité en laboratoire réalisées avec des sels d'Ag très solubles (principalement de l'$AgNO_3$), qui se dissocient facilement et libèrent l'ion Ag^+ libre, la forme d'argent la plus biodisponible et la plus toxique. En règle générale, les milieux d'essai de toxicité ont également une force ionique extrêmement faible et contiennent de faibles quantités de matières organiques et de ligands complexants qui atténuent la toxicité. Dans l'environnement, les formes biodisponibles de l'argent devraient être faibles en raison de la grande affinité de l'argent avec les complexes de sulfures, les MON, les chlorures, l'argile, les oxydes métalliques et diverses particules, ce qui le rend moins biodisponible et moins toxique pour les organismes des milieux aquatiques et terrestres. Les CESE ne comprennent pas de facteurs de modification de la toxicité, et ces valeurs sont donc prudentes et peuvent ne pas fournir de seuils d'écotoxicité réalistes pour un site donné. On le voit bien si on compare la CESE pour l'eau douce (0,25 µg/L) aux CEE dans les écozones où les concentrations de fond prévues sont supérieures à la CESE. L'utilisation d'un modèle de ligands biotiques (MLB), qui comprend des ajustements de la biodisponibilité, donnerait des seuils d'écotoxicité plus réalistes pour les différents sites. Cependant, on ne dispose pas pour le moment d'un MLB qui prévoit la toxicité chronique de l'Ag pour les organismes d'eau douce (CCME 2015a; Wood 2012).

Les CEE pour l'argent calculées dans les scénarios d'exposition comprenaient les concentrations environnementales mesurées (argent total, argent extractible, argent dissous) ou les concentrations modélisées (argent total) à partir des données dans les effluents, les lixiviats et les biosolides. Comme nous l'avons mentionné précédemment, l'argent a une grande capacité pour former des complexes avec divers ligands. Il est principalement associé aux macroparticules (< 0,45 µm) et aux colloïdes (> 0,45 µm) dans les eaux douces (Andren et Bober 2002; Shafer et coll. 1996; Wen et coll. 1997). Ainsi, l'argent véritablement dissous (c.-à-d. l'ion libre) est présent en très faibles quantités dans les conditions naturelles (Andren et Bober 2002). Une fois libéré dans l'environnement par les effluents ou les lixiviats, l'argent ionique libre, s'il est présent, forme des complexes avec les ligands. Ces espèces, ainsi que d'autres espèces d'argent qui peuvent être présentes dans les effluents ou les lixiviats, peuvent s'incorporer rapidement dans les sédiments par rapport à d'autres métaux (Andren et Bober 2002). Il est peu probable que l'argent se remobilise une fois présent dans les sédiments et les sols, y compris les biosolides (Donner et coll. 2015). Par conséquent, l'utilisation de concentrations d'argent total, extractible et même dissous, produit des CEE prudentes pour le milieu aquatique.

La comparaison des CEE, qui ne représentent pas les concentrations d'argent ionique libre, avec les CESE, qui représentent l'exposition des organismes à l'argent ionique libre, produit donc des QR prudents. Toutefois, ces aspects ont été pris en compte dans l'évaluation, à savoir dans la caractérisation des risques pour l'environnement associés à l'argent où les indications de risque possible pour l'environnement dans les ensembles de données sur l'eau et les sédiments ont été abaissées.

Eaux de surface

Les données correspondant aux échantillons sans argent détecté étaient prédominantes dans la caractérisation des risques dans les divers secteurs et les sept ensembles de données de la CRE-I analysés plus en détail dans la présente évaluation. Leur présence était sans conséquence pour les secteurs des mines de métaux et de la fusion et de l'affinage des métaux communs, étant donné qu'aucun risque pour l'environnement n'a été constaté pour les eaux de surface. Les CEE modélisées à partir des échantillons sans argent détecté pour le secteur du traitement des eaux usées n'étaient pas le principal facteur donnant des QR supérieurs à 1. Toutefois, pour le secteur de l'élimination des déchets et de nombreux ensembles de la CRE-I, il y avait des CEE correspondant à des échantillons sans argent détecté qui étaient supérieures à la CESE pour l'eau douce en raison des valeurs élevées du SDM (p. ex., 10 µg/L). Il n'est donc pas certain qu'il y ait un risque pour l'environnement aux sites d'échantillonnage. Dans certaines écozones, les concentrations de fond prévues maximales d'argent (annexe D) dépassaient la CESE pour l'eau douce. Les ensembles de données pour ces écozones contenaient des CEE qui dépassaient à la fois la CESE pour l'eau douce et les concentrations de fond prévues maximales (c.-à-d. les ensembles de la BEMLOSS et du PWQMN). Ces CEE pourraient être élevées en raison d'un apport anthropique, mais on n'a pu isoler de sources ponctuelles précises. Il est possible qu'avec le temps, des sources non ponctuelles aient contribué à l'augmentation des concentrations d'argent à ces sites d'échantillonnage. Cependant, ces CEE sont souvent associées à des données d'argent total, faute de données correspondantes pour l'argent dissous. Comme il est indiqué précédemment, on prévoit que seule une très petite fraction des concentrations d'argent total sera biodisponible (OMS 2002). Par conséquent, la conclusion proposée tient compte de ces incertitudes pour le secteur de l'élimination des déchets et de l'analyse approfondie des ensembles de données de la CRE-I.

Sédiments

Les données sur les sédiments sont rares ou inexistantes pour les secteurs examinés. L'analyse de l'INRP indique que les rejets d'argent dans l'eau entre 2012 et 2016 ont été faibles. Même si les rejets étaient faibles, l'argent devrait se répartir rapidement dans les sédiments (Andren et Bober 2002). On ne dispose pas de concentration d'argent dans les sédiments des milieux récepteurs des installations des secteurs du traitement des eaux usées et de l'élimination des déchets. Il n'y en avait pas non plus pour les sites d'échantillonnage dans les ensembles de données du PWQMN et de la BEMLOSS, qui contiennent des CEE élevées dans les eaux de surface. Cependant, il existe des concentrations d'argent dans les sédiments en aval de certaines mines de métaux et installations de fusion et d'affinage des métaux communs. Des données sur les sédiments existent pour quatre des cinq installations FAMC soumises au REMMMD, dont une seule installation (l'installation 2) présente des concentrations d'argent dans les sédiments en aval supérieures à la CESE dans les sédiments. Cette installation est localisée conjointement avec l'installation 2 du secteur des mines de métaux. Il n'est pas clair si ces concentrations ont augmenté entre 2004 et 2011, car les carottes de

sédiments n'ont pas été prélevées aux mêmes endroits d'une année à l'autre. Certaines concentrations d'argent dans les sédiments en aval de l'installation FAMC qui n'est pas soumise au REMMMD sont également légèrement supérieures à la CESE dans les sédiments.

La CESE pour l'argent dans les sédiments suppose une biodisponibilité élevée de l'argent en raison d'une faible quantité de ligands complexants de l'argent. On peut juger cette valeur prudente dans certains cas, comme dans le cas de l'installation soumise au REMMMD (installation 2). Pour l'installation FAMC non soumise au REMMMD, la CESE dans les sédiments n'est pas nécessairement prudente, car la composition des sédiments en aval est semblable aux conditions établies dans les essais de toxicité des sédiments (p. ex., contenant de faibles quantités de ligands complexants de l'argent). Cependant, on sait que l'argent déplace d'autres métaux dans les composés de sulfure métallique (Bell et Kramer 1999), ce qui peut augmenter la biodisponibilité d'autres métaux par leur mobilisation dans l'eau interstitielle des sédiments. Par conséquent, même lorsque les concentrations de sulfure dans les sédiments sont faibles ou lorsque les concentrations d'argent dans les sédiments sont élevées, il est probable que l'argent soit principalement lié aux sulfures et ne soit pas biodisponible, mais puisse être ingéré par des organismes benthiques.

La conclusion proposée, à la suite de cette évaluation, est sensible à ces incertitudes. Une étude approfondie de l'argent dans les sédiments au Canada pourrait modifier la conclusion proposée dans la présente évaluation.

Sols

On ne dispose pas de données sur les sols pour les secteurs examinés. Selon l'analyse des données de l'INRP, les rejets d'argent dans l'air et le sol entre 2012 et 2016 étaient faibles ou négligeables, respectivement. Il est donc peu probable que les dépôts ou les rejets d'argent sur le sol, pour les secteurs examinés, se produisent en quantités préoccupantes. En outre, la caractérisation prudente des risques liés à l'épandage de biosolides contenant de l'argent sur les terres indique que les risques pour l'environnement sont faibles dans le sol. Par conséquent, la conclusion proposée dans la présente évaluation n'est pas sensible à l'absence de données.

8. Potentiel de causer des effets nocifs pour la santé humaine

L'argent est un élément naturellement présent dans tous les milieux environnementaux au Canada. L'argent total a été mesuré dans les systèmes de distribution d'eau potable, la poussière domestique, l'air intérieur et extérieur, et le lait maternel (Arbuckle et coll. 2013; RNSPA 2011; Rasmussen et coll. 2016; Tugulea et coll. 2016). Dans l'ensemble, les données canadiennes démontrent que les concentrations d'argent dans l'air, l'eau potable et la poussière sont faibles (Santé Canada 2016).

Les effets de l'argent sur la santé ont déjà été évalués par divers organismes internationaux (ATSDR 1990; EFSA 2016; IRIS 1991; OMS 2011b). Bien que certains examens récents aient porté surtout sur le nanoargent, la présente évaluation a porté quant à elle sur l'argent en vrac. L'argyrie, une maladie caractérisée par une décoloration bleuâtre ou bleu-grisâtre de la peau et des muqueuses, est le principal changement observable associé à l'exposition à long terme par ingestion ou par inhalation en milieu professionnel de concentrations élevées d'argent métallique ou de composés d'argent ionisables (EFSA, 2016). L'argyrie n'est pas associée à des dommages pathologiques à aucun organe cible particulier (EFSA 2016). L'USEPA a établi une dose de référence de 0,005 mg Ag/kg p.c./j pour assurer la protection contre l'argyrie (IRIS 1991; Santé Canada 2016).

Les risques pour la santé humaine dus à une exposition à l'argent et à ses composés ont été caractérisés selon une approche scientifique fondée sur les données de biosurveillance, comme il est décrit dans le document d'approche scientifique « Méthode fondée sur la biosurveillance 2 » (Santé Canada 2016). Cette approche fait appel à des données de biosurveillance au niveau de la population provenant d'enquêtes à grande échelle, telles que l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS). L'analyse présentée dans le document d'approche scientifique porte sur les substances du groupe de l'argent et de ses composés, alors que la présente évaluation porte sur l'entité argent, car ces enquêtes mesurent les concentrations de l'entité dans le sang (sang entier, sérum, plasma) et/ou l'urine. L'argent total dans le sang ou l'urine constitue une mesure intégrée biologiquement pertinente des expositions se produisant par plusieurs voies (orale, cutanée et par inhalation) et ayant plusieurs sources (dont les milieux naturels, l'alimentation et l'utilisation fréquente ou quotidienne de certains produits).

Dans la Méthode fondée sur la biosurveillance 2, les données de biosurveillance sont comparées aux valeurs de référence de la biosurveillance humaine, sous forme d'équivalent de biosurveillance (EB). Les EB sont généralement obtenus à partir de valeurs guides d'exposition fondées sur la santé, comme la dose de référence (DRf) ou la dose journalière admissible (DJA). En général, les valeurs guides d'exposition sont converties en EB à l'aide de données toxicocinétiques ou de corrélations de régression entre l'exposition externe et les concentrations de biomarqueurs (c.-à-d. la concentration chimique dans le sang ou l'urine). Un examen complet des données toxicocinétiques disponibles fait partie intégrante de la Méthode fondée sur la biosurveillance 2. Cette approche n'est recommandée que si le biomarqueur (c.-à-d. la concentration chimique dans le sang entier, le plasma, le sérum ou l'urine) est jugé suffisant pour quantifier l'exposition dans la population générale (Santé Canada 2016). Si l'exposition (d'après les données de biosurveillance) est inférieure à la valeur guide de biosurveillance humaine (c.-à-d. la valeur EB), alors la substance ou l'entité métallique est considérée comme peu préoccupante pour la santé humaine aux concentrations d'exposition actuelles (Santé Canada 2016).

L'argent total a été mesuré dans le sang entier des Canadiens dans l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé et l'étude sur le Développement du nourrisson

PLUS, une étude de suivi de l'Étude mère-enfant sur les composés chimiques de l'environnement (MIREC) (tableau 8-1).

L'équivalent de biosurveillance (EB) de 0,4 µg/L pour l'argent ionique, associé à la DRf de l'USEPA de 0,005 mg Ag/kg p.c./j pour assurer la protection contre l'argyrie (IRIS 1991; Santé Canada 2016), a été utilisé pour déterminer le risque pour la santé humaine associé à l'exposition à l'argent (Santé Canada 2016; Aylward et coll. 2016). L'argyrie n'est pas associée à un quelconque effet systémique sur la santé et, par conséquent, son utilisation comme critère d'effet pour la caractérisation des risques est jugée prudente. La valeur de l'EB et les concentrations médianes et au 95e centile dans le sang, établies d'après les données de biosurveillance, sont présentées dans le tableau 8-1 ci-dessous.

Tableau 8-1. Concentrations d'argent total dans le sang entier (µg/L) dans la population canadienne

Population observée	Âge (années)	Médiane (IC à 95 %)	95e centile (IC à 95 %)	EB (µg/L)	Dépassement
ECMS, cycle 2[a], population canadienne (2009-2011)	3 à 79	0,066 (< SD à 0,088)	0,27 (0,22 - 0,31)	0,4	Non
MIREC-CD Plus[b], enfants (2013-2014)	1 à ≤ 3	0,205	0,259	0,4	Non

Abréviations : EB = équivalent de biosurveillance, IC = intervalle de confiance, < SD = inférieur au seuil de détection, où SD = 0,05 µg/L.
[a] Santé Canada 2013, n = 6 070.
[b] Liang 2016, n = 214.

Les données présentées dans le tableau 8-1 montrent que les concentrations d'argent dans le sang entier des Canadiens sont inférieures à la valeur EB associée à la DRf de l'USEPA pour l'argyrie. Par conséquent, l'argent et ses composés sont peu préoccupants aux concentrations d'exposition actuelles dans le public général. De plus amples détails sont présentés dans le document d'approche scientifique intitulé Méthode fondée sur la biosurveillance 2 (Santé Canada 2016).

8.1 Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé humaine

Les incertitudes associées à l'approche de biosurveillance ont été décrites en détail dans le document de l'approche scientifique Méthode fondée sur la biosurveillance 2 (Santé Canada 2016). Le modèle de pharmacocinétique fondé sur la physiologie dans plusieurs compartiments (PBPK), utilisé pour établir la valeur de l'EB, était fondé sur les données provenant d'ensembles de données sur les animaux et les humains, et validées par rapport à d'autres études. Le modèle PBPK a fourni en règle générale des prévisions fiables sur les concentrations sanguines chez les travailleurs exposés à l'argent en milieu professionnel. Cependant, il subsiste des incertitudes au sujet de la fraction présumée d'absorption orale, car on ne disposait pas de données sur

l'absorption chez les humains. Le modèle PBPK est structuré uniquement pour la physiologie de l'adulte. Par conséquent, les prévisions pertinentes pour des sous-populations particulières, notamment les enfants ou les femmes enceintes, présentent une incertitude plus élevée que pour les adultes dans la population générale.

9. Conclusion

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente ébauche d'évaluation préalable, l'argent et ses composés présentent un faible risque d'avoir des effets nocifs sur l'environnement. Il est proposé de conclure que les sept substances du groupe de l'argent et de ses composés ne satisfont pas aux critères énoncés aux alinéas 64a) et b) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, et à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

À la lumière des renseignements contenus dans la présente ébauche d'évaluation préalable, il est proposé de conclure que l'argent et ses composés ne satisfont pas au critère énoncé à l'alinéa 64c) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il est proposé de conclure que les sept substances du groupe de l'argent et de ses composés ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Références

[Alexco] Alexco Resource Corp. 2019. Alexco. Vancouver (BC) : Alexco Resource Corp. [Consulté le 4 février 2019]. Bellekeno project. (Disponible en anglais seulement).

Andren AW, Bober TW, editors. 2002. Silver in the environment: transport, fate, and effects. Pensacola (FL): Society of Environmental Toxicology and Chemistry. 192 p. (Disponible en anglais seulement).

[APHA] American Public Health Association, Eaton AD, American Water Works Association, and Water Environment Federation. 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st ed. Washington (DC): APHA-AWWA-WEF. (Disponible en anglais seulement).

Arbuckle TE, Fraser WD, Fisher M, Davis K, Liang CL, Lupien N, Bastien S, Velez MP, von Dadelszen P, Hemmings DG, et coll. 2013. Cohort profile: the maternal-infant research on environmental chemicals research platform. *Paediatr Perinat Epidemiol*. 27(4):415-425. (Disponible en anglais seulement).

[ASFC] Agence des services frontaliers du Canada. 2016. Information sur les substances importées correspondant aux codes du SH 2608.00.0081, 2616.10.0081, 2843.32.0000, 2843.32.0000, 7106.10.0000, 7106.10.0010, 7106.10.0020, 7106.91.0011, 7106.91.0019, 7106.91.0020, 7106.91.0021, 7106.91.0029, 7106.92.0011, 7106.92.0019, 7106.92.0090, 7106.92.1100, 7106.92.1900, 7106.92.2100, 7106.92.2210, et 7106.92.2290. Ottawa (Ont.), ASFC, Division des opérations commerciales et liées aux échanges commerciaux. Renseignements confidentiels reçus par Environnement et Changement climatique Canada pour les années civiles 2010 à 2013.

Asmonaite G, Boyer S, de Souza KB, Wassmur B, et J Sturve. 2016. Behavioural toxicity assessment of silver ions and nanoparticles on zebrafish using a locomotion profiling approach. *Aquat Toxicol*. 173:143-153. (Disponible en anglais seulement).

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1990. Toxicological Profile for Silver. Atlanta (GA): US Department of Health and Human Services, Public Health Service. (Disponible en anglais seulement).

Auffan M, Matson CW, Rose J, Arnold M, Proux O, Fayard B, Liu W, Chaurand P, Wiesner MR, Rottero JY, et coll. 2014. Salinity-dependent silver nanoparticle uptake and transformation by Atlantic killifish (*Fundulus heteroclitus*) embryos. *Nanotoxicology*. 8(S1):167-176. (Disponible en anglais seulement).

Aylward LL, Bachler G, von Goetz N, Poddalgoda D, Hays AM, et A Nong. 2016. Biomonitoring equivalents for interpretation of silver biomonitoring data in a risk assessment context. *Int J of Hyg Environ Health*. 219(6):521-526. (Disponible en anglais seulement).

Bard CC, Murphy JJ, Stone DL, et CJ Terhaar. 1976. Silver in photoprocessing effluents. *J Water Pollut Control Fed*. 48(2):389-394. (Disponible en anglais seulement).

[BDIPSN] Base de données d'ingrédients de produits de santé naturels [base de données]. [Modifiée le 8 février 2019]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consultée en février 2019].

[BDPP] Base de données sur les produits pharmaceutiques [base de données]. [Modifiée le 14 décembre 2018]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté en février 2019].

[BDPSNH] Base de données des produits de santé naturels homologués. [Base de données]. [Modifiée le 6 février 2018]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté en janvier 2018].

Bell RA, et JR Kramer. 1999. Structural chemistry and geochemistry of silver-sulfur compounds: critical review. *Environ Toxicol Chem*. 18(1):9-22. (Disponible en anglais seulement).

Berry WJ, Cantwell MG, Edwards PA, Serbst JR, et DJ Hansen. 1999. Predicting toxicity of sediments spiked with silver. *Environ Toxicol Chem*. 18(1):40-48. (Disponible en anglais seulement).

Bianchini A, et KC Bowles. 2002. Metal sulfides in oxygenated aquatic systems. Implications for the biotic ligand model. *Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol*. 133(1-2):51-64. (Disponible en anglais seulement).

Bianchini A, et CM Wood. 2003. Mechanism of acute silver toxicity in *Daphnia magna*. *Environ Toxicol Chem*. 22(6):1361-1367. (Disponible en anglais seulement).

Bianchini A, Playle RC, Wood CM, Walsh PJ. 2005. Mechanism of acute silver toxicity in marine invertebrates. *Aquat Toxicol*. 72(1-2):67-82. (Disponible en anglais seulement).

Bianchini A, et CM Wood. 2008. Does sulfide or water hardness protect against silver toxicity in *Daphnia magna*? A critical assessment of the acute-to-chronic toxicity ratio for silver. *Ecotoxicol Environ Saf*. 71(1):32-40. (Disponible en anglais seulement).

Bicho RC, Ribeiro T, Rodrigues NP, Scott-Fordsmand JJ, et MJB Amorim. 2016. Effects of Ag nanomaterials (NM300K) and Ag salt ($AgNO_3$) can be discriminated in a full life cycle long term test with *Enchytraeus crypticus*. *J Hazard Mater*. 318:608-614. (Disponible en anglais seulement).

Bodek I, Lyman WJ, Reehl WF, et DH Rosenblatt, éditeurs. 1988. Environmental inorganic chemistry. Properties, processes, and estimation methods. New York (NY): Pergamon Press. p. 7.13-1 to 7.13-3. (Disponible en anglais seulement).

[BQMA] Banque de données sur la qualité du milieu aquatique [base de données]. 2015. Québec (Qué.), gouvernement du Québec. [Consulté en novembre 2015]. Les ensembles de données des stations qui faisaient le suivi des métaux ont tous été téléchargés.

Brown CL, Parchaso F, Thompson JK, et SN Luoma. 2003. Assessing toxicant effects in a complex estuary: A case study of effects of silver on reproduction in the bivalve, *Potamocorbula amurensis*, in San Francisco Bay. *Hum Ecol Risk Assess*. 9(1):95-119. (Disponible en anglais seulement).

Brumby A, Braumann P, Zimmermann K, Van Den Broeck F, Vandevelde T, Goia D, Renner H, Schlamp G, Zimmermann K, Weise W, et coll. 2008. Silver, Silver Compounds, and Silver Alloys. In: Ullman's Encyclopedia of Industrial Chemistry. 6th ed., vol. 33. Weinheim: Wiley. p. 15-94. (Disponible en anglais seulement).

Bury NR, Shaw J, Glover C, et C Hogstrand. 2002. Derivation of a toxicity-based model to predict how water chemistry influences silver toxicity to invertebrates. *Comp Biochem Physiol C*. 133(1-2):259-270. (Disponible en anglais seulement).

Bury NR, et CM Wood. 1999. Mechanism of branchial apical silver uptake by rainbow trout is via the proton-coupled Na^+ channel. *Am J Physiol*. 277:R1385-R1391. (Disponible en anglais seulement).

Caires AM, et S Chandra. 2011. Conversion factors as determined by relative macroinvertebrate sampling efficiencies of four common benthic grab samplers. *J Freshw Ecol*. 27(1):97-109. (Disponible en anglais seulement).

Calabrese A, MacInnes JR, Nelson DA, et JE Miller. 1977. Survival and growth of bivalve larvae under heavy metal stress. *J Mar Biol.* 41(2):179-184. (Disponible en anglais seulement).

Call DJ, Markee TP, Brooke LT, Polkinghorne CN, et DL Geiger. 1997. Bioavailability and toxicity of silver to *Chironomus tentans* in water and sediments. Proceedings of the 5th Argentum International Conference on the Transport, Fate, and Effects of Silver in the Environment; 1997 Sep 28-Oct 1; Hamilton (Ont.). p. 245-248. (Disponible en anglais seulement).

Call DJ, Polkinghorne CN, Markee TP, Brooke LT, Geiger DL, Gorsuch JW, et KA Robillard. 1999. Silver toxicity to Chironomus tentans in two freshwater sediments. *Environ Toxicol Chem*. 18(1):30-39. (Disponible en anglais seulement).

Call DJ, Polkinghorne CN, Markee TP, Brooke LT, Geiger DL, Gorsuch JW, et KA Robillard. 2006. Toxicity of silver in water and sediment to the freshwater amphipod Hyalella azteca. *Environ Toxicol Chem*. 25(7):1802-1808. (Disponible en anglais seulement).

Callahan MA, Slimak MW, Gabel NW, May IP, Fowler CF, Freed JR, Jennings P, Durfee RL, Whitmore FC, Maestri B, et coll. 1979. Water-related environmental fate of 129 priority pollutants [PDF]. Volume I: Introduction and technical background, metals and inorganics, pesticides and PCBs. Washington (DC): U.S. Environmental Protection Agency. p. 171. EPA-440/4 79-029a. (Disponible en anglais seulement).

Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*, L.C. 1999, ch. 33, *Gazette du Canada*, Partie III, vol. 22, nº 3.

Canada. 2012. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances de la Liste intérieure [PDF]. *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 146, nº 48, supplément.

Canada. [Modifié le 1er janvier 2015]. *Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées* [PDF], C.P. 2012-942, le 28 juin 2012, DORS/2012-139.

Canada. [Modifiée le 18 octobre 2018]. *Loi sur les pêches : Règlement sur les effluents des mines de métaux et des mines de diamants* [PDF], C.P. 2002-987, le 6 juin 2002, DORS/2002-222.

Carvalho RA, Benfield MC, et PH Santschi. 1999. Comparative bioaccumulation studies of colloidally complexed and free-ionic heavy metals in juvenile brown shrimp *Penaeus aztecus* (Crustacea: Decapoda: Penaeidae). *Limnol Oceanogr*. 44(2):403-414. (Disponible en anglais seulement).

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2006. Les effluents d'eaux usées municipales au Canada [PDF], Winnipeg (Man.), Conseil canadien des ministres de l'environnement. p. 9.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique [PDF], Winnipeg (Man.), Conseil canadien des ministres de l'environnement.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2015a. Scientific Criteria Document for the Development of the Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Silver [PDF]. Scientific Criteria Document. Winnipeg (Man.), Conseil canadien des ministres de l'environnement. p. 73. PN 1539. ISBN 978-1-77202-018-2. (Disponible en anglais seulement).

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2015b. Appendix A: Summary of toxicity data evaluated for short-term benchmark concentration and long-term Canadian Water Quality Guideline derivation [Tableur XLSX]. Winnipeg (Man.), Conseil canadien des ministres de l'environnement. (Disponible en anglais seulement).

Chan CYS, Chiu JMY. 2014. Chronic effects of coated silver nanoparticles on marine invertebrate larvae: a proof of concept study. PLoS ONE 10(7): e0132457. (Disponible en anglais seulement).

[CICM] Base de données sur le commerce international canadien de marchandises. 2017- . Canada, Statistique Canada. [Mise à jour le 10 avril 2019; consulté le 11 avril 2019].

Conestoga-Rovers and Associates. 2015. Compiling and Interpreting Chemical Data from Municipal Solid Waste Landfill Leachate. Rapport non publié préparé pour Environnement Canada. Report No. 10. 318 p. (Disponible en anglais seulement).

Couillard Y, Grapentine LC, Borgmann U, Doyle P, et S Masson. 2008. The amphipod *Hyalella azteca* as a biomonitor in field deployment studies for metal mining. *Environ Pollut*. 156(3):1314-1324. (Disponible en anglais seulement).

Diez-Ortiz M, Lahive E, George S, Ter Schure A, van Gestel CAM, Jurkschat K, Svendsen C, et DJ Spurgeon. 2015. Short-term soil bioassays may not reveal the full toxicity potential for nanomaterials; bioavailability and toxicity of silver ions ($AgNO_3$) and silver nanoparticles to earthworm *Eisenia fetida* in long-term aged soils. *Environ Pollut*. 203:191-198. (Disponible en anglais seulement).

Domingues VFC. 2016. Toxicity of silver nanoparticles and silver nitrate to the freshwater planarian *Dugesia tigrina* [mémoire de maîtrise]. Aveiro (PT) : Universidade de Aveiro, Departamento de Biologia. p. 63. (Disponible en anglais seulement).

Domsch KH. 1984. Effects of pesticides and heavy metals on biological processes in soil. *Plant Soil*. 76(1-3):367-378. (Disponible en anglais seulement).

Donner E, Scheckel K, Sekine R, Popelka-Filcoff RS, Bennett JW, Brunetti G, Naidu R, McGrath SP, et E Lombi. 2015. Non-labile silver species in biosolids remain stable throughout 50 years of weathering and ageing. *Environ Pollut*. 205:78-86. (Disponible en anglais seulement).

Doolette CL. 2015. Behaviour of silver and silver sulfide nanoparticles in the environment: Effects on wastewater treatment processes and soil organisms [thèse]. Adelaide (AU): University of Adelaide, School of Agriculture Food and Wine. p. 142. (Disponible en anglais seulement).

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2018a. Rapport de situation sur la performance des mines de métaux assujetties au Règlement sur les effluents des mines de métaux en 2016 [PDF], Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2018b. Classification du risque écologique des substances inorganiques [PDF], Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. [Modifié le 10 août 2016]. Nanomatériaux. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 25 juin 2019].

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. [Modifié le 12 mars 2017]. Catégorisation, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

[ECHA] European Chemicals Agency. 2012. Guidance on information requirements and chemical safety assessment [PDF]. Version 2.1. Helsinki (FI) : European Chemicals Agency. Chapter R.16: Environmental exposure estimation. (Disponible en anglais seulement).

[ECLTS] Environnement Canada, Laboratoire de toxicologie des sols. 2011. Evaluation of the ecological effects of silver in soil. Préparé pour la Division des évaluations écologiques, Environnement Canada. (Disponible en anglais seulement).

[EEC Ltd et LAC Ltd] Ecoscape Environmental Consultants Ltd. and Larratt Aquatic Consulting Ltd. 2014. Lower Columbia River Aquatic Receiving Environment Monitoring Program for Teck Trail Operations. Annual Data Collection and Interpretation Report [PDF]. Kelowna (BC): Ecoscape Environmental Consultants Ltd. p. 449. Ecoscape file No. 12-976.2. (Disponible en anglais seulement).

[EFSA] European Food Safety Authority. 2016. Scientific opinion on the re-evaluation of silver (E 174) as food additive. EFSA Panel on Food Additives and Nutrient Sources added to Food (ANS). Parma (IT): EFSA. *EFSA Journal* 14(1):4364. 64 p. (Disponible en anglais seulement).

Environnement Canada. 2013a. Données de la Mise à jour de l'inventaire de la LIS recueillies en vertu du de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement de 1999 : Avis modifiant l'Avis concernant certaines substances de la Liste intérieure*. Données compilées par Environnement Canada, Santé Canada; Programme des substances existantes.

Environnement Canada. 2013b. Wastewater treatment plant data collected under the Chemicals Management Plan Environmental Monitoring and Surveillance Program. Données non publiées. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. Données recueillies en 2009-2012. (Disponible en anglais seulement).

Environnement Canada. 2004. Méthode d'essai biologique : essais pour déterminer la toxicité de sols contaminés pour les vers de terre *Eisenia andrei, Eisenia fetida* ou *Lumbricus terrestris* [PDF]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. SPE1/RM/43.

Environnement Canada. 2006. Guidance for conducting ecological assessments under CEPA 1999: Science resource technical series, technical guidance module: Sludge amendment. Document de travail. Gatineau (Qué.), Environnement Canada, Division des évaluations écologiques. (Disponible en anglais seulement).

Environnement Canada. 2005. Méthode d'essai biologique : Essai de mesure de la levée et de la croissance de plantes terrestres exposées à des contaminants dans le sol [PDF], Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. SPE 1/RM/45.

Environnement Canada. 2007. Méthode d'essai biologique : Essai de mesure del a survie et de la reproduction de collemboles exposés à des contaminants dans le sol [PDF], Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. SPE 1/RM/47.

Erickson RJ, Brooke LT, Kahl MD, Venter FV, Harting SL, Merkee TP, et RL Spehar. 1998. Effects of laboratory test conditions on the toxicity of silver to aquatic organisms. *Environ Toxicol Chem*. 17(4):572-578. (Disponible en anglais seulement).

Ewell WS, Gorsuch JW, Ritter M, et CJ Ruffing. 1993. Ecotoxicological effects of silver compounds. Proceedings of the 1st Argentum International Conference on the Transport, Fate, and Effects of Silver in the Environment; 8-10 août 1993; Madison (WI). p. 9. (Disponible en anglais seulement).

Fabrega J, Luoma SN, Tyler CR, Galloway TS, et JR Lead. 2011. Silver nanoparticles: behavior and effects in the aquatic environment. *Environ Int*. 37(2):517-531. (Disponible en anglais seulement).

Falbe J, Regitz M. 1992. Ro¨mpp Chemie Lexikon. Thieme. Stuttgart (DE). [cite dans CCME 2015a]. (Disponible en anglais seulement).

Ferguson EA, et C Hogstrand. 1998. Acute silver toxicity to seawater-acclimated rainbow trout: Influence of salinity on toxicity and silver speciation. *Environ Toxicol Chem*. 17(4):589-593. (Disponible en anglais seulement).

Flegal AR, Rivera-Duarte I, et SA Sanudo-Wilhelmy. 1997. Silver contamination in aquatic environments. In: Ware GW, Nigg HN, Bevenue A, éditeurs. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. New York (NY): Springer. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*; vol. 148. (Disponible en anglais seulement).

Galvez F, et CM Wood. 1997. The relative importance of water hardness and chloride levels in modifying the acute toxicity of silver to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ Toxicol Chem*. 16(11):2363-2368. (Disponible en anglais seulement).

González AG, Mombo S, Leflaive J, Lamy A, Oleg S, Pokrovsky OS, et JL Rols. 2015. Silver nanoparticles impact phototrophic biofilm communities to a considerably higher degree than ionic silver. *Environ Sci Pollut Res Int*. 22(11):8412-8424. (Disponible en anglais seulement).

Greenwood NN, et A Earnshaw. 1997. Chemistry of the Elements. 2nd ed. Butterworth-Heinemann. Chapter 28, Copper, Silver and Gold. p. 1173-1200. (Disponible en anglais seulement).

Guevara, SR., Arribére, M., Bubach, D., Vigliana, P., Rizzo, A., Alonso, M., et R Sanchez. 2005. Silver contamination on abiotic and biotic compartments of Nahuel Huapi National Park lakes, Patagonia, Argentina. *Sci Total Environ*. 336(1-3):119-134. (Disponible en anglais seulement).

Hirsch MP. 1998a. Toxicity of silver sulfide-spiked sediments to the freshwater amphipod *Hyalella azteca*. *Environ Toxicol Chem*. 17(4):601-604. (Disponible en anglais seulement).

Hirsch MP. 1998b. Bioaccumulation of silver from laboratory-spiked sediments in the oligochaete (*Lumbriculus variegatus*). *Environ Toxicol Chem*. 17(4):605-609. (Disponible en anglais seulement).

Hogstrand C, Galvez F, et CM Wood. 1996. Toxicity, silver accumulation and metallothionein induction in freshwater rainbow trout during exposure to different silver salts. *Environ Toxicol Chem*. 15(7):1102-1108. (Disponible en anglais seulement).

Hogstrand C, et CM Wood. 1998. Toward a better understanding of the bioavailability, physiology, and toxicity of silver in fish: Implications for water quality criteria. *Environ Toxicol Chem*. 17(4):547-561. (Disponible en anglais seulement).

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank [base de données]. 1983- . Search results for Silver Compounds. Bethesda (MD): National Library of Medicine (US). [Mis à jour le 16 avril 2009; consulté le 1er mai 2018]. (Disponible en anglais seulement).

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants. 2018. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. Résultats de la recherche pour l'argent et ses composés. [Modifié en avril 2018; consulté en janvier 2018]. Ensembles de données de l'INRP : Données normalisées.

[IRIS] Integrated Risk Information System. 1991. Silver CASRN 7440-22-4. U.S. Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment. [Consulté le 27 juillet 2015]. (Disponible en anglais seulement).

Janes N, et RC Playle. 1995. Modeling silver binding to gills of rainbow trout. *Environ Toxicol Chem*. 14(11):1847-1858. (Disponible en anglais seulement).

Jesmer AH, Velicogna JR, Schwertfeger DM, Scroggins RP, et JI Princz. 2016. The toxicity of silver to soil organisms exposed to silver nanoparticles and silver nitrate in biosolids-amended field soil. *Environ Toxicol Chem*. 36(10):2756-2765. (Disponible en anglais seulement).

Karen DJ, Ownby DR, Forsythe BL, Bills TP, La Point TW, Cobb GB, et SJ Klaine. 1999. Influence of water quality on silver toxicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), fathead minnows (*Pimephales promelas*) and water fleas (*Daphnia magna*). *Environ Toxicol Chem*. 18(1):63-70. (Disponible en anglais seulement).

Khan FR, Paul KB, Dybowska AD, Valsami-Jones E, Lead JR, Stone V, et TF Fernandes. 2015. Accumulation dynamics and acute toxicity of silver nanoparticles to *Daphnia magna* and *Lumbriculus variegatus*: implications for metal modeling approaches. *Environ Sci Technol*. 49(7):4389-4397. (Disponible en anglais seulement).

Khodaparast Z. 2015. Toxicity of silver nanoparticles and silver nitrate on Nassarius recticulatus larvae [Thèse de maîtrise]. Aveiro (PT): Universidade de Aveiro, Departamento de Biologia. p. 62. (Disponible en anglais seulement).

Kilgour and Associates Ltd. 2016. Estimating background concentration ranges data to inform ecological chemical risk assessments. Rapport non publié. Gatineau (Qué.) : Environnement et Changement climatique Canada, Division de l'évaluation écologique . [En préparation].

Kramer D, Cullen JT, Christian JR, Johnson WK, et TF Pedersen. 2011. Silver in the subarctic northeast Pacific Ocean: Explaining the basin scale distribution of silver. *Mar Chem*. 123(1-4):133-142. (Disponible en anglais seulement).

Kramer JR, Bell RA, et DS Smith. 2007. Determination of sulfide ligands and association with natural organic matter. *Appl Geochem*. 22(8):1606-1611. (Disponible en anglais seulement).

Lam IKS, et Wang WX. 2006. Accumulation and elimination of aqueous and dietary silver in *Daphnia magna. Chemosphere*. 64(1):26-35. (Disponible en anglais seulement).

Langdon KA, McLaughlin MJ, Kirby JK, et G Merrington. 2015. Influence of soil properties and soil leaching on the toxicity of ionic silver to plants. *Environ Toxicol Chem*. 34(11):2503-2512. (Disponible en anglais seulement).

LeBlanc GA, Mastone JD, Paradice AP, Wilson BF, Lockhart HB Jr, et KA Robillard. 1984. The influence of speciation on the toxicity of silver to fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Environ Toxicol Chem*. 3(1):37-46. (Disponible en anglais seulement).

Lee DY, Fortin C, et PGC Campbell. 2004. Influence of chloride on silver uptake by two green algae, *Pseudokirchneriella subcapitata* and *Chlorella pyrenoidosa*. *Environ Toxicol Chem*. 23(4):1012-1018. (Disponible en anglais seulement).

Leonardo T, Farhi E, Pouget S, Motellier S, Boisson AM, Banerjee D, Rébeillé F, den Auwer C, et C Rivasseau. 2016. Silver accumulation in the green microalga *Coccomyxa actinabiotis*: toxicity, in situ speciation, and localization investigated using Synchrotron XAS, XRD, and TEM. *Environ Sci Technol*. 50(1):359−367. (Disponible en anglais seulement).

Li X, Schirmer K, Bernard L, Sigg L, Pillai S, et R Behra. 2015. Silver nanoparticle toxicity and association with the alga *Euglena gracilis*. *Environ Sci Nano*. 2(6):594-602. (Disponible en anglais seulement).

Liang CL. 2016. Descriptive statistics of metals for MIREC-CD Plus. 28/01/2016. Ottawa (Ont.), Division des études sur la population, Santé Canada [Communication personnelle, données non publiées]. (Disponible en anglais seulement).

Lide DR, éditeur. 2000. CRC Handbook of chemistry and physics. 81st ed. Boca Raton (FL): CRC Press LLC. p. 4-28. (Disponible en anglais seulement).

Lide DR, éditeur. 2005. CRC Handbook of chemistry and physics. 85th ed. Boca Raton (FL): CRC Press LLC. p. 4-82. (Disponible en anglais seulement).

López-Serrano A, Muñoz-Olivas R, Sanz-Landaluze J, Olasagasti M, Rainieri S, et C Cámara. 2014. Comparison of bioconcentration of ionic silver and silver nanoparticles in zebrafish eleutheroembryos. *Environ Pollut*. 191:207-214. (Disponible en anglais seulement).

Luoma SN. 2008. Silver nanotechnologies and the environment: old problems or new challenges? Project on emerging nanotechnologies. The Pew Charitable Trusts. p. 72. (Disponible en anglais seulement).

Lytle PE. 1984. Fate and speciation of silver in publicly owned treatment plants. *Environ Toxicol Chem*. 3(1):21-30. (Disponible en anglais seulement).

Mackevica A, Skjolding LM, Gergs A, Palmqvist A, et A Baun. 2015. Chronic toxicity of silver nanoparticles to *Daphnia magna* under different feeding conditions. *Aquat Toxicol*. 161:10-16. (Disponible en anglais seulement).

Magesky A, et E Pelletier. 2015. Toxicity mechanisms of ionic silver and polymer-coated silver nanoparticles with interactions of functionalized carbon nanotubes on early development stages of sea urchin. *Aquat Toxicol*. 167:106-123. (Disponible en anglais seulement).

Martin M, Osborn KE, Billig P, et N Glickstein. 1981. Toxicities of ten metals to *Crassostrea gigas* and *Mytilus edulis* embryos and *Cancer magister* larvae. *Mar Pollut Bull*. 12(9):305-308. (Disponible en anglais seulement).

Martin JD, Colson TLL, Langlois VS, et CD Metcalfe. 2017. Biomarkers of exposure to nanosilver and silver accumulation in Yellow Perch (*Perca Flavescens*). *Environ Toxicol Chem*. 36(5):1211-1220. (Disponible en anglais seulement).

Matson CW, Bone AJ, Auffan M, Lindberg TT, Arnold MC, Hsu-Kim H, Wiesner MR, et RT Di Giulio. 2016. Silver toxicity across salinity gradients: the role of dissolved silver chloride species ($AgCl_x$) in Atlantic killifish (*Fundulus heteroclitus*) and medaka (*Oryzias latipes*) early life-stage toxicity. *Ecotoxicology*. 25(6):1105-1118. (Disponible en anglais seulement).

McGeer JC, et CM Wood. 1998. Protective effects of water Cl^- on physiological responses to waterborne silver in rainbow trout. *Can J Fish Aquat Sci*. 55(11):2447-2454. (Disponible en anglais seulement).

McGeer JC, Brix KV, Skeaff JM, DeForest DK, Brigham SI, Adams WJ, et A Green. 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. (Disponible en anglais seulement).

Mehennaoui K, Georgantzopoulou A, Felten V, Andreï J, Garaud M, Cambier S, Serchi T, Pain-Devin S, Guérold F, Audinot JN, Giambérini L, et AC Gutleb. 2016. *Gammarus fossarum* (Crustacea, Amphipoda) as a model organism to study the effects of silver nanoparticles. *Sci Total Environ*. 566-567:1649-1659. (Disponible en anglais seulement).

Mendes LA, Maria VL, Scott-Fordsmand JJ, et MJB Amorim. 2015. Ag nanoparticles (Ag NM300K) in the terrestrial environment: effects at population and cellular level in *Folsomia candida* (Collembola). *Int J Environ Res Public Health*. 12(10):12530-12542. (Disponible en anglais seulement).

Metcalfe CD, Sultana T, Martin J, Newman K, Helm P, Kleywegt S, Shen L, et V Yargeau. 2018. Silver near municipal wastewater discharges into Western Lake Ontario, Canada. *Environ Monit Assess*. 190(9):555. (Disponible en anglais seulement).

Miller LA, et KW Bruland. 1995. Organic speciation of silver in marine waters. *Environ Sci Technol*. 29(10):2616-2621. (Disponible en anglais seulement).

Morgan IJ, Henry RP, et CM Wood. 1997. The mechanism of acute silver nitrate toxicity in freshwater rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) is inhibition of gill Na^+ and Cl^- transport. *Aquat Toxicol*. 38(1-3):145-163. (Disponible en anglais seulement).

Mueller-Harvey I, Mlambo V, Sikosana JL, Smith T, Owen E, et RH Brown. 2007. Octanol-water partition coefficients for predicting the effects of tannins in ruminant nutrition. *J Agric Food Chem.* 55(14):5436-5444. (Disponible en anglais seulement).

[NAPM] National Association of Photographic Manufacturers. 1974. Environmental Effects of Photoprocessing Chemicals. Vol 1. New York (NY): National Association of Photographic Manufacturers. p. 76-155. (Disponible en anglais seulement).

Navarro E, Wagner B, Odzak N, Sigg L, et R Behra. 2015. Effects of differently coated silver nanoparticles on the photosynthesis of *Chlamydomonas reinhardtii*. *Environ Sci Technol*. 49(13):8041−8047. (Disponible en anglais seulement).

Novo M, Lahive E, Díez-Ortiz M, Matzke M, Morgan AJ, Spurgeon DJ, Svendsen C, et P Kille. 2015. Different routes, same pathways: molecular mechanisms under silver ion and nanoparticle exposures in the soil sentinel *Eisenia fetida*. *Environ Pollut*. 205:385-393. (Disponible en anglais seulement)

O'Connell R, Alexander C, Strachan R, Alway B, Nambiath S, Wiebe J, Wong L, Rannestad E, Li S, Aranda D, et N Scott-Gray (GFMS team at Thomson Reuters). 2017. World wide silver survey [PDF]. Washington (DC): The Silver Institute. (Disponible en anglais seulement)

[OMS] Organisation mondiale de la Santé. 2002. Silver and silver compounds: Environmental aspects [PDF]. Concise international chemical assessment document 44. Genève (CH), Organisation mondiale de la Santé, p 42. (Disponible en anglais seulement).

[OMS] Organisation mondiale de la Santé. 2011. Directives de qualité pour l'eau de boisson [PDF], 4e éd. [Consulté le 27 juillet 2015]

Paquin P, Di Toro D, Santore R, Trivedi D, et B Wu. 1999. A Biotic Ligand Model of the acute toxicity of metals III. Application to fish and Daphnia exposure to silver. Washington (DC): US Government Printing Office. EPA 822-E-00-001. [Cité dans CCME 2015a et dans Wood 2012] (Disponible en anglais seulement.)

Pavlostathis SG, et SK Maeng. 1998. Aerobic biodegradation of a silver-bearing photoprocessing wastewater. *Environ Toxicol Chem*. 17(4):617-624. (Disponible en anglais seulement).

Pillai S, Behra R, Nestler H, Suter MJF, Sigg L, et K Schirmer. 2014. Linking toxicity and adaptive responses across the transcriptome, proteome, and phenotype of *Chlamydomonas reinhardtii* exposed to silver. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 111(9):3490-3495. (Disponible en anglais seulement.)

[PNSLTQE] Données nationales de monitoring de la qualité de l'eau à long terme [base de données]. 2016. Données de monitoring de la qualité de l'eau à long terme de Terre-Neuve et Labrador, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 12 novembre 2017]

Proulx CL, Kilgour BW, Francis AP, Bouwhuis RF, et JR Hill. 2018. Using a conductivity-alkalinity relationship as a tool to identify surface waters in reference condition across Canada. *Water Qual Res J Can*. 53(4):231-240. (Disponible en anglais seulement).

Purcell TW, et JJ Peters. 1998. Sources of silver in the environment. *Environ Toxicol Chem*. 17(4):539-546. (Disponible en anglais seulement)

[PWQMN] Provincial Water Quality Monitoring Network [base de données]. [Modifié le 5 janvier 2018]. Ottawa (ON): Queen's Printer for Ontario. Annual datasets for 2005-2016. (Disponible en anglais seulement)

Rainville LC, Carolan D, Varela AC, Doyle H, et D Sheehan. 2014. Proteomic evaluation of citrate-coated silver nanoparticles toxicity in *Daphnia magna*. *Analyst.* 139:1678-1686. (Disponible en anglais seulement)

Rajala JE, Maenpaa K, Vehniainen ER, Vaisanen A, Scott-Fordsmand JJ, Akkanen J, et JVK Kukkonen. 2016. Toxicity testing of silver nanoparticles in artificial and natural sediments using the benthic organism *Lumbriculus variegatus*. *Arch Environ Contam Toxicol*. 71(3):405-414. (Disponible en anglais seulement)

[RAMP] Regional Aquatics Monitoring Program [base de données]. 2016. Regional Aquatics Monitoring Program water quality data. Regional Aquatics Monitoring Program. Queried all parameters under conventional variables, dissolved metals, extractable metals, field, major ions, and total metals for 2005-2015. (Disponible en anglais seulement).

Rasmussen et coll. 2016. Preliminary Exposure Data for Five Metals from 2014-2017 CMP(3) Research. Le 15 février 2016. Ottawa (Ont.), Division de l'exposition et de la biosurveillance, Santé Canada [communication personnelle, données non publiées] (Disponible en anglais seulement)

Ratte HT. 1999. Bioaccumulation and toxicity of silver compounds: a review. *Environ Sci Tech*. 18(1):89-108. (Disponible en anglais seulement).

Ribeiro F, Gallego-Urrea JA, Jurkschat K, Crossley A, Hassellöv M, Taylor C, Soares AMVM, et S Loureiro. 2014. Silver nanoparticles and silver nitrate induce high toxicity to *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Daphnia magna* and *Danio rerio*. *Sci Total Environ*. 466-467(C):232-241. (Disponible en anglais seulement)

Ribeiro F, Gallego-Urrea JA, Goodhead RM, Van Gestel CAM, Moger J, Soares AMVM, et S Loureiro. 2015. Uptake and elimination kinetics of silver nanoparticles and silver nitrate by *Raphidocelis subcapitata*: The influence of silver behaviour in solution. *Nanotoxicology*. 9(6):686-695. (Disponible en anglais seulement).

Rivera-Duarte I, Flegal AR, Sanudo-Wilhelmy SA, et AJ Veron. 1999. Silver in the far North Atlantic Ocean. *Deep-Sea Res II*. 46(5):979-990. (Disponible en anglais seulement).

[RNCan] Ressources naturelles Canada. 2018a. Réserves canadiennes de certains métaux importants et décisions récentes en matière de production, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 4 février 2019].

[RNCan] Ressources naturelles Canada. 2018b. Statistiques annuelles de la production minérale, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 4 février 2019]. Année d'enquête 2016.

[RNSPA] Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique. 2011. Produits de données du RNSPA : 2011. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Modifié le 7 juillet 2013; consulté le 23 décembre 2015].

Rodgers JH Jr, Deaver E, et PL Rogers. 1995. Partitioning and effects of silver in amended freshwater sediments. Proceedings of the 3rd Argentum International Conference on the Transport, Fate, and Effects of Silver in the Environment; 1995 August 6-9; Washington (DC). p. 223-249. (Disponible en anglais seulement).

Rodgers JH Jr, Deaver E, Suedel BC, et PL Rogers. 1997a. Comparative aqueous toxicity of silver compounds: Laboratory studies with freshwater species. *Bull Environ Contam Toxicol*. 58(6):851-858. (Disponible en anglais seulement).

Rodgers JH Jr, Deaver E, et PL Rogers. 1997b. Partitioning and effects of silver in amended freshwater sediments. *Ecotoxicol Environ Saf*. 37(1):1-9. (Disponible en anglais seulement).

Roditi HA, et NS Fisher. 1996. Metal assimilation in zebra mussels. The 4th international conference proceedings: transport, fate, and effects of silver in the Environment. Andren AW, Bober TW. (ed.). University of Wisconsin System, Sea Grant Institute, August 1996. p. 241-244. (Disponible en anglais seulement).

[SAMSSA] Sudbury Area Mining Supply and Service Association. 2016. Silver Mining in Canada. Sudbury (ON): Sudbury Area Mining Supply and Service Association. [Consulté le 4 février 2019]. (Disponible en anglais seulement).

Sanders JG, et GR Abbe. 1989. Silver transport and impact in estuarine and marine systems. In: Suter GW and Lewis MA, editors. Aquatic toxicology and environmental fate. Vol. 11. Philadelphia (PA): American Society for Testing and Materials. p. 5-18. (Disponible en anglais seulement).

Santé Canada. 1986. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – L'argent, Ottawa (Ont.), Santé Canada.

Santé Canada. [Modifiée le 11 décembre 2006]. Liste des additifs alimentaires autorisés au Canada, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 19 janvier 2016]

Santé Canada. 2013. Deuxième rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada – Résultats de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé Cycle 2 (2009 à 2011), Ottawa (Ont.), Santé Canada.

Santé Canada. 2016. Document d'évaluation scientifique – Méthode fondée sur la biosurveillance 2 pour les substances contenant du baryum, les substances contenant du molybdène, les substances contenant de l'argent, les substances contenant du thallium et les substances contenant de l'étain inorganique, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 21 janvier 2019].

Santé Canada. [Modifiée le 14 juin 2018]. Liste critique des ingrédients de cosmétiques : Liste des ingrédients dont l'utilisation est restreinte dans les cosmétiques, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté en février 2019].

Schlekat CE, McGeer JC, Blust R, Borgmann U, Brix KV, Bury N, Couillard Y, Dwyer RL, Luoma SN, Robertson S, et coll. 2007. Bioaccumulation; hazard identification of metals and inorganic metal substances. In: Adams WJ, Chapman PM, éditeurs. Assessing the hazard of metals and inorganic metal substances in aquatic and terrestrial systems. Pensacola (FL): SETAC Publications, CRC Press. p. 55-87. (Disponible en anglais seulement).

Schlich K, Klawonn T, Terytze K, et K Hund-Rinke. 2013. Effects of silver nanoparticles and silver nitrate in the earthworm reproduction test. *Environ Toxicol Chem*. 32(1):181-188. (Disponible en anglais seulement).

Seitz F, Rosenfeldt RR, Storm K, Metreveli G, Schaumann GE, Schulz R, et M Bundschuh. 2015. Effects of silver nanoparticle properties, media pH and dissolved organic matter on toxicity to *Daphnia magna*. *Ecotoxicol Environ Saf*. 111:263-270. (Disponible en anglais seulement).

Sekine R, Khurana K, Vasilev K, Lombi E, et E Donner. 2015. Quantifying the adsorption of ionic silver and functionalized nanoparticles during ecotoxicity testing: test container effects and recommendations. *Nanotoxicology*. 9(8):1005-1012. (Disponible en anglais seulement).

Shafer MM, Overdier JT, et DE Armstong. 1998. Removal, partitioning and fate of silver and other metals in wastewater treatment plants and effluent-receiving streams. *Environ Toxicol Chem*. 17(4):630-641. (Disponible en anglais seulement).

Shafer MM, Overdier JT, Babiarz CL, Hoffman SR, et DE Armstrong. 1996. Preliminary observations on the distribution of Ag and other trace metals in the colloidal size fractions of streams and POTW effluents. In: Andren AW, Bober TW, editors. 4th International Conference on Transport, Fate, and Effects of Silver in the Environment (Argentum IV). 1996 Aug 25-28; Madison, Wisconsin, USA. Madison (WI): University of Wisconsin Sea Great Institute. p. 15-22. (Disponible en anglais seulement).

Shen MH, Zhou XX, Yang XY, Chao JB, Liu R, et JF Liu. 2015. Exposure medium: key in identifying free Ag^+ as the exclusive species of silver nanoparticles with acute toxicity to *Daphnia magna*. *Sci Rep*. 5:9674. (Disponible en anglais seulement).

Sørensen SN et A Baun. 2015. Controlling silver nanoparticle exposure in algal toxicity testing – A matter of timing. *Nanotoxicology*. 9(2):201-209. (Disponible en anglais seulement).

[SQES] Surveillance de la qualité de l'eau et de la surveillance. 2014. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. Données en ligne.

[SQES] Surveillance de la qualité de l'eau et de la surveillance. 2016. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. Application de cartographie Web. [Accès restreint].

Steele R et GB Thursby. 1995. Sexual reproduction tests with marine seaweeds (Macroalgae). In: Rand GM, editor. Fundamentals of Aquatic Toxicology Effects, Environmental Fate and Risk Assessment. North Palm Beach (FL): Ecological Services Inc. p. 171-188. (Disponible en anglais seulement).

Terhaar CJ, Ewell WS, Dziuba SP, White WW, et PJ Murphy. 1977. A laboratory model for evaluating the behavior of heavy metals in an aquatic environment. *Water Res*. 11(1):101-110. (Disponible en anglais seulement).

Tourinho PS, van Gestel CAM, Morgan AJ, Kille P, Svendsen C, Jurkschat K, Mosselmans JFW, Soares AMVM, et S Loureiro. 2016. Toxicokinetics of Ag in the terrestrial isopod *Porcellionides pruinosus* exposed to Ag NPs and $AgNO_3$ via soil and food. *Ecotoxicology*. 25(2):267-278. (Disponible en anglais seulement).

Tugulea AM et coll. 2016. National survey of disinfection by-products and selected drinking water contaminants in Canadian drinking water (2009-2010). [Communication personnelle, données non publiées]. (Disponible en anglais seulement).

[USGS] U.S. Geological Survey. 2018. Mineral commodity summaries 2018 [PDF]. Reston (VA): U.S. Geological Survey. p. 150-151. (Disponible en anglais seulement).

Velicogna JR, Ritchie EE, Scroggins RP, et JI Princz. 2016. A comparison of the effects of silver nanoparticles to silver nitrate on a suite of soil dwelling organisms in two field soils. *Nanotoxicology*. 10(8):1144-1151. (Disponible en anglais seulement).

Velicogna JR, Schwertfeger DM, Jesmer AH, Scroggins RP, et JI Princz. 2017. The bioaccumulation potential of silver in *Eisenia andrei* exposed to silver nanoparticles and silver nitrate in soil. *NanoImpact*. 6:11-18. (Disponible en anglais seulement).

Waalewijn-Kool PL, Klein K, Forniés RM, et CAM van Gestel. 2014. Bioaccumulation and toxicity of silver nanoparticles and silver nitrate to the soil arthropod *Folsomia candida*. *Ecotoxicology*. 23(9):1629-1637. (Disponible en anglais seulement).

Ward TJ, et JR Kramer. 2002. Silver speciation during chronic toxicity tests with the mysid, *Americamysis bahia*. *Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol*. 133(1-2):75-86. (Disponible en anglais seulement).

Warrington PD. 1996. Ambient Water Quality Criteria for Silver [PDF]. Victoria (BC): Ministry of Environment, Lands and Park. Water Quality Branch, Environmental Protection Department. [cité dans CCME 2015a]. (Disponible en anglais seulement).

Webb NA, et CM Wood. 1998. Physiological analysis of the stress response associated with acute silver nitrate exposure in freshwater rainbow trout. *Environ Toxicol Chem*. 17(4):579-588. (Disponible en anglais seulement).

Wen LS, Santschi PH, Gill GA, Paternostro CL, et RD Lehman. 1997. Colloids and particulate silver in river an estuarine waters of Texas. *Environ Sci Technol.* 31(3):723-731. (Disponible en anglais seulement).

Williams JH. 1999. Regulations on additions of sludge-borne metals to soil and their adaptation to local conditions. In: L'Hermite P, editor. Treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes. London (UK): *Elsevier Applied Science*. p. 243-250. (Disponible en anglais seulement).

Wood CM, Hogstrand C, Galvez F, et RS Munger RS. 1996. The physiology of waterborne silver toxicity in freshwater rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): 1. The effects of ionic Ag^+. *Aquat Toxicol*. 35(2):93-109. (Disponible en anglais seulement).

Wood CM, McDonald MD, Walker P, Grosell M, Barimo JF, Playle RC, et PJ Walsh. 2004. Bioavailability of silver and its relationship to ionoregulation and silver speciation across a range of salinities in the gulf toadfish (*Opsanus beta*). *Aquat Toxicol*. 70(2):137-157. (Disponible en anglais seulement).

Wood CM. 2012. Silver. In: Wood CM, Farrell AP, et CA Brauner, éditeurs. Metals: Homeostasis and toxicology: Non-essential metals. *Fish Physiology*, Vol. 31B. p. 1-65. (Disponible en anglais seulement).

Xin Q, Rotchell JM, Cheng J, Yi J, et Q Zhang. 2015. Silver nanoparticles affect the neural development of zebrafish embryos. *J Appl Toxicol*. 35(12):1481-1492. (Disponible en anglais seulement).

Yaroshevsky AA. 2006. Abundances of chemical elements in the earth's crust. *Geochem Int.* 44(1):48-55. (Disponible en anglais seulement).

Yoo H, Lee JS, Lee BG, Lee IT, Schlekat CE, Koh CH, et SN Luoma. 2004. Uptake pathway for Ag bioaccumulation in three benthic invertebrates exposed to contaminated sediments. *Mar Ecol Prog Ser*. 270:141-152. (Disponible en anglais seulement).

Yoo-iam M, Chaichana R, T Satapanajaru. 2014. Toxicity, bioaccumulation and biomagnification of silver nanoparticles in green algae (*Chlorella sp*.), water flea (*Moina macrocopa*), blood worm (*Chironomus spp*.) and silver barb (*Barbonymus gonionotus*). *Chem Spec Bioavailab*. 26(4):257-265. (Disponible en anglais seulement).

Zhang Z, Yang X, Shen M, Yin Y, et J Liu. 2015. Sunlight-driven reduction of silver ion to silver nanoparticle by organic matter mitigates the acute toxicity of silver to *Daphnia magna*. *J Environ Sci*. 35:62-68. (Disponible en anglais seulement).

Zimmermann S, Ruchter N, Loza K, Epple M, et B Sures. 2017. Nanoparticulate versus ionic silver: behavior in the tank water, bioaccumulation, elimination and subcellular distribution in the freshwater mussel *Dreissena polymorpha*. *Environ Pollut*. 222:251-260. (Disponible en anglais seulement).

Annexe A. Propriétés physiques et chimiques

Tableau A-1. Propriétés physiques et chimiques des sept substances du groupe de l'argent et de ses composés

Nº CAS	Nom dans la LIS	Formule moléculaire	Masse moléculaire (g/mol)	Point d'ébullition (°C)	Masse volumique à 20 °C (g/cm^3)	Solubilité à 20 °C (mg/L H_2O)
7440-22-4	Argent	Ag	107,87	2 212[a]	10,5[a]	Non soluble[a]
7761-88-8	Nitrate d'argent	$AgNO_3$	169,87	Se décompose à 440[a]	4,35[a]	$2,16 \times 10^{4}$[a]
7783-90-6	Chlorure d'argent	AgCl	143,32	1 550[a]	5,56[a]	1,93[a]
7785-23-1	Bromure d'argent	AgBr	187,77	1 502[a]	6,47[a]	0,14[a]
10294-26-5	Sulfate de diargent (1+)	Ag_2SO_4	311,80	n.d.	5,45[a]	8 400[b]
20667-12-3	Oxyde de diargent	Ag_2O	231,74	Se décompose au-dessus de 100[a]	n.d.	Se décompose en solution aqueuse[a]
21548-73-2	Sulfure de diargent	Ag_2S	247,8	Se décompose à 810[a]	7,33[a]	0,14[a]

n.d. : non disponible.
[a] Lide 2000.
[b] Lide 2005.

Annexe B. Données de l'Agence des services frontaliers du Canada sur les importations

Tableau B-1. Quantités cumulées annuelles de substances contenant de l'argent importées au Canada entre 2010 et 2013 (ASFC 2016)

Nom et numéro de code du SH[a]	Nombre d'entreprises déclarantes uniques	Nombre d'importations séparées	Quantité importée moyenne (t)[b]	90[e] centile de la quantité importée (t)[b]	Quantité importée par année (t)[c]
Argent nitrate[d]	98	336	0,014	0,90	34 – 41
Autres composés d'argent[e]	100	321	0,0060	0,20	12 – 68
Argent en poudre[f]	89	204	0,50	150	16 – 33

[a] Le Système harmonisé de désignation et de codification des marchandises est un système international de classification des marchandises créé par le Conseil de coopération douanière (maintenant appelé Organisation mondiale des douanes) et utilisé par le Canada pour classer les marchandises importées et exportées (https://www.cbsa-asfc.gc.ca/trade-commerce/tariff-tarif/hcdcs-hsdcm/menu-fra.html).
[b] Valeur calculée d'après la répartition de chaque importation entre 2010 et 2013.
[c] Il est à noter que ces quantités ne représentent pas seulement les quantités d'argent élémentaire, mais représentent la composition des substances saisies selon les codes du SH.
[d] Code 2843.21.000 du SH.
[e] Code 2843.29.000 du SH.
[f] Comprend les codes du SH suivants : 7106.10.0000 (argent en poudre), 7106.10.0010 (poudre d'argent contenant en poids une quantité égale ou supérieure à 92,5 % d'argent), 7106.10.0020 (poudre d'argent contenant en poids une quantité inférieure à 92,5 % d'argent).

Tableau B-2. Utilisations estimées des substances contenant de l'argent d'après les données d'importation entre 2010 et 2013 (en tonnes) et les codes SCIAN6 attribués de façon indépendante (ASFC 2016)

Description du code SCIAN6	Argent nitrate[a]	Autres composés d'argent[b]	Argent en poudre[c]
Fabrication de produits aérospatiaux et de leurs pièces	ND	2,0	ND
Fabrication d'autres produits chimiques inorganiques de base.	18	ND	ND
Fabrication de tous les autres produits chimiques divers	1,5	63	ND
Toutes les autres activités diverses de fabrication	ND	44	ND
Grossistes-marchands de produits chimiques et de produits analogues (sauf agricoles)	2,3	ND	ND
Fabrication de coutellerie et d'outils à main	ND	0,75	ND
Fabrication de produits en verre à partir de verre acheté	38	ND	ND
Grossistes-marchands de machines, matériel et fournitures industriels	ND	ND	2,0
Magasins de fournitures de bureau et de papeterie	1,3	ND	ND
Grossistes-marchands d'autres types de pièces et d'équipement électroniques	46	3,4	ND
Fabrication d'autres produits du pétrole et du charbon	ND	2,3	ND
Grossistes-marchands d'autres types de matériel et de fournitures à usage professionnel	11	ND	ND
Autres activités de soutien au transport aérien	ND	9,5	ND
Grossistes-marchands de machines, matériel et fournitures d'usage professionnel	2,2	ND	ND
Grossistes-marchands de métaux recyclables	ND	ND	0,68
Organismes religieux	1,5	ND	ND
Fabrication de semi-conducteurs et d'autres composants électroniques	ND	5,5	ND
Fabrication de savons et de détachants	19	ND	ND
Fabrication d'appareillage de connexion, de commutation et de relais et de commandes d'usage industriel	ND	ND	74
Fabrication de teintures et de pigments synthétiques	ND	ND	2,8
Grossistes-marchands de matériel et fournitures de plomberie, de chauffage et de climatisation	ND	8,3	ND
Total :	**140**	**140**	**80**

ND : valeur non déclarée.

[a] Code SH 2843.21.000.

[b] Code SH 2843.29.000.
[c] Comprend les codes SH suivants : 7106.10.0000 (argent en poudre), 7106.10.0010 (poudre d'argent contenant en poids une quantité égale ou supérieure à 92,5 % d'argent), 7106.10.0020 (poudre d'argent contenant en poids une quantité inférieure à 92,5 % d'argent).

Annexe C. Données de l'Inventaire national des rejets de polluants

Tableau C-1. Quantités totales d'argent rejetées dans l'air, l'eau et le sol par les secteurs industriels entre 2012 et 2016 (INRP 2018)

Secteur	Nombre d'installations déclarantes[a]	Air (t)	Eau (t)	Tous les milieux < 1 t (t)
Fabrication de tous les autres produits métalliques divers	1	ND	ND	0,06
Fusion et affinage des métaux communs[b]	5	1,3	0,002	1
Fabrication de ciment	3	0,006	ND	0,004
Extraction de charbon	1	ND	0,009	ND
Manutention du fret maritime	1	ND	ND	0,003
Mines de métaux[c]	12	0,02	0,3	0,07
Extraction de pétrole par des méthodes non classiques	2	0,41	0,37[e]	0,0516
Laminage, étirage, extrusion et alliage de métaux non ferreux (sauf Cu, Al)	2	0,04	ND	0,02
Pâtes et papiers	1	ND	ND	0,09
Déchets[d]	4	0,006	0,0021	0,01
Total	**32**	**2**	**0,7**	**1**

ND : valeur non déclarée.

[a] Nombre d'installations ayant déclaré des rejets d'argent dans l'air et/ou l'eau et/ou tous les milieux inférieurs à 1 tonne pour au moins une année pendant la période de déclaration de 2012 à 2016.

[b] Comprend les installations correspondant aux codes SCIAN6 suivants : 331410 et 331529.

[c] Comprend les installations correspondant aux codes SCIAN6 suivants : 212220, 212231, 212232 et 212233.

[d] Comprend les installations correspondant aux codes SCIAN6 suivants : 221320 et 562210.

[e] Erreur de déclaration, la valeur est 0 t (communication personnelle, information fournie par les Strategy and Operations Services, Suncor Energy Services inc. à la Division de l'évaluation écologique, Environnement et Changement climatique Canada, 4 avril 2019; sans référence).

Annexe D. Concentrations de fond

Tableau D-1. Données concernant les concentrations de fond d'argent total dans les écozones du Canada, les Grands Lacs, l'Atlantique Nord et le Pacifique Nord

Écozone / plan d'eau	Taille de l'échantillon	Médiane (µg Ag_T/L)	Valeur supérieure de la limite de tolérance intérieure (µg Ag_T/L)[g]
Maritime de l'Atlantique[a,b]	3	0,050	0,05
Cordillère boréale[b]	301	0,0020	0,048
Plaines boréales[b]	644	0,010	0,26
Bouclier boréal[b]	486	0,11	1,2
Plaines à forêts mixtes[b]	783	0,52	2,1
Cordillère montagnarde[b]	1 950	0,0010	0,014
Maritime du Pacifique[b]	1 464	0,0010	0,017
Prairies[b]	335	0,050	0,92
Taïga de la Cordillère[b]	21	0,0040	0,044
Taïga du Bouclier[c]	162	0,00050	n.d.
Lac Érié[d]	106	0,00050	n.d.
Lac Ontario[d]	165	0,00050	n.d.
Lac Supérieur[d]	83	0,00050	n.d.
Atlantique Nord[e]	9	0,00032	n.d.
Pacifique Nord[a,f]	22	0,0011	n.d.

n.d. = non disponible.
[a] Les concentrations d'argent dissous ont été déclarées.
[b] Kilgour and Associates Ltd. (2016).
[c] DNMQELT 2016.
[d] Communication personnelle, données fournies par la Division du monitoring et suivi de la qualité de l'eau, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) pour la Division de l'évaluation écologique, ECCC, 20 juin 2017; sans référence.
[e] Rivera-Duarte et coll. 1999, concentrations médianes mesurées en de nombreux endroits jusqu'à une profondeur de 50 m.
[f] Kramer et coll. 2011, concentrations médianes mesurées en de nombreux endroits jusqu'à une profondeur de 50 m.
[g] Dans la présente évaluation, cette expression est un synonyme de concentration de fond maximale prévue.

Annexe E. Données sur la toxicité de l'argent dans les sols

Tableau E-1. Données sur la toxicité de l'Ag pour les organismes vivant dans le sol

Groupe	Organisme d'essai	Paramètre	Valeur[a] (mg/kg p.s.)	Référence
Végétal	Orge, *Hordeum vulgare*	CE_{10} 5 j, longueur des racines	25	Langdon et coll. 2015
Végétal	Orge, *Hordeum vulgare*	CE_{50} 5 j, longueur des racines	88	Langdon et coll. 2015
Végétal	Élyme lancéolé, *Elymus lanceolatus*	CE_{10} 21 j, masse sèche des racines/pousses	3[b]	ECSTL 2011
Végétal	Élyme lancéolé, *Elymus lanceolatus*	CE_{50} 21 j, masse sèche des pousses	16	ECSTL 2011
Végétal	Élyme lancéolé, *Elymus lanceolatus*	CE_{50} 21 j, masse sèche des pousses	40, 184	Velicogna et coll. 2016
Végétal	Élyme lancéolé, *Elymus lanceolatus*	CE_{50} 21 j, masse sèche des racines	33	ECSTL 2011
Végétal	Élyme lancéolé, *Elymus lanceolatus*	CE_{50} 21 j, masse sèche des racines	99, 98	Velicogna et coll. 2016
Végétal	Élyme lancéolé, *Elymus lanceolatus*	CE_{10} 21 j, longueur des pousses	7	ECSTL 2011
Végétal	Élyme lancéolé, *Elymus lanceolatus*	CE_{10} 21 j, longueur des racines	20	ECSTL 2011
Végétal	Élyme lancéolé, *Elymus lanceolatus*	CE_{50} 21 j, longueur des pousses	68	ECSTL 2011
Végétal	Élyme lancéolé, *Elymus lanceolatus*	CE_{50} 21 j, longueur des pousses	77, 413	Velicogna et coll. 2016
Végétal	Élyme lancéolé, *Elymus lanceolatus*	CE_{50} 21 j, longueur des racines	59	ECSTL 2011
Végétal	Élyme lancéolé, *Elymus lanceolatus*	CE_{50} 21 j, longueur des racines	45, 106	Velicogna et coll. 2016
Végétal	Élyme lancéolé, *Elymus lanceolatus*	CE_{50} 21 j, levée	298, 1 491	Velicogna et coll. 2016
Végétal	Trèfle rouge, *Trifolium pratense L.*	CE_{10} 14 j, masse sèche des racines/pousses	1[b]	ECSTL 2011

Groupe	Organisme d'essai	Paramètre	Valeur[a] (mg/kg p.s.)	Référence
Végétal	Trèfle rouge, *Trifolium pratense L.*	CE_{50} 14 j, masse sèche des pousses	4	ECSTL 2011
Végétal	Trèfle rouge, *Trifolium pratense L.*	CE_{50} 14 j, masse sèche des pousses	85, 498	Velicogna et coll. 2016
Végétal	Trèfle rouge, *Trifolium pratense L.*	CE_{50} 14 j, masse sèche des racines	7	ECSTL 2011
Végétal	Trèfle rouge, *Trifolium pratense L.*	CE_{50} 14 j, masse sèche des racines	106, 227	Velicogna et coll. 2016
Végétal	Trèfle rouge, *Trifolium pratense L.*	CE_{10} 14 j, longueur des pousses	33	ECSTL 2011
Végétal	Trèfle rouge, *Trifolium pratense L.*	CE_{10} 14 j, longueur des racines	18	ECSTL 2011
Végétal	Trèfle rouge, *Trifolium pratense L.*	CE_{50} 14 j, longueur des pousses	1 845	ECSTL 2011
Végétal	Trèfle rouge, *Trifolium pratense L.*	CE_{50} 14 j, longueur des pousses	54, 304	Velicogna et coll. 2016
Végétal	Trèfle rouge, *Trifolium pratense L.*	CE_{50} 14 j, longueur des racines	336	ECSTL 2011
Végétal	Trèfle rouge, *Trifolium pratense L.*	CE_{50} 14 j, longueur des racines	75, 172	Velicogna et coll. 2016
Végétal	Trèfle rouge, *Trifolium pratense L.*	CE_{10} 14 j / CE_{50}, levée	> 3 014	ECSTL 2011
Végétal	Trèfle rouge, *Trifolium pratense L.*	CE_{50} 14 j, levée	188, 1 047	Velicogna et coll. 2016
Végétal	Tomate, *Lycopersicum esculentum*	CE_{10} 21 j, levée	6,6	Langdon et coll. 2015
Végétal	Tomate, *Lycopersicum esculentum*	CE_{50} 21 j, levée	73	Langdon et coll. 2015
Invertébrés	Lombric, *Eisenia andrei*	CE_{10} 56 j, reproduction	2	ECSTL 2011
Invertébrés	Lombric, *Eisenia andrei*	CE_{50} 56 j, reproduction	54	ECSTL 2011
Invertébrés	Lombric, *Eisenia andrei*	CE_{50} 56 j, reproduction	46,9	Schlich et coll. 2013

Groupe	Organisme d'essai	Paramètre	Valeur[a] (mg/kg p.s.)	Référence
Invertébrés	Lombric, *Eisenia andrei*	CE_{50} 63 j, reproduction	29	Velicogna et coll. 2016
Invertébrés	Lombric, *Eisenia andrei*	CE_{10} 56 j, masse sèche	11	ECSTL 2011
Invertébrés	Lombric, *Eisenia andrei*	CE_{50} 56 j, masse sèche	56	ECSTL 2011
Invertébrés	Lombric, *Eisenia andrei*	CE_{50} 56 j, masse sèche	42	Schlich et coll. 2013
Invertébrés	Lombric, *Eisenia andrei*	CE_{50} 63 j, masse sèche	15	Velicogna et coll. 2016
Invertébrés	Lombric, *Eisenia andrei*	CL_{10} 28 j, adulte	251	ECSTL 2011
Invertébrés	Lombric, *Eisenia andrei*	CL_{50} 35 j, adulte	152	Velicogna et coll. 2016
Invertébrés	Ver blanc, *Enchytraeus crypticus*	CE_{10} 21 jours, reproduction	38	Bicho et coll. 2016
Invertébrés	Ver blanc, *Enchytraeus crypticus*	CE_{20} 21 j, reproduction	47	Bicho et coll. 2016
Invertébrés	Ver blanc, *Enchytraeus crypticus*	CE_{50} 21 j, reproduction	62	Bicho et coll. 2016
Invertébrés	Ver blanc, *Enchytraeus crypticus*	CE_{10} 11 j, éclosion	42	Bicho et coll. 2016
Invertébrés	Ver blanc, *Enchytraeus crypticus*	CE_{20} 11 j, éclosion	48	Bicho et coll. 2016
Invertébrés	Ver blanc, *Enchytraeus crypticus*	CE_{50} 11 j, éclosion	58	Bicho et coll. 2016
Invertébrés	Ver blanc, *Enchytraeus crypticus*	CE_{10} 25 j, croissance	69	Bicho et coll. 2016
Invertébrés	Ver blanc, *Enchytraeus crypticus*	CE_{20} 25 j, croissance	79	Bicho et coll. 2016
Invertébrés	Ver blanc, *Enchytraeus crypticus*	CE_{50} 25 j, croissance	98	Bicho et coll. 2016
Invertébrés	Ver blanc, *Enchytraeus crypticus*	CL_{10} 14 j, cocons	41	Bicho et coll. 2016

Groupe	Organisme d'essai	Paramètre	Valeur[a] (mg/kg p.s.)	Référence
Invertébrés	Ver blanc, *Enchytraeus crypticus*	CL_{20} 14 j, cocons	47	Bicho et coll. 2016
Invertébrés	Ver blanc, *Enchytraeus crypticus*	CL_{50} 14 j, cocons	57	Bicho et coll. 2016
Invertébrés	Ver blanc, *Enchytraeus crypticus*	CL_{10} 22/25 j, cocons	21, 29	Bicho et coll. 2016
Invertébrés	Ver blanc, *Enchytraeus crypticus*	CL_{20} 22/25 j, cocons	33, 40	Bicho et coll. 2016
Invertébrés	Ver blanc, *Enchytraeus crypticus*	CL_{50} 22/25 j, cocons	54, 62	Bicho et coll. 2016
Invertébrés	Ver blanc, *Enchytraeus crypticus*	CL_{10} 21 j, adulte	52	Bicho et coll. 2016
Invertébrés	Ver blanc, *Enchytraeus crypticus*	CL_{20} 21 j, adulte	61	Bicho et coll. 2016
Invertébrés	Ver blanc, *Enchytraeus crypticus*	CL_{50} 21 j, adulte	75	Bicho et coll. 2016
Invertébrés	Collembole, *Folsomia candida*	CE_{10} 28 j, reproduction	20[b]	ECSTL 2011
Invertébrés	Collembole, *Folsomia candida*	CE_{10} 28 j, reproduction	31[b]	Mendes et coll. 2015
Invertébrés	Collembole, *Folsomia candida*	CE_{10} 28 j, reproduction	47,6[b]	Waalewijn-Kool et coll. 2014
Invertébrés	Collembole, *Folsomia candida*	CE_{20} 28 j, reproduction	76	Mendes et coll. 2015
Invertébrés	Collembole, *Folsomia candida*	CE_{50} 28 j, reproduction	94	ECSTL 2011
Invertébrés	Collembole, *Folsomia candida*	CE_{50} 28 j, reproduction	114, 177	Velicogna et coll. 2016
Invertébrés	Collembole, *Folsomia candida*	CE_{50} 28 j, reproduction	152	Mendes et coll. 2015
Invertébrés	Collembole, *Folsomia candida*	CE_{50} 28 j, reproduction	99,5	Waalewijn-Kool et coll. 2014
Invertébrés	Collembole, *Folsomia candida*	CL_{10} 28 j	297	ECSTL 2011

Groupe	Organisme d'essai	Paramètre	Valeur[a] (mg/kg p.s.)	Référence
Invertébrés	Collembole, *Folsomia candida*	CL_{10} 28 j	82	Mendes et coll. 2015
Invertébrés	Collembole, *Folsomia candida*	CL_{20} 28 j	118	Mendes et coll. 2015
Invertébrés	Collembole, *Folsomia candida*	CL_{50} 28 j	785	ECSTL 2011
Invertébrés	Collembole, *Folsomia candida*	CL_{50} 28 j	216, 356	Velicogna et coll. 2016
Invertébrés	Collembole, *Folsomia candida*	CL_{50} 28 j	284	Waalewijn-Kool et coll. 2014
Invertébrés	Collembole, *Folsomia candida*	CL_{50} 28 j	179	Mendes et coll. 2015

Abréviations : p.s. = poids sec; $CE_{10/20/50}$ = concentration d'un agent stressant estimé efficace à produire une réponse biologique autre que la mortalité chez 10 %, 20 % ou 50 % des organismes d'essai pendant un intervalle de temps donné; $CL_{10/20/50}$ = concentration d'un agent stressant estimé mortel pour 10 %, 20 % ou 50 % des organismes d'essai pendant un intervalle de temps donné.

[a] Ensemble complet de données de toxicité de l'Ag pour les organismes vivant dans le sol. Les essais de toxicité réalisés sur des sols à pH < 5,5 % et à un % de MO > 6 % ou sur des microbes ne sont pas inclus dans cet ensemble de données, selon les Recommandations canadiennes pour la qualité des sols (CCME 2006). Les sols ayant un pH supérieur à 7 et/ou une teneur élevée en limon/argile ont été examinés au cas par cas.

[b] Moyenne géométrique appliquée aux données utilisées dans l'approche de DSE.