

Ébauche d'évaluation préalable

Le zinc et ses composés

**Environnement et Changement climatique Canada
Santé Canada**

Juin 2019

Résumé

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 l'évaluation préalable du zinc et de ses composés. L'évaluation de 64 de ces substances a été jugée prioritaire, car elles répondent aux critères de catégorisation du paragraphe 73(1) de la LCPE. Onze autres substances ont été retenues en vue d'un examen plus poussé à la suite de la priorisation de la Liste révisée des substances commercialisées (LRSC).

Il existe des sources naturelles et anthropiques de zinc dans l'environnement. Les sources naturelles comprennent l'érosion par les intempéries (la météorisation), l'érosion par le vent et l'eau des roches, des sols et des sédiments enrichis en zinc. Les sources anthropiques comprennent la production de zinc métal (p. ex., exploitation minière et transformation); la fabrication, l'importation et l'utilisation de composés, de produits et d'articles manufacturés contenant du zinc; les activités industrielles (p. ex., la sidérurgie, les usines de pâtes et papiers, les systèmes de traitement des eaux usées, la fabrication de pneus et de caoutchouc). D'après les résultats des enquêtes menées aux phases 1, 2 et 3 de la mise à jour de la *Liste intérieure des substances* (LIS) portant sur 72 composés du zinc, ces composés ont été, selon les déclarations, fabriqués au Canada en quantités variant de 0,1 t à plus de 500 t et importés au Canada en quantités variant de 0,1 t à plus de 10 000 t.

Les activités et les utilisations du zinc et de ses composés déclarés au Canada et à l'étranger comprennent l'extraction des métaux, la galvanisation, comme intermédiaires dans les procédés métallurgiques, les procédés de fusion et d'affinage des métaux non ferreux, les engrains, les outils en matériaux durs, les peintures et revêtements, le plastique, les pneus et le caoutchouc. De plus, le zinc est présent dans des milliers de produits de consommation, y compris les aliments enrichis et les emballages alimentaires, les médicaments, les cosmétiques, les produits de santé naturels (p. ex., multivitamines et suppléments minéraux), les pesticides, les peintures et revêtements, les agents d'étanchéité, les produits de nettoyage, les produits automobiles et les engrains végétaux.

Les espèces de zinc souvent rencontrées dans l'environnement comprennent le ZnOH⁺, le Zn²⁺ et le ZnCO₃. L'espèce généralement considérée comme source de toxicité (en raison de sa biodisponibilité) est l'ion libre non complexé (Zn²⁺). Cependant, comme le zinc interagit avec divers constituants de l'eau, du sol et des sédiments, il peut former de nombreux complexes différents. La compétition avec d'autres produits chimiques sur le site récepteur dans les organismes et la formation d'espèces métalliques organiques ou inorganiques peuvent rendre non biodisponibles une fraction importante des métaux dissous. La concentration estimée sans effet (CESE) dans les eaux de surface est fondée sur les Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux en vue de la protection de la vie aquatique – zinc, récemment établies par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), qui permet d'établir d'autres CESE propres au site et dépendant des facteurs modifiant la toxicité (FMT), à savoir la dureté, le pH et le carbone organique dissous.

L'évaluation de l'exposition environnementale porte sur les rejets de zinc par les principaux secteurs d'activité associés aux plus grandes quantités commercialisées ou aux plus grands rejets déclarés dans l'environnement, lorsque suffisamment de données étaient disponibles. Ces secteurs comprennent notamment l'extraction des métaux, la fusion et l'affinage des métaux communs (FAMC), la sidérurgie et les systèmes de traitement des eaux usées. Les concentrations environnementales estimées (CEE) calculées à l'aide des concentrations mesurées de zinc dans les échantillons d'eaux de surface prélevés sur les sites recevant des effluents de mines de métaux se sont avérées supérieures aux CESE dans certaines installations minières. Les CEE fondées sur les concentrations de zinc mesurées dans les échantillons prélevés dans les plans d'eau près des fonderies et affineries de métaux communs étaient généralement inférieures aux CESE, sauf dans une installation où les effluents d'une installation FAMC sont combinés avec les effluents miniers. Les CEE calculées pour le secteur de la sidérurgie, d'après les rejets annuels moyens de zinc calculés à partir des charges déclarées à un gouvernement provincial, ne dépassaient pas les CESE. De même, les CEE calculées pour les systèmes de traitement des eaux usées, d'après les concentrations de zinc mesurées dans les effluents, ont été trouvées inférieures aux CESE.

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

Le zinc est omniprésent dans l'air, l'eau potable, la nourriture, le sol et la poussière domestique, et il est présent dans des milliers de produits de consommation. Les aliments sont la principale source d'exposition du grand public. L'exposition de la population générale a été caractérisée à l'aide de données de biosurveillance représentatives à l'échelle nationale provenant de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS), l'Initiative de biosurveillance des Premières nations (IBPN) et de l'étude MIREC-CD Plus (Étude mère-enfant sur les composés chimiques de l'environnement – Biosurveillance et neurodéveloppement des jeunes enfants). Les concentrations totales de zinc mesurées dans le sang total et l'urine fournissent une mesure intégrée et biologiquement pertinente de l'exposition qui peut se produire par de multiples voies (p. ex., ingestion, contact cutané et inhalation) et sources (p. ex., naturelles et anthropiques, milieu naturel, alimentation et produits d'usage fréquent ou quotidien). Les concentrations de zinc dans le sang total augmentent avec l'âge et les concentrations de zinc les plus élevées dans le sang total se retrouvent chez les adultes âgés, tandis que les concentrations de zinc dans l'urine présentent un profil d'exposition en forme de « U », les concentrations les plus élevées étant observées chez les enfants de 3 à 5 ans et les adultes âgés. En général, les concentrations de

zinc dans le sang et l'urine sont plus élevées chez les hommes que chez les femmes. Les éléments de preuve établissant un lien entre les changements dans les concentrations de biomarqueurs et les changements dans l'exposition externe sont plus probants pour l'urine que pour le sang total. Par conséquent, la concentration de zinc dans l'urine a été considérée comme le biomarqueur le plus approprié pour quantifier l'exposition au zinc au niveau de la population.

Bien que le zinc soit un élément essentiel à la santé humaine, un apport élevé peut avoir des effets nocifs sur la santé. Plusieurs organisations internationales ont déjà établi des valeurs indicatives d'exposition (p. ex., apport maximal tolérable (AMT), dose de référence) afin d'assurer une protection contre la toxicité du zinc en fonction de l'altération de l'état du cuivre observé dans les études de supplémentation chez les humains. L'altération de l'état du cuivre dans ces études a été jugée légère et se situait dans la plage de variation naturelle. Ainsi, pour caractériser le risque pour la santé humaine, des équivalents de biosurveillance ont été élaborés pour la dose sans effet nocif observé (DSENO) et la dose minimale entraînant un effet nocif observé (DMENO) associées aux maux de tête, nausées, vomissements, pertes d'appétit et crampes abdominales rapportés chez les individus. Les concentrations médianes et le 95^e centile du zinc total dans l'urine, selon l'ECMS, étaient inférieurs aux valeurs équivalentes de biosurveillance de l'urine obtenues pour la DSENO et la DMENO. Par conséquent, le zinc et ses composés sont jugés peu préoccupants pour la santé de la population générale du Canada aux niveaux d'exposition actuels.

À la lumière des renseignements contenus dans la présente ébauche d'évaluation préalable, il est proposé de conclure que le zinc et ses composés ne satisfont pas aux critères énoncés 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 le zinc et les composés solubles du zinc satisfont à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE. Il est également proposé de conclure que le zinc et les composés solubles du zinc répondent aux critères de persistance, mais pas à ceux de bioaccumulation, énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE.

Table des matières

Résumé	ii
1. Introduction	1
2. Identité des substances	3
3. Propriétés physiques et chimiques.....	3
4. Sources et utilisations.....	4
4.1 Sources naturelles.....	4
4.2 Sources anthropiques.....	4
4.3 Utilisations	5
5. Rejets dans l'environnement	7
6. Devenir et comportement dans l'environnement.....	8
6.1 Distribution dans l'environnement	8
6.2 Persistance dans l'environnement.....	10
6.3 Potentiel de bioaccumulation.....	10
7. Risque d'effets nocifs sur l'environnement.....	11
7.1 Caractère essentiel	11
7.2 Mécanismes d'action toxique	11
7.3 Évaluation des effets sur l'environnement.....	12
7.4 Évaluation de l'exposition de l'environnement.....	15
7.5 Caractérisation des risques pour l'environnement.....	26
8. Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine	32
8.1 Évaluation des effets sur la santé.....	32
8.2 Évaluation de l'exposition	41
8.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine.....	48
8.4 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine	49
9. Conclusion	50
Références	52
Annexes	73
Annexe A. Données sur l'identité des substances.....	73
Annexe B. Propriétés physico-chimiques.....	75
Annexe C. Résumé de l'information sur la fabrication et l'importation de composés du zinc au Canada	78
Annexe D. Rejets déclarés à l'INRP, de 2011 à 2015, pour le zinc et ses composés	83
Annexe E. Résumé des coefficients de partage pour le zinc	85
Annexe F. Ensemble de données de toxicité chronique utilisé pour élaborer les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau (RCQE) pour le zinc (CCME 2018c) à long terme basées sur la DSE	86
Annexe G. Concentrations de zinc et facteurs modifiant la toxicité pour les écozones canadiennes et les Grands Lacs	89
Annexe H. Renseignements sur l'évaluation des effets sur la santé	93
Annexe I. Données sur la biosurveillance du zinc	98

Liste des tableaux et des figures

Tableau 4-1. Autres utilisations du zinc au Canada	6
Tableau 5-1. Quantité de zinc et de ses composés rejetée annuellement dans l'air, le sol et l'eau, de 2011 à 2015 (t) ^a	7
Figure 7-1. Diagrammes de quartiles pour le Zn _T dans les eaux de surface pour les zones exposées et les zones de référence déclarées par 7 installations assujetties au REMMMD, de 2011 à 2015 (ESEE 2016)	19
Figure 7-2. Diagrammes de quartiles pour les concentrations de Zn _T dans les eaux de surface pour les zones exposées et les zones de référence, déclarées par les fonderies de métaux communs assujetties au REMMMD, de 2011 à 2015, et par une fonderie non assujettie au REMMMD, de 2012 à 2014 (ESEE 2016; EEC Ltd et LAC Ltd 2014)	22
Tableau 7-1. Valeurs CEE calculées pour le Zn _T dans le secteur de la sidérurgie, d'après les concentrations dans les effluents de 2012 à 2014 (Ontario 2016)	24
Tableau 7-2. Valeurs CEE calculées pour le Zn _T pour le secteur des eaux usées, d'après les concentrations dans les effluents de 21 STEU au Canada, de 2009 à 2012 (Environnement Canada 2009 à 2012)	25
Tableau 7-3. Quotient de risque (QR) calculé dans les eaux de surface, pour les scénarios d'exposition pour quatre secteurs d'activité.....	27
Figure 7-3. Diagrammes de quartiles des quotients de risque, dans le secteur des mines de métaux, pour 7 installations assujetties au REMMMD, de 2011 à 2015 (ESEE 2016).....	28
Figure 7-4. Diagrammes de quartiles pour les quotients de risque pour le secteur de la fusion des métaux communs, pour 6 installations assujetties au REMMMD, de 2011 à 2015, et pour une fonderie non assujettie au REMMMD, de 2012 à 2014 (ESEE 2016; EEC Ltd et LAC Ltd 2014).....	29
Tableau 7-4. Principaux éléments de preuve pondérés pris en compte pour déterminer le potentiel de nocivité du zinc et de ses composés pour l'environnement canadien	30
Figure 8-1. Concentration de zinc dans le plasma en fonction de l'apport quotidien, d'après un grand nombre d'études sur la supplémentation et l'apport alimentaire chez les adultes (tableau H-2, annexe H)	40
Tableau 8-1. Concentrations de zinc dans les milieux naturels au Canada	44
Figure 8-2. Comparaison des concentrations médianes (barres) et au 95 ^e centile (moustaches) de zinc urinaire ($\mu\text{g/g}$ de créatinine) avec les valeurs EB de 1 693 $\mu\text{g/g}$ de créatinine et 4 498 $\mu\text{g/g}$ de créatinine, d'après une DSENO de 50 mg/j et une DMENO de 150 mg/j, selon le rapport d'analyse des risques de l'UE (EC 2004); valeurs indiquées par les lignes hachurées et pleines, respectivement. Les données de biosurveillance sont combinées pour les	

hommes et les femmes. Les données sur les concentrations sont présentées à l'annexe I	49
Tableau A-1. Substances dont l'évaluation est jugée prioritaire en vertu du paragraphe 73(1) de la LCPE et de la Liste révisée des substances commercialisées (LRSC)	73
Tableau B-1. Propriétés physico-chimiques des substances contenant du zinc et dont l'évaluation est jugée prioritaire en vertu du paragraphe 73(1) de la LCPE.	75
Tableau C-1. Résumé des renseignements sur la fabrication et l'importation du zinc et de ses composés au Canada déclarés dans le cadre d'une enquête en vertu de l'article 71 du LCPE	78
Tableau D-1. Plages de rejets annuels déclarés à l'INRP, de 2011 à 2015, pour le zinc et ses composés (en tonnes) ^{a, b}	83
Tableau E-1. Résumé des coefficients de partage pour le zinc	85
Tableau F-1. Ensemble de données de toxicité chronique utilisé pour élaborer les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau (RCQE) pour le zinc (CCME 2018c) à long terme basées sur la DSE	86
Tableau G-1. Concentrations de zinc total (Zn_T) pour les écozones canadiennes et les Grands Lacs	89
Tableau G-2. Facteurs modifiant la toxicité ^a pour les écozones canadiennes et les Grands Lacs, utilisés pour le calcul des CESE.....	89
Tableau G-3. Facteurs modifiant la toxicité et CESE calculées pour les eaux de surface dans les zones exposées et les zones de référence pour 7 installations minières assujetties au REMMMD, de 2011 à 2015 (ESEE 2016)	90
Tableau G-4. Facteurs modifiant la toxicité et CESE calculées pour les eaux de surface dans les zones exposées et les zones de référence pour les fonderies et affineries de métaux communs.....	91
Tableau G-5. Facteurs modifiant la toxicité et CESE propres aux sites pour le secteur de la sidérurgie	92
Tableau G-6. Facteurs modifiant la toxicité et CESE calculées pour le secteur du traitement des eaux usées	92
Tableau H-1. Valeurs indicatives d'exposition disponibles pour le zinc afin d'assurer une protection contre la toxicité (d'après Poddalgoda et coll. 2019)	93
Tableau H-2. Résumé des concentrations plasmatiques/sériques de zinc et des apports utilisés pour la corrélation par régression visant à calculer les valeurs EB dans le sang pour les points de départ critiques (d'après Poddalgoda et coll. 2019)	95
Tableau I-1. Concentrations de zinc total dans le sang total (mg/L) chez les Canadiens	98
Tableau I-2. Concentrations de zinc total dans le sérum ou le plasma (mg/L) dans les populations canadienne et américaine	99
Tableau I-3. Concentrations de zinc total dans l'urine ($\mu\text{g/g}$ de créatinine) chez les Canadiens	100

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 l'évaluation préalable du zinc et de ses composés pour déterminer si ces substances présentent ou pourraient présenter un risque pour l'environnement et la santé humaine. L'évaluation de 64 de ces substances a été jugée prioritaire, car elles répondent aux critères de catégorisation du paragraphe 73(1) de la LCPE (ECCC SC [modifié 2007]). Onze autres substances ont été retenues en vue d'un examen plus poussé à la suite de la priorisation de la Liste révisée des substances commercialisées (LRSC)¹ (Santé Canada [modifié 2017a]).

Les évaluations préalables des risques pour l'environnement et la santé humaine mettent l'accent sur le groupement zinc. Cette évaluation tient compte de tous les composés du zinc figurant sur la *Liste intérieure des substances* (LIS) qui peuvent libérer du zinc, et elle porte également sur le zinc sous sa forme élémentaire et le zinc rejeté dans l'environnement sous forme dissoute, solide ou particulaire. L'évaluation des risques ne se limite donc pas aux 75 substances énumérées à l'annexe A. Aux fins de simplicité dans les pages qui suivent, le groupement zinc est appelé « zinc » .

La présente évaluation porte sur les principales voies et sources d'exposition au zinc pertinentes pour les récepteurs environnementaux et la santé humaine et, par conséquent, tient compte du zinc dans les milieux environnementaux (p. ex., eau, sédiments, sol et air), les aliments ou les produits qui peut émaner de sources naturelles ou anthropiques. Les sources anthropiques comprennent la production de zinc (p. ex., l'exploitation minière), la production indirecte de zinc (c.-à-d. les sous-produits), et la fabrication, l'importation et l'utilisation de composés, de produits ou d'articles manufacturés contenant du zinc. Toutes les substances de ce groupe qui peuvent se dissoudre, se dissocier ou se dégrader pour libérer du zinc par diverses voies de transformation pourraient contribuer à l'exposition des organismes vivants aux formes biodisponibles du zinc. Cette évaluation tient compte de l'exposition combinée au zinc, qu'il soit présent dans les milieux environnementaux (p. ex., l'eau), les aliments ou les produits.

La présente évaluation ne tient compte que des effets associés au zinc et ne porte pas sur d'autres éléments ou groupements qui peuvent être présents dans certains composés du zinc (comme le cadmium ou le cuivre). Certains de ces autres éléments ou groupements ont déjà fait l'objet d'évaluations antérieures dans le cadre du programme de la Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP) en vertu de la LCPE ou pourraient faire l'objet d'autres initiatives dans le cadre du Plan de gestion des

¹ La Liste révisée des substances commercialisées (LRSC) est une liste de substances dont l'utilisation commerciale a été autorisée au Canada entre 1987 et 2001. Comme ces substances sont présentes au Canada, le gouvernement en évalue l'effet potentiel sur la santé humaine et l'environnement afin de gérer les risques potentiels associés aux substances, s'il y a lieu.

produits chimiques (PGPC). Les nanomatériaux manufacturés contenant du zinc ne sont pas explicitement pris en compte dans les scénarios d'exposition de la présente évaluation, mais les concentrations de zinc mesurées dans l'environnement pourraient inclure des nanomatériaux manufacturés contenant du zinc. Toutefois, les effets sur la santé associés au zinc à l'échelle nanométrique ne sont pas pris en compte dans la présente évaluation préalable. Enfin, le zinc est un élément essentiel pour la santé humaine. La présente évaluation évalue les dommages que pourrait causer une exposition élevée au zinc, plutôt que les effets d'une carence ou de son caractère essentiel.

Pour la présente ébauche d'évaluation préalable, nous avons pris en compte des renseignements sur les propriétés chimiques, le devenir dans l'environnement, les dangers, les utilisations et l'exposition, y compris des renseignements soumis par des parties intéressées. Des données pertinentes ont été relevées jusqu'en décembre 2017. Des données empiriques tirées d'études clés ainsi que les résultats de modélisations ont servi à formuler les conclusions proposées. Lorsqu'ils étaient pertinents, les renseignements contenus dans les évaluations effectuées par d'autres instances ont été utilisés.

Les risques pour la santé humaine des substances évaluées dans le cadre de cette évaluation ont été caractérisés à l'aide de la Méthode fondée sur la biosurveillance 2 (Santé Canada [modifié 2016a]), laquelle consiste à comparer les données de biosurveillance humaine (exposition) aux valeurs indicatives de biosurveillance recommandées (effets sur la santé), notamment les équivalents de biosurveillance (EB), afin de relever les substances peu préoccupantes pour la santé humaine.

La présente ébauche d'évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme d'évaluation des risques de la LCPE de Santé Canada et d'Environnement et Changement climatique Canada. Elle comprend des intrants d'autres programmes de ces ministères. Les parties de la présente évaluation préalable portant sur la santé humaine et l'environnement ont fait l'objet d'examens ou de consultations externes. Beverly Hale (Université de Guelph), Claude Fortin (Institut national de la recherche scientifique) et Jim McGeer (Université Wilfrid Laurier) ont formulé des commentaires sur les parties techniques touchant l'environnement. Judy LaKind (University of Maryland School of Medicine, Maryland/ LaKind Associates), Harold Sandstead (Université du Texas, Faculté de médecine, Galveston, Texas) et Gunnar Nordberg (Université d'Umea, Suède, Département de santé publique et de médecine clinique), et Alfred Bernard (Louvain Centre, Belgique) ont fait parvenir des commentaires sur les parties techniques touchant la santé humaine. De plus, le volet santé de la présente évaluation est fondé sur le Document d'évaluation scientifique « 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 période de commentaires publics de 60 jours. Lynne Haber et Andrew Maier, du Toxicology Excellence for Risk Assessment (TERA) et Judy LaKind, de LaKind Associates, ont formulé des commentaires dans le cadre de l'examen externe par des pairs. Bien que les commentaires externes aient été pris en compte, Santé Canada et Environnement et Changement climatique Canada assument l'entièvre responsabilité du contenu final et des conclusions de la présente évaluation préalable.

Le présent document repose sur des renseignements critiques permettant de déterminer si les substances satisfont aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE. Pour ce faire, nous avons examiné les renseignements scientifiques à la lumière d'une approche basée sur le poids de la preuve et le principe de précaution². Dans le présent document, nous présentons ces renseignements essentiels et les éléments sur lesquels se fonde la conclusion proposée.

2. Identité des substances

Le zinc (Zn) est un métal de transition appartenant au groupe 12 du tableau périodique et son état d'oxydation prédominant en milieu naturel est Zn (II) (Zn^{2+}). Les composés du zinc examinés dans la présente évaluation appartiennent à diverses catégories ou divers sous-groupes, notamment le zinc élémentaire, les composés inorganiques, les sels organiques de métaux, les composés organométalliques et les composés UVCB (substances de composition inconnue ou variable, produits de réactions complexes ou matières biologiques). L'annexe A présente l'identité des 64 substances dont l'évaluation est jugée prioritaire et des 11 autres substances inscrites sur la LRSC.

3. Propriétés physiques et chimiques

Le tableau B-1 de l'annexe B présente un résumé des propriétés physico-chimiques des principaux composés du zinc dont l'évaluation est jugée prioritaire. Le zinc est amphotère (c.-à-d. qu'il peut réagir à la fois comme acide et comme base) et chalcophile (c.-à-d. qu'on le trouve plus souvent dans les minéraux sulfurés) (Sanstead et Au 2015). Dans un système biologique, le zinc est neutre du point de vue redox (Sanstead et Au 2015) et se lie facilement aux protéines avec des motifs d'acides aminés appropriés. Ses propriétés redox ne sont donc pas pertinentes (Krezel et Maret, 2016) pour la présente évaluation. Le zinc métal est stable à l'air sec, mais à l'air humide il est recouvert d'oxyde de zinc ou de carbonate basique (Sanstead et Au 2015). Le zinc forme des composés avec de nombreux ligands organiques ou inorganiques, comme l'oxygène (p. ex., oxyde de zinc ZnO; n° CAS 1314-13-2) ou le soufre (p. ex., sulfure de zinc ZnS; n° CAS. 1314-98-3) ([OMS]a 2001) et forme de nombreux sels (p. ex., chlorure de zinc ($ZnCl_2$; n° CAS. 7646-85-7) (Sanstead et Au 2015). À un pH légèrement alcalin, le zinc forme des hydroxydes (p. ex., $Zn(OH)_2$; n° CAS. 20427-58-1) qui ont une solubilité faible dans l'eau, tandis qu'aux deux extrêmes du pH, la solubilité est accrue, ce qui favorise la libération d'ions Zn^{2+} à faible pH et de zincate [ion tétrahydroxozincate, $Zn(OH)_4^{2-}$] à un pH élevé (Sanstead et Au 2015).

² La détermination de la conformité à l'un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE est basée sur une évaluation des risques potentiels pour l'environnement ou la santé humaine associés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, ces expositions découlent de la présence des substances notamment dans l'air ambiant, dont l'air intérieur, l'eau potable, les aliments et les produits de consommation. 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 produits dangereux*, 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 une telle évaluation. De même, une conclusion basée sur les critères de l'article 64 de la LCPE n'empêche pas de prendre des mesures en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

En règle générale, la plupart des composés du zinc de la LIS peuvent se dissocier ou se dégrader pour libérer du zinc dans des conditions environnementales et physiologiques pertinentes (p. ex., pH et concentration). Le zinc métallique est insoluble, tandis que la solubilité dans l'eau de différents composés du zinc va d'insoluble (oxydes, carbonates, phosphates et silicates) à soluble (sulfates et chlorures) (CCME 2018a). Par exemple, à des températures de 20 à 25 °C, le chlorure de zinc est très soluble, le distéarate de zinc est peu soluble (c.-à-d. 0,97 mg/L) et d'autres composés comme le phosphate de zinc sont insolubles dans l'eau (OCDE 2012).

4. Sources et utilisations

4.1 Sources naturelles

Les sources naturelles de zinc dans l'environnement comprennent l'altération par le vent et l'eau des roches, des sols et des sédiments enrichis en zinc (Clement Associates 1989). L'érosion des sols naturellement enrichis en zinc représente un apport important de zinc dans l'eau (CCME 2018a). Les incendies de forêt, l'activité volcanique et la formation d'aérosol au-dessus des mers sont d'autres sources (Singh 2005). À l'échelle mondiale, les embruns salins constituent la principale source d'émissions naturelles de zinc dans l'atmosphère (Richardson et coll. 2001). Les taux d'émissions moyens prévus pour diverses sources naturelles sont de $4,6 \times 10^6$ kg/an pour le Canada, de $3,8 \times 10^7$ kg/an pour l'Amérique du Nord et de $5,9 \times 10^9$ kg/an pour la planète (Richardson et coll. 2001).

4.2 Sources anthropiques

4.2.1 Production de zinc

Le Canada est le neuvième plus grand producteur de zinc au monde (RNCan 2016). En 2015, le zinc était produit dans des mines en Colombie-Britannique, au Manitoba, en Ontario, au Québec, au Yukon et à Terre-Neuve-et-Labrador (RNCan 2016). La sphalérite (sulfure de zinc) est le minerai de zinc le plus important. Les mines canadiennes ont produit 272 000 tonnes de concentré de zinc en 2015, mais la production est en baisse constante depuis 2008 (RNCan 2016). Le concentré de zinc est produit à partir de minerai de zinc, mais il est aussi un sous-produit ou un coproduit de l'extraction et de la production de plusieurs autres métaux, dont le plomb (RNCan 2007). En 2015, le Canada était le quatrième plus important producteur de zinc affiné au monde (sources minières et recyclées), avec une production de 683 000 tonnes provenant d'affineries situées en Colombie-Britannique, au Manitoba et au Québec (RNCan 2016).

4.2.2 Fabrication et importations

Les fonderies canadiennes ont importé 532 000 tonnes de zinc sous forme de concentrés en 2015 (RNCan 2016). Le Canada a exporté 513 000 tonnes de zinc sous

forme brute et d'autres produits de zinc métal en 2015, principalement aux États-Unis (RNCan 2016). Le tableau C-1 (annexe C) présente les données concernant la fabrication et l'importation au Canada de 72 substances du zinc qui ont été obtenues dans le cadre de trois enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE à la suite d'avis de mise à jour de l'inventaire de la LIS, soit la phase 1 (53 substances), la phase 2 (10 substances) et la phase 3 (9 substances) (Canada 2009; Canada 2012; Canada 2017). Trois substances (n^os CAS 36393-20-1, 68918-69-4, 1434719-44-4) n'ont pas fait l'objet des enquêtes. Aux fins des avis, le terme « fabrication » désigne la production ou la préparation d'une substance, y compris la production indirecte d'une substance (Environnement Canada 2009; 2013).

Selon les résultats des enquêtes de la phase 1 de la mise à jour, 23 composés du zinc ont été fabriqués au Canada en quantités variant de 0,1 t à plus de 500 t par 28 sociétés, et 49 composés du zinc ont été importés au Canada en quantités variant de 1 t à plus de 10 000 t par 110 sociétés (Environnement Canada 2009). Sur les 53 substances étudiées dans le cadre de la phase 1 de la mise à jour, 16 substances portant un n^o CAS ont été fabriquées ou importées en quantités supérieures à 500 t (Environnement Canada 2009). L'enquête de la phase 2 de la mise à jour a révélé qu'un seul composé du zinc, parmi les 10 composés visés par l'enquête, a été importé au Canada en quantité comprise entre 1 et 10 t et qu'aucun composé du zinc n'a été fabriqué au Canada (Environnement Canada 2012). Dans le cas des neuf substances visées par l'enquête, on a déclaré pour deux d'entre elles des quantités importées dans le cadre de l'enquête de la phase 3 de la mise à jour, quantités variant de 0,1 à 10 t. Aucune quantité fabriquée n'a été déclarée (ECCC 2017).

4.3 Utilisations

Le zinc et ses composés sont utilisés dans un large éventail d'applications industrielles, commerciales et de consommation. Le zinc affiné (soit 50 % de la production mondiale) est principalement utilisé pour galvaniser les produits du fer et de l'acier (p. ex., tuyaux, fils) afin de prévenir la corrosion et la rouille (RNCan 2016). Les autres utilisations se répartissent comme suit : 17 % dans les alliages, 17 % dans le laiton et le bronze et 6 % dans les produits chimiques (RNCan 2016). L'oxyde de zinc (ZnO, n^o CAS 1314-13-2) est le composé le plus utilisé dans des applications industrielles (Environnement Canada 2009a; Environnement Canada 2013). Les principales utilisations de l'oxyde de zinc dans l'UE sont les suivantes : fabrication de caoutchouc, de pneus et d'articles généraux en caoutchouc (36 %), verre et de céramiques (27 %), ferrites et catalyseurs (12 %), aliments pour animaux (9 %), matières premières pour la production de produits chimiques de zinc (4,5 %), carburants et additifs pour lubrifiants (4,5 %), peintures (4,5 %) et cosmétiques et produits pharmaceutiques (2 %) (EC 2008a). Le phosphate de zinc ($Zn_3(PO_4)_2 \cdot 2-4H_2O$, n^o CAS 7779-90-0) est utilisé dans l'UE comme pigment inorganique anticorrosif actif dans les apprêts et les peintures pour la protection anticorrosion des substrats métalliques (EC 2006a). Le sulfate de zinc ($ZnSO_4$, n^o CAS 7733-02-0) est principalement utilisé dans l'UE pour la production d'engrais et de pesticides (60 %) et à des fins pharmaceutiques agricoles comme les additifs alimentaires (20 %) et l'industrie chimique (20 %) (EC 2006b). Le chlorure de zinc ($ZnCl_2$, n^o CAS 7646-85-7) est principalement utilisé dans l'UE dans l'industrie chimique

(37 %), l'industrie de la galvanisation (28 %), l'industrie des batteries (15 %), l'industrie agrochimique (fongicides) (13 %) et l'impression et la teinture (7 %) (EC 2006c). Le distéarate de zinc ($Zn(C_{18}H_{35}O_2)_2$, n° CAS 557-05-1) est principalement utilisé dans l'UE dans l'industrie des polymères comme stabilisant (p. ex., dans les stabilisants pour PVC), lubrifiant, agent de démoulage et agent antipoussières pour le caoutchouc (~ 55 %) (EC 2006d). Le distéarate de zinc est également utilisé dans l'industrie des peintures, des laques et vernis comme agent de ponçage et de matité (~ 18 %), dans l'industrie du bâtiment comme agent d'imperméabilisation dans le béton (5 %), dans l'industrie du papier, de la pâte, du carton et du textile comme agent imperméabilisant (~ 2 %), dans l'industrie cosmétique et pharmaceutique (~ 1 %), dans l'industrie chimique (~ 1 %), dans l'industrie métallique (~ 1 %) et autres applications (EC 2006d).

Au Canada, les principales utilisations des composés du zinc et les secteurs où ils sont utilisés ont été établis à partir d'études effectuées en vertu d'un avis émis conformément à l'article 71 de la LCPE (Canada 2009; Canada 2013; Canada 2017). Certaines des principales utilisations du zinc au Canada sont dans les secteurs suivants : la sidérurgie, la fabrication de ferro-alliages, les produits de santé médicaux et vétérinaires; la fabrication de produits de quincaillerie; les usines de pâte, papier et carton; la fabrication de nourriture animale et la production agricole; la fabrication de produits métalliques et les fonderies; et la fabrication de produits chimiques. Le zinc est utilisé dans l'industrie de la finition des métaux au Canada pour les procédés de galvanoplastie, mais les données sur son utilisation dans ce secteur sont limitées. D'autres utilisations du zinc au Canada sont indiquées dans le tableau 4-1.

Tableau 4-1. Autres utilisations du zinc au Canada

Utilisation	Zinc
Additif alimentaire ^a	O
Additifs indirects ^b	O
Matériaux d'emballage alimentaire ^b	O
Nutriments minéraux ajoutés aux aliments, y compris les aliments enrichis ^c	O
Ingrédients médicaux ou non médicaux dans les désinfectants, les médicaments pour usage humain ou vétérinaire ^d	O
Ingrédients médicaux ou non médicaux dans les produits de santé naturels homologués ^{e, f}	O
Liste des ingrédients dont l'utilisation est restreinte ou interdite dans les cosmétiques ^g	O
Présence dans les cosmétiques devant être déclarée en vertu du <i>Règlement sur les cosmétiques</i> ^h	O
Principe actif ou produit de formulation dans les produits antiparasitaires homologués ⁱ	O

^a Santé Canada [modifié 2012]; le sulfate de zinc est autorisé comme activateur de fermentation.

^b Bien qu'ils ne soient pas définis dans la *Loi sur les aliments et drogues* (LAD), les additifs indirects peuvent être considérés, à des fins administratives, comme des substances utilisées dans les usines de transformation des aliments et susceptibles de devenir des résidus adventices dans les aliments (p. ex., nettoyants, produits assainissants). Communication personnelle, courriel de la Direction des aliments, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 25 mai 2017, sans référence.

^c Il est permis d'ajouter du zinc à titre de minéral, aux céréales pour le petit-déjeuner, aux préparations pour nourrissons et aux régimes liquides formulés, aux aliments destinés à être utilisés dans un régime à très faible teneur énergétique, aux produits carnés simulés, aux substituts et suppléments de repas, et aux produits simulant les œufs entiers (Canada 1978) Santé Canada [modifié 2016b].

^d Communication personnelle, courriel de la Direction des produits thérapeutiques, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 24 mai 2017, sans référence.

- ^e BDIPSN [modifié 2018], communication personnelle, courriels de la Direction des produits de santé naturels et en vente libre, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 10 mai 2017; sans référence, Santé Canada [modifié 2018a].
- ^f BDPSNH [modifié 2018], communication personnelle, courriels de la Direction des produits de santé naturels et en vente libre, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 10 mai 2017; sans référence.
- ^g Santé Canada [modifié 2018b]; la Liste critique des ingrédients des cosmétiques de Santé Canada est un outil administratif que Santé Canada utilise pour informer les fabricants et autres parties intéressées que certaines substances peuvent contrevenir à l'interdiction générale prévue à l'article 16 de la *Loi sur les aliments et drogues* (LAD) ou à une ou plusieurs dispositions du *Règlement sur les cosmétiques*. L'utilisation du borate de zinc et du peroxyde de zinc est limitée, car ces substances figurent sur la Liste critique des ingrédients des cosmétiques.
- ^h Communication personnelle, courriels de la Direction de la sécurité des produits de consommation, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 26 mai 2017; sans référence.
- ⁱ Communication personnelle, courriel de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 1^{er} juin 2017; sans référence, Santé Canada [modifié 2016c], Santé Canada 2010.

5. Rejets dans l'environnement

La déclaration des rejets à l'INRP est obligatoire pour le zinc et ses composés pour les installations qui atteignent le seuil de déclaration³ (INRP 2016). Les données de 2011 à 2015 pour les rejets annuels de zinc et de ses composés provenant des installations canadiennes déclarantes dans l'air, le sol et l'eau sont présentés dans le tableau 5-1.

Tableau 5-1. Quantité de zinc et de ses composés rejetée annuellement dans l'air, le sol et l'eau, de 2011 à 2015 (t)^a

Année	Air	Eau	Sol	Total ^b
2011	444	211	153	808
2012	475	207	159	841
2013	395	257	133	785
2014	346	222 ^c	88	656 ^c
2015	398	213	72	683
Plage des rejets annuels	346 à 475	207 à 257 ^c	72 à 159	656 à 841 ^c

^a Les données utilisées pour ce tableau étaient à jour en date du 29 septembre 2016. Les installations peuvent périodiquement mettre à jour les renseignements qu'ils déclarent à l'INRP. Des analyses répétées faites avec des données extraites à un moment différent peuvent donc produire des résultats différents. La déclaration des données à l'INRP est assez complexe, notamment en ce qui concerne le respect des seuils de déclaration et l'utilisation de diverses méthodes et sources de données acceptables. Par conséquent, il subsiste des incertitudes concernant les quantités déclarées. Pour de plus amples renseignements, voir le document d'orientation pour les déclarations (INRP 2016).

^b La somme des rejets des installations répondant aux exigences des seuils de déclaration de l'INRP est arrondie à 1 t.

^c La valeur totale exclut le déversement de 1 342,47 tonnes de zinc dans l'eau en raison de la rupture de la digue de retenue des résidus de la mine Mount Polley en 2014.

Les rejets du zinc et de ses composés dans chaque milieu environnemental provenaient de divers secteurs industriels. La quantité annuelle totale de zinc rejeté dans l'atmosphère variait de 346 à 475 t, de 2011 à 2015 (tableau 5-1). Les principaux secteurs qui ont rejeté du zinc dans l'atmosphère au cours de l'une ou l'autre de ces

³ Le zinc et ses composés à l'état élémentaire, fabriqués, traités ou utilisés d'une autre manière dans une installation à une concentration égale ou supérieure à 1 % en poids (sauf pour les sous-produits et les résidus miniers) et en une quantité égale ou supérieure à 10 tonnes, et où les employés ont travaillé 20 000 heures ou plus.

années ont été la production et la transformation des métaux non ferreux (sauf l'aluminium) (137 à 209 t), les mines de métaux (32 à 108 t), le secteur de la sidérurgie et des ferro-alliages (68 à 83 t), et la fabrication de carrosseries de véhicules automobiles et de remorques (18 à 37 t).

La quantité annuelle totale de zinc rejetée dans l'eau variait de 207 à 257 t entre 2011 et 2015 (tableau 5-1). Les principaux secteurs responsables des rejets de zinc dans l'eau au cours de l'une ou l'autre de ces années étaient : les mines de métaux (10 à 222 t), les systèmes de traitement d'eau et autres (111 à 133 t), les usines de pâte, papier et carton (32 à 54 t), le secteur de la production et de la transformation des métaux non ferreux (sauf l'aluminium) (14 à 18 t), ainsi que le secteur de la sidérurgie (10 à 16 t).

La quantité annuelle totale de zinc rejetée dans le sol variait de 72 à 159 t, entre 2011 et 2015 (tableau 5-1). Les principaux secteurs responsables des rejets de zinc dans le sol au cours de l'une ou l'autre de ces années étaient les services de défense (51 à 92 t), le secteur de la production et de la transformation de l'alumine et de l'aluminium (21 à 26 t), et les usines de pâte, papier et carton (12 à 47 t).

Parmi les autres sources de rejets anthropiques de zinc dans l'environnement au Canada, mentionnons l'industrie de la finition des surfaces métalliques (galvanoplastie), le ruissellement de surface des routes, la corrosion des alliages de zinc et des surfaces galvanisées, et l'érosion des sols agricoles (Weatherley et coll. 1980 et Mirenda 1986). Comme la plupart des procédés employés dans ces secteurs sont de nature aqueuse, les rejets d'effluents dans les rivières et les égouts peuvent être préoccupants (OCDE, 2004). Les quantités de zinc rejetées dans l'environnement par les installations de finition des surfaces métalliques, qui n'atteignent peut-être pas le seuil de déclaration des rejets à l'INRP, ont été surveillées par l'Unité de surveillance et de protection de l'environnement du Service des eaux de la Ville de Toronto en 2016, conformément aux règlements municipaux sur les égouts et l'approvisionnement en eau (chapitre 681 du Code municipal de Toronto – « Sewers » et chapitre 851 du Code municipal – « Water Supply »). Certaines entreprises de galvanoplastie ont rejeté du zinc dans l'environnement en quantités supérieures aux seuils fixés dans les règlements sur les égouts et l'approvisionnement en eau. Trois de ces entreprises ont été condamnées à des amendes pour non-conformité en vertu du règlement municipal sur les égouts (*Sewers By-law*), et ces entreprises ont depuis apporté des ajustements aux systèmes de traitement pour se conformer audit règlement. Grâce aux systèmes modernisés, aucune autre concentration élevée de zinc n'avait été détectée en date du 31 décembre 2016 dans les installations qui étaient demeurées en activité.

6. Devenir et comportement dans l'environnement

6.1 Distribution dans l'environnement

Le zinc peut se trouver à la fois en suspension et sous forme dissoute, se répartissant entre la forme aqueuse ou dissoute (ZnOH^+ , Zn^{2+} , ZnCO_3), ou en phase solide (p. ex.,

particules, colloïdes) dans les sols (p. ex., argiles) et les sédiments (p. ex., sulfures) (ATSDR 2005). Les coefficients de partage moyens pour le zinc entre les milieux environnementaux signalés par Harvey et coll. (2007) étaient de 5,3 pour les sédiments en suspension dans l'eau ($\log K_{\text{sse}}$), de 4,1 pour les sédiments dans l'eau ($\log K_{\text{sde}}$) et de 3,4 pour le sol dans l'eau ($\log K_{\text{se}}$) (voir le tableau E-1).

La spéciation du zinc en milieu aqueux dépend de la composition de l'eau (Chaminda et coll. 2010), en particulier de la concentration des espèces organiques (acides humiques et fulviques) et inorganiques telles que CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Cl^- ou PO_4^{3-} (Almas et coll., 2006). Plusieurs variables abiotiques influent sur la spéciation du zinc, dont les plus importantes sont le pH, l'alcalinité, le potentiel redox (Eh) et la teneur en matières organiques dissoutes (CCME 2018b). À un pH circumneutre, le carbonate de zinc (ZnCO_3) est présumé être la principale espèce de zinc dans l'écosystème aquatique. On s'attend à ce que les complexes hydroxyde-zinc soient des formes prédominantes à des valeurs de pH élevées, tandis que le cation libre (Zn^{2+}) prédominerait dans l'eau acide et à faible alcalinité. Le zinc est le plus biodisponible dans des conditions de faible pH, de faible alcalinité et de faible teneur en oxygène dissous (Eisler 1993). Dans des conditions anoxiques à faible potentiel redox (Eh), comme les sédiments et en présence d'ions sulfure, le zinc se trouve le plus souvent sous forme de sulfure de zinc (ZnS) (EC 2007; Hem 1972; Spear 1981; Turner et coll. 1981; OMS 2001).

Dans les sédiments, le zinc libre (Zn^{2+}) et les espèces de zinc (ZnOH^+ , ZnCO_3) présents dans l'eau sont généralement transférés de la colonne d'eau aux sédiments de fond quelques jours après leur introduction initiale dans un milieu aquatique ouvert aux sédiments de surface (Diamond et coll. 1990). Une fois dans les sédiments, on peut trouver du zinc dans diverses fractions : dissous dans l'eau interstitielle; présent dans des fractions échangeables d'argiles; lié aux carbonates; lié aux oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse; lié à la matière organique particulaire; complexé aux sulfures, dont les formes volatiles acides; et dans le réseau cristallin des minéraux primaires et secondaires (Tessier et coll. 1979; Förstner et Wittmann 1981; DiToro et coll. 1992). Le zinc présent dans les sédiments de fond peut être remis en suspension par bioturbation, dragage, inondations saisonnières ou mélange par des phénomènes de renouvellement.

Dans le sol, le zinc se répartit en cinq fractions : eau interstitielle (espèces dissoutes), particules du sol (liaison réversible), ligands organiques (liaison réversible), minéraux argileux secondaires et oxydes/hydroxydes métalliques insolubles (adsorption), et minéraux primaires (adsorption) (EC 2008b, IPCS 2001, Van Riemsdijk 2001). Le zinc est très réactif dans les sols où il est présent sous forme de composés solubles ou insolubles ou d'ions inorganiques (Zn^{2+}) (CCME 2018a). La concentration de zinc dans la solution du sol dépend de la quantité de zinc présente dans le sol, de la solubilité des composés particulaires du zinc et du degré d'adsorption (CCME 2018a). Le zinc peut être adsorbé sur des minéraux argileux et peut aussi former des composés stables avec la matière organique du sol, les hydroxydes, les oxydes et les carbonates (CCME 2018a).

Le comportement du zinc dans les sols est lié aux propriétés chimiques et physiques du sol, telles que la capacité d'échange cationique effective (CECe), le potentiel redox, la composition minérale, la teneur en humidité, le pH, la matière organique du sol, la teneur en argile et la spéciation du zinc (CCME 2018a). Selon Shuman (1975), Evans (1989), Duquette et Hendershot (1990) et Davis-Carter et Shuman (1993), le pH du sol est le facteur qui influe le plus sur la mobilité et la sorption du zinc dans le sol. Dans son évaluation des risques que représente le zinc dans les sols, l'UE a déterminé que le pH et la CECe sont les facteurs qui influent sur la biodisponibilité du zinc dans les sols (EC 2008b). La solubilité et la mobilité du zinc augmentent à mesure que le pH diminue, et le zinc est donc plus biodisponible pour les organismes, surtout à un pH inférieur à 5 (Duquette et Hendershot 1990). Selon Giordano et Mortvedt (1980), au $\text{pH} < 7,7$, le zinc se présente sous forme de Zn^{2+} dans la solution du sol, tandis qu'au $\text{pH} > 7,7$, la forme dominante est le Zn(OH)_2 . Toutefois, en raison de la complexité des interactions du zinc dans le sol, le comportement du transport du zinc dans le sol ne peut être prévu avec précision (Hinz et Selim 1994), et les effets de l'adsorption dans le sol ne peuvent être séparés des effets des solutions comme les précipitations (CCME 2018a).

Le zinc atmosphérique se trouve surtout dans les aérosols sous forme oxydée. Des particules de zinc jusqu'à 5 mm de diamètre sont présentes dans les zones industrielles (Nriagu, 1980). Selon la taille des particules auxquelles le zinc est associé, il peut se déplacer sur une certaine distance dans l'air avant de se déposer dans les milieux aquatiques ou terrestres. Le zinc n'est pas volatil à des températures pertinentes pour l'environnement.

6.2 Persistance dans l'environnement

Un ion de métal est considéré comme persistant, car il ne peut pas se dégrader, bien qu'il puisse se transformer en différentes espèces chimiques ou se répartir entre différentes phases dans un milieu de l'environnement. La biodégradation et la photodégradation ne s'appliquent pas aux composés inorganiques du zinc ni au zinc inorganique libéré par dissolution, dissociation ou dégradation (EC 2008b). Ces processus peuvent néanmoins s'appliquer aux sels organiques de métaux et aux composés organométalliques. La persistance des sels organiques de métaux et des composés organométalliques parents, et de leurs contre-ions organiques ou de leurs produits de transformation organiques possibles n'a pas été évaluée individuellement dans le présent rapport.

6.3 Potentiel de bioaccumulation

La bioaccumulation du zinc dépend de sa biodisponibilité. Comme le zinc interagit avec divers constituants de l'eau, du sol et des sédiments, il peut exister dans de nombreux complexes différents de biodisponibilité variable. La disponibilité du zinc dans la colonne d'eau est contrôlée par plusieurs processus tels que la sorption, la précipitation/coprécipitation et la désorption/dissolution (CCME 2018b). Parmi ces processus, la sorption (adsorption, complexation et absorption) et les précipitations

jouent un rôle important dans le contrôle de la solubilité du zinc, ce qui limite sa biodisponibilité dans les milieux aquatiques (CCME 2018b).

Selon une étude récente du CCME (2018b), les concentrations internes de zinc, un élément essentiel, sont généralement bien régulées dans les organismes aquatiques par divers mécanismes, y compris le contrôle homéostatique de l'accumulation. En effet, une relation négative a été observée entre les facteurs de bioconcentration (FBC) ou les facteurs de bioaccumulation (FBA) et l'exposition des organismes aquatiques au zinc (McGeer et coll. 2003; De Schamphelaere et coll. 2004). L'existence d'un mécanisme de régulation a également été suggérée par De Schamphelaere et coll. (2004) dans une étude sur l'exposition alimentaire au zinc, avec *Daphnia Magna*. L'auteur a observé une charge corporelle de zinc plus élevée chez les organismes du groupe témoin que chez les organismes dont la source alimentaire, les algues vertes en l'occurrence, a été exposée à 20 et 30 µg/L de zinc. La métabolisation du Zn peut protéger ou exacerber l'absorption et la toxicité d'autres métaux (Lavoie et coll. 2012a).

Bien qu'il existe des mécanismes de régulation dans de nombreux organismes, l'étude du CCME (2018c) indique que le zinc peut s'accumuler dans les tissus de plantes et d'animaux aquatiques exposés à de fortes concentrations de zinc, par exemple dans les algues vertes (McHardy et George 1990), *Daphnia Magna* (De Schamphelaere et coll. 2004, Muysen et coll. 2006), la grande carpe indienne (Gupta et Sharma 1994) ou la truite arc-en-ciel (McGeer et coll. 2000). Cependant, la bioamplification du zinc n'a pas été considérée comme étant un processus important, d'après les conclusions de Cleven et coll. (1993) qui ont observé une diminution des valeurs FBC et FBA avec l'augmentation du niveau trophique.

7. Risque d'effets nocifs sur l'environnement

7.1 Caractère essentiel

Selon l'étude du CCME (2018b), le zinc est un élément essentiel pour diverses fonctions biologiques. C'est un élément essentiel pour la croissance normale des plantes et des animaux, et des concentrations de zinc inférieures aux concentrations critiques pour des organismes spécifiques peuvent causer un stress physiologique dû à des dysfonctionnements enzymatiques ou métaboliques (Alloway 2008). Les milieux aquatiques au Canada ne devraient pas contenir des concentrations insuffisantes de zinc pouvant donner lieu à une carence. De plus, on s'attend à ce que les organismes vivant dans des milieux où les concentrations de zinc sont naturellement faibles se soient adaptés à ces conditions (Spry et coll. 1988).

7.2 Mécanismes d'action toxique

Selon l'Organisation mondiale de la santé (OMS 2001), le zinc a des effets nocifs sur de nombreux processus biologiques des organismes aquatiques, notamment le comportement, la reproduction et les réactions biochimiques et physiochimiques. L'étude du CCME (2018b) a permis de relever plusieurs mécanismes de toxicité du zinc dans les organismes aquatiques. Le zinc perturbe l'absorption du calcium chez les

poissons, ce qui cause une carence en calcium (Spry et Wood 1985), et perturbe l'homéostasie du calcium chez les invertébrés (Muyssen et coll. 2006). Il perturbe également les flux de sodium ou de chlorure dans les poissons, ce qui accroît la perméabilité branchiale et l'activité de l'ATPase (Spry et Wood 1985). Aux fortes concentrations, le zinc peut détruire le tissu des branchies (Skidmore 1970; Hiltibran 1971; Skidmore and Tovell 1972 2008), ce qui limite la diffusion de l'oxygène dans le sang. Le principal mode d'action de la toxicité aiguë du Zn pour les poissons d'eau douce est l'inhibition de l'absorption du calcium (Hogstrand 2011).

7.3 Évaluation des effets sur l'environnement

7.3.1 Toxicité en milieu aquatique

Il existe de nombreuses études empiriques et de terrain sur la toxicité aiguë et chronique du zinc et de ses composés pour les organismes aquatiques tels que les microorganismes, les invertébrés, les poissons, les plantes et les amphibiens. L'ion zinc aqueux (Zn^{2+}) est souvent utilisé comme substance de base pour exprimer la toxicité du zinc dans le milieu aquatique (ANZECC 2000).

Le CCME a récemment élaboré une Recommandation canadienne pour la qualité des eaux (RCQE) en vue de la protection de la vie aquatique (CCME 2018b) pour le zinc, fondée sur le protocole du CCME (CCME 2007). La RCQE (ou orientation à long terme) pour l'exposition au zinc en eau douce est fondée sur une distribution de la sensibilité des espèces (DSE) (l'annexe F contient les données de toxicité chronique pour la DSE) et est présentée sous forme d'équation à variables multiples qui est fonction des conditions ou des paramètres chimiques propres de l'eau et qui ont la plus grande influence sur la toxicité du zinc pour les organismes (CCME 2018b). Les recommandations pour l'exposition à long terme visent à protéger toutes les formes de vie aquatique pendant des périodes d'exposition indéfinies (expositions égales ou supérieures à 21 jours pour les poissons adultes et juvéniles, expositions égales ou supérieures à 7 jours pour les larves et les œufs de poisson, égales ou supérieures à 96 heures pour les invertébrés à vie courte, et égales ou supérieures à 24 heures pour les plantes et les algues aquatiques) (CCME 2007).

La RCQE à long terme s'applique au zinc dissous et est calculée à l'aide de l'équation suivante :

$$RCQE = e^{(0,947[\ln(dureté \frac{mg}{L})] - 0,815[pH] + 0,398[\ln(COD \frac{mg}{L})] + 4,625)}$$

Cette équation est valide dans la plage de dureté de 23,4 à 399 mg CaCO₃/L, dans la plage de pH de 6,5 à 8,13, et dans la plage de COD de 0,3 à 22,9 mg/L, qui sont les plages de données utilisées pour calculer les pentes de la dureté, du pH et du COD, et donc les plages à l'intérieur desquelles l'équation devrait être appliquée.

La présente évaluation utilise cette équation pour calculer les concentrations estimées sans effet (CESE) dans les milieux aquatiques. Aux fins de référence, et en faisant l'hypothèse d'une dureté de 50 mg CaCO₃/L, d'un pH de 7,5 et d'un COD de 0,5 mg/L, l'équation donne une CESE de 7 µg Zn/L.

D'après les limites chimiques pour l'eau, pour lesquelles l'équation est applicable, la CESE maximale serait de 516 µg/L de Zn dissous, pour la dureté la plus élevée (399 mg CaCO₃/L), le COD le plus élevé (22,9 mg/L) et le pH le plus bas (6,5). Par contre, la valeur la plus faible de la CESE, qui se situe à l'intérieur des limites de l'équation, serait de 1,7 µg/L de Zn dissous, pour la dureté la plus faible (23,4 mg CaCO₃/L), le COD le plus faible (0,3 mg/L) et le pH le plus élevé (8,13). Comme les facteurs modifiant la toxicité sont souvent reliés entre eux, ces valeurs de la CESE représentent tout simplement les limites de validité de l'équation.

Les valeurs CESE pour l'eau douce ont été calculées par l'Union européenne (UE) selon des méthodes statistiques similaires et sont égales à 7,8 µg/L pour le zinc dissous et à 21 µg/L pour le zinc total, avec une dureté égale ou supérieure à 24 mg/L, et à 3,1 µg/L pour le zinc dissous pour l'eau douce d'une dureté égale ou inférieure à 24 mg/L.

7.3.2 Organismes benthiques

Le CCME (1999) a examiné la toxicité du zinc pour les organismes benthiques afin d'établir une recommandation provisoire pour la qualité des sédiments (RPQS) dans les eaux douces. L'examen a déterminé que la toxicité du zinc dans les sédiments dépend de sa biodisponibilité et peut être réduite par diverses fractions de sédiments, par exemple les matières organiques et les sulfures (Sibley et coll. 1996). Une fois que le zinc est ingéré par les organismes benthiques, sa disponibilité dépend de divers facteurs, dont l'activité enzymatique et le pH intestinal (CCME 1999). L'examen a révélé que les effets biologiques nocifs de l'exposition au zinc sur les organismes benthiques comprennent une diminution de la diversité et de l'abondance, une augmentation de la mortalité et des changements de comportement (CCME 1999). La RPQS et le niveau d'effet probable (NEP) ont été fixés à 123 mg Zn/kg et 315 mg Zn/kg poids sec (p.s.), respectivement (CCME 1999).

D'autres essais de toxicité des sédiments ont récemment été effectués pour aider à l'élaboration éventuelle d'une nouvelle recommandation canadienne pour la qualité des sédiments pour le zinc. Des essais de toxicité avec des sédiments enrichis ont été effectués avec quatre espèces d'invertébrés aquatiques d'eau douce, *Hyalella azteca* (amphipode), *Chironomus riparius* (mouche), *Hexagenia* spp. (éphémère) et *Tubifex tubifex* (ver oligochète), et quatre types de sédiments représentatifs de divers milieux aquatiques (Kilgour & Associates Ltd. 2016). Des essais ont été effectués avec des sédiments du lac Érié représentant des sédiments pélagiques, des sédiments de marais d'un lac d'eau dure (Long Point) et des sédiments provenant d'un lac d'eau douce du Bouclier canadien (lac Restoule) (Kilgour & Associates Ltd. 2016). L'étude a révélé que la CE₁₀ et la CE₂₀ déterminées pour *C. riparius* dans les sédiments du lac Érié étaient de 80,0 et 110 mg Zn/kg p.s. t, respectivement. Ces valeurs étaient inférieures à la RPQS établie par le CCME (1999). Plusieurs autres critères d'effet (c.-à-d. CE₅₀, CL₁₀, CL₂₀) pour les mêmes espèces étaient inférieurs au NEP de 315 mg Zn/kg p.s. de

sédiments. Les critères d'effet pour divers organismes des sédiments du lac Érié et d'autres sédiments étaient généralement supérieurs au NEP. La CESE de 49 mg Zn/kg p.s. calculée par l'UE était basée sur la plus faible concentration sans effet observé (CSEO) chronique de 488 mg/kg p.s., pour *H. azteca*, avec l'application d'un facteur d'évaluation de 10 pour tenir compte des principales voies d'exposition, de l'absorption possible par l'ingestion de sédiments et de la sensibilité interespèces dans l'évaluation des effets.

7.3.3 Toxicité pour les organismes terrestres

La toxicité du zinc pour les invertébrés du sol est tributaire de divers facteurs. Le vieillissement élimine par divers mécanismes les métaux de la solution de sol vers les phases solides (McLaughlin, 2001; Smolders et coll. 2007), ce qui les rend moins biodisponibles et par conséquent réduit la toxicité des sols âgés par rapport aux sols fraîchement contaminés (Lock et Janssen 2003, Redeker et coll. 2008). Le pH du sol, la teneur en carbone organique et la teneur en argile sont les principaux facteurs modifiant la toxicité (FMT) qui influent le plus sur la disponibilité du zinc dans le sol. Le pH du sol s'est révélé être un bon prédicteur de la solubilité des métaux, mais un mauvais prédicteur de la toxicité des métaux dans les sols (Smolders et coll. 2009). La capacité d'échange cationique (CEC), définie par la capacité totale du sol à retenir ou à lier des cations, intègre le mieux les variations de ces FMT (Redeker et coll. 2008). Plus la CEC est élevée, plus la concentration de zinc biodisponible sera faible dans l'eau interstitielle, et vice versa. Ces FMT déterminent la quantité et le type d'espèces métalliques disponibles pour absorption et la réponse toxique possible ou la bioaccumulation des plantes, des invertébrés et des microorganismes du sol (ICMM 2007). Smolders et coll. (2009) ont montré que les seuils de toxicité basés sur les concentrations totales de métal dans le sol augmentent presque proportionnellement à la CEC effective du sol.

Un examen approfondi de la toxicité du zinc pour les organismes du sol a récemment été effectué en vue de l'élaboration de Recommandations canadiennes pour la qualité des sols en vue de la protection de l'environnement et de la santé humaine. Des études de toxicité du zinc ont été relevées pour les processus microbiens, les plantes, les invertébrés, le bétail et la faune (CCME 2018a). Une concentration seuil produisant un effet de 250 mg Zn/kg p.s. sol pour l'agriculture et les zones résidentielles et les parcs a été calculée d'après le 25^e centile d'une distribution de la sensibilité des espèces (DSE₂₅) (CCME 2018a).

En 2008, la Commission européenne a estimé une valeur au 5^e centile pour les plantes et les invertébrés du sol de 52 mg/kg p.s., et a appliqué un facteur d'évaluation de 2 à cette valeur pour obtenir une CESE de 26 mg/kg p.s. Elle a aussi estimé un 5^e centile de 27 mg/kg p.s. pour les microorganismes du sol, et a appliqué un facteur d'évaluation de 1 pour obtenir une CESE de 27 mg/kg p.s.

7.4 Évaluation de l'exposition de l'environnement

7.4.1 Concentrations de fond et facteurs modifiant la toxicité

Le zinc est omniprésent dans l'environnement. Dans certaines régions du Canada qui ne sont pas touchées par les activités anthropiques, les concentrations de zinc (c.-à-d. les concentrations de fond représentatives) peuvent être naturellement élevées. Dans d'autres régions, les activités anthropiques donnent lieu à des concentrations de zinc supérieures aux concentrations de fond (CCME 2018a).

Kilgour & Associates Ltd. (2016) ont récemment estimé les plages de concentrations de fond, ou plages normales, de zinc total (Zn_T) dans les eaux de surface des écozones canadiennes. Les concentrations médianes de Zn_T dans les écozones canadiennes ont été calculées à l'aide de l'approche décrite dans Kilgour & Associates Ltd. (2016) à partir d'échantillons de référence provenant de divers programmes fédéraux et provinciaux de surveillance de la qualité des eaux de surface et de dépôts de données (tableau G-1, annexe G). Les concentrations médianes de Zn_T ont également été calculées pour le lac Érié, le lac Ontario et le lac Supérieur à partir des données recueillies par ECCC entre 2005 et 2015. De même, d'autres données sur la qualité des eaux ont été recueillies par le gouvernement fédéral pour déterminer les concentrations médianes de Zn_T dans la Taïga du bouclier (ECCC 2016). Dans tous les cas, les occurrences de non-détection ont été remplacées par la moitié de la limite de détection (LD) déclarée. Les concentrations de fond médianes de zinc total variaient de 0,200 à 3,60 µg/L (tableau G-1, annexe G). À titre de comparaison, les concentrations de zinc dans les eaux de surface des zones non contaminées variaient de 1,6 à 4,4 µg/L dans les lacs de l'Ontario, selon Shuhaimi-Othman 2006, de 0,09 à 0,3 µg/L dans les lacs Érié, Ontario et Supérieur selon Nriagu et coll. 1996, tandis que Doyle et coll. (2003) ont rapporté une concentration de fond moyenne de 12 µg/L de zinc, basée sur le 95^e centile, pour le zinc dans les eaux de surface canadiennes.

L'établissement de la RCQE à long terme pour le zinc dissous nécessite des données pour trois FMT : la dureté totale, le pH et le COD (section 7.3). Des données FMT représentatives ont été obtenues pour les écozones canadiennes et les Grands Lacs (tableau G-2, annexe G). Les tendances centrales des FMT élaborés pour les écozones étaient fondées sur des données jugées représentatives de conditions de référence, telles qu'elles sont définies dans la méthode de Kilgour & Associates (2016). Dans tous les cas, les occurrences de non-détection ont été remplacées par la moitié de la LD déclarée. Lorsqu'on ne disposait pas de données mesurées pour l'environnement récepteur, on a utilisé comme substitut les tendances centrales des FMT pour l'écozone pertinente.

Les tendances centrales des FMT établis pour les écozones étaient également fondées sur des données jugées représentatives des conditions de référence, telles qu'elles sont définies dans la méthode de Kilgour & Associates 2016. Dans tous les cas, les occurrences de non-détection ont été remplacées par la moitié de la LD déclarée.

Pour les sédiments et sols, la présente évaluation s'aligne sur les récentes caractérisations des dangers basées uniquement sur la concentration de zinc et ne quantifie pas l'ajustement de la biodisponibilité pour ces milieux. McKeague et Wolynetz (1980) ont rapporté une moyenne de 74 mg Zn/kg p.s. dans les sols canadiens. Par région, les concentrations moyennes de zinc dans le sol s'établissent comme suit : 54 mg/kg pour le Bouclier canadien, 64 mg/kg pour les Plaines intérieures, 73 mg/kg pour la Région de la Cordillère, 80 mg/kg pour les Basses terres du Saint-Laurent, et 81 mg/kg pour les Appalaches. Sheppard et coll. (2007) ont fait état d'une concentration de fond globale de zinc au Canada dans la plage de 6,3 à 360 mg/kg, avec une concentration moyenne de 76 mg/kg, tandis qu'Impellitteria et coll. (2003) ont rapporté une plage de concentrations de zinc dans le sol de 91,5 à 431,2 mg/kg. Selon le document sur les critères scientifiques pour l'élaboration des Recommandations canadiennes pour la qualité des sols (CCME 2018a) pour le zinc, les concentrations de zinc variaient de < 1 mg/kg à 1 350 mg/kg. Les concentrations dans le sol peuvent être élevées en raison des retombées atmosphériques autour des mines et des fonderies. Des concentrations atteignant 4 771 mg/kg ont été mesurées dans les sols de surface dans certaines collectivités à proximité de ces exploitations (Manitoba Conservation 2007).

7.4.2 Méthode utilisée pour la caractérisation de l'exposition

Plusieurs secteurs d'activité peuvent être des sources de zinc dans l'environnement. Des scénarios d'exposition ont été élaborés pour les secteurs d'activité ayant déclaré le plus de rejets (section 5) ou les quantités utilisées les plus élevées (section 4), à savoir : les mines de métaux, les fonderies et affineries de métaux communs, la sidérurgie, et le traitement des eaux usées. Il est à noter que d'autres secteurs d'activité peuvent être des sources de zinc dans l'environnement (section 5). Toutefois, les analyses préliminaires effectuées à partir de données sur les effluents de certains de ces secteurs ont révélé qu'ils sont moins préoccupants ou que ces données étaient insuffisantes.

Pour chaque scénario, les concentrations environnementales estimées (CEE), exprimées en concentrations de zinc élémentaire, ont été calculées pour le milieu aquatique en utilisant les concentrations de zinc mesurées dans les eaux de surface lorsque ces données étaient disponibles (de préférence le zinc dissous, Zn_D , sinon le zinc total, Zn_T). La pertinence des concentrations environnementales mesurées a été évaluée en tenant compte de facteurs tels que l'année et la saison, la méthode d'analyse et les limites de détection.

Lorsqu'on ne disposait pas de concentrations mesurées dans l'environnement, on a estimé les CEE en additionnant la concentration de fond médiane appropriée du zinc total dans les eaux de surface (tableau G-1, annexe G) aux concentrations estimées dans le milieu aquatique (CEA) de zinc dans le milieu récepteur résultant de cette activité (c.-à-d. $CEE = CEA + \text{concentration de fond médiane}$). En se fondant sur les charges moyennes annuelles de zinc dans les effluents, les valeurs CEA basées sur le Zn_T ont été calculées en additionnant les concentrations annuelles moyennes à l'aide des données soumises (Ontario 2016), puis en appliquant un facteur de dilution de 10,

qui reflétait les conditions près du point de rejet, à la concentration totale calculée dans les effluents. Cette méthode se fonde également sur l'hypothèse que la dilution complète ne survient pas dès le rejet dans de grands plans d'eau.

La caractérisation de l'exposition du zinc dans le milieu aquatique dans la présente évaluation nécessite des données pour trois FMT (dureté totale, pH et COD) afin d'obtenir des CESE propres aux sites (section 7.3.1). Pour certains secteurs, on disposait de données mesurées pour les FMT dans le milieu récepteur. Pour les secteurs pour lesquels aucune donnée sur le milieu récepteur n'était disponible, des données représentatives des FMT ont été établies d'après les valeurs pour les écozones applicables et les Grands Lacs (tableau G-2, annexe G).

Des diagrammes de quartiles ont été générés pour chaque installation dans un secteur donné afin de représenter la distribution des concentrations de zinc (Zn_D ou Zn_T). On interprète ces diagrammes comme suit : les bords inférieur et supérieur de la boîte représentent les premier et troisième quantiles (Q1 et Q3), qui sont les 25^e et 75^e centiles, respectivement, tandis que la ligne horizontale noire dans la boîte représente le deuxième quantile, ou le 50^e centile (médiane). La distance entre le 25^e et le 75^e centile s'appelle écart interquartile (EI). La moustache inférieure représente les données les plus faibles qui se situent à l'intérieur du seuil $Q1 - 1,5 \times EI$, et la moustache supérieure représente les données les plus élevées qui se trouvent à l'intérieur du seuil $Q3 + 1,5 \times EI$. Les données dépassant ces seuils apparaissent sous forme de cercles. Cependant, si le minimum et le maximum se situent à l'intérieur de ces seuils, ils représentent les moustaches inférieure et supérieure et aucune valeur aberrante n'est présente. Le 95^e centile est également indiqué (ligne bleue). La taille de l'échantillon (n) et la fréquence de détection (c. à d. le pourcentage d'échantillons au-dessus de la limite de détection de la méthode) sont également indiquées au-dessus de chaque boîte.

7.4.3 Mines de métaux

Le zinc est extrait au Canada (section 4.2.1) de mines souterraines ou hors-sol (Environnement Canada 2009b). Après l'extraction, le minerai est concassé, broyé et concentré par flottation différentielle pour produire du concentré de zinc (Environnement Canada 2009b). Le traitement du minerai lors de l'extraction et de la concentration génère des poussières qui peuvent s'échapper et se déposer à proximité, et produit des effluents qui peuvent être stockés dans les bassins de résidus, ou être traités et rejetés dans les eaux de surface. Les poussières générées, les lixiviat potentiels des bassins de résidus et les rejets d'effluents dans les eaux de surface sont tous des voies par lesquelles le zinc peut être rejeté dans le milieu environnant (Rashed, 2010). De 2011 à 2015, les rejets annuels de zinc et de ses composés dans l'eau, déclarés à l'INRP par le secteur des mines de métaux, variaient de 10 à 222 t (section 5.0).

Les mines de métaux au Canada qui rejettent en tout temps des effluents dans les eaux à un débit supérieur à 50 m³/j sont assujetties au *Règlement sur les effluents des mines de métaux et des mines de diamant* (REMMMD 2018), pris en vertu de la *Loi sur les pêches*. Au cours de la période de 2011 à 2015, 123 installations minières ont été

assujetties au REMMMD (ESEE 2016). L'Annexe 4 du REMMMD fixe des limites de concentrations dans les effluents pour certains paramètres, dont le zinc. La concentration mensuelle moyenne maximale autorisée de zinc total (Zn_T) dans les effluents selon la modification de 2018 de l'annexe 4 est de 0,50 mg/L (valeur inchangée par rapport à la limite d'avant les modifications de 2018), mais une limite inférieure de 0,40 mg/L a été introduite pour toute nouvelle mine qui devient assujettie au Règlement après juin 2021. Les limites maximales quotidiennes autorisées en vertu de l'annexe 4 du REMMMD sont de 0,75 mg/L Zn_T dans un échantillon composite et de 1,0 mg/L Zn_T dans un échantillon instantané. Les installations sont également tenues d'effectuer des études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE), et d'enquêter sur les causes en vertu desquelles la surveillance de la qualité de l'eau, y compris l'analyse du zinc total, doit être effectuée dans la zone exposée entourant le point d'entrée des effluents dans l'eau, pour chaque point de rejet final et les zones de référence associées.

Les concentrations de Zn_T mesurées dans les eaux de surface échantillonnées prélevées dans les zones exposées et les zones de référence, entre 2011 et 2015, soumises à ECCC en vertu du REMMMD et du programme ESEE (ESEE 2016) ont été analysées. Les occurrences de non-détection de zinc ont été remplacées par la moitié de la limite de détection de la méthode (LDM) correspondante. Les valeurs vides et nulles sans LDM déclarée ont été retirées. Les LDM allaient de 0,01 à 1 000 µg/L.

Nous présentons ci-dessous des statistiques pour 7 installations assujetties au REMMMD entre 2011 et 2015, identifiées d'après l'enrichissement en zinc dans les zones exposées, et pour lesquelles la taille de l'échantillonnage est égale ou supérieure à 10 (figure 7-1). Des concentrations de Zn_T ont été rapportées dans les effluents de toutes les installations, ce qui confirme que ce secteur rejette du zinc dans le milieu aquatique. L'enrichissement en zinc a été observé dans les zones exposées des 7 installations, et variait de 1,8 à 180 fois les concentrations trouvées dans les zones de référence, d'après la comparaison des concentrations médianes de Zn_T .

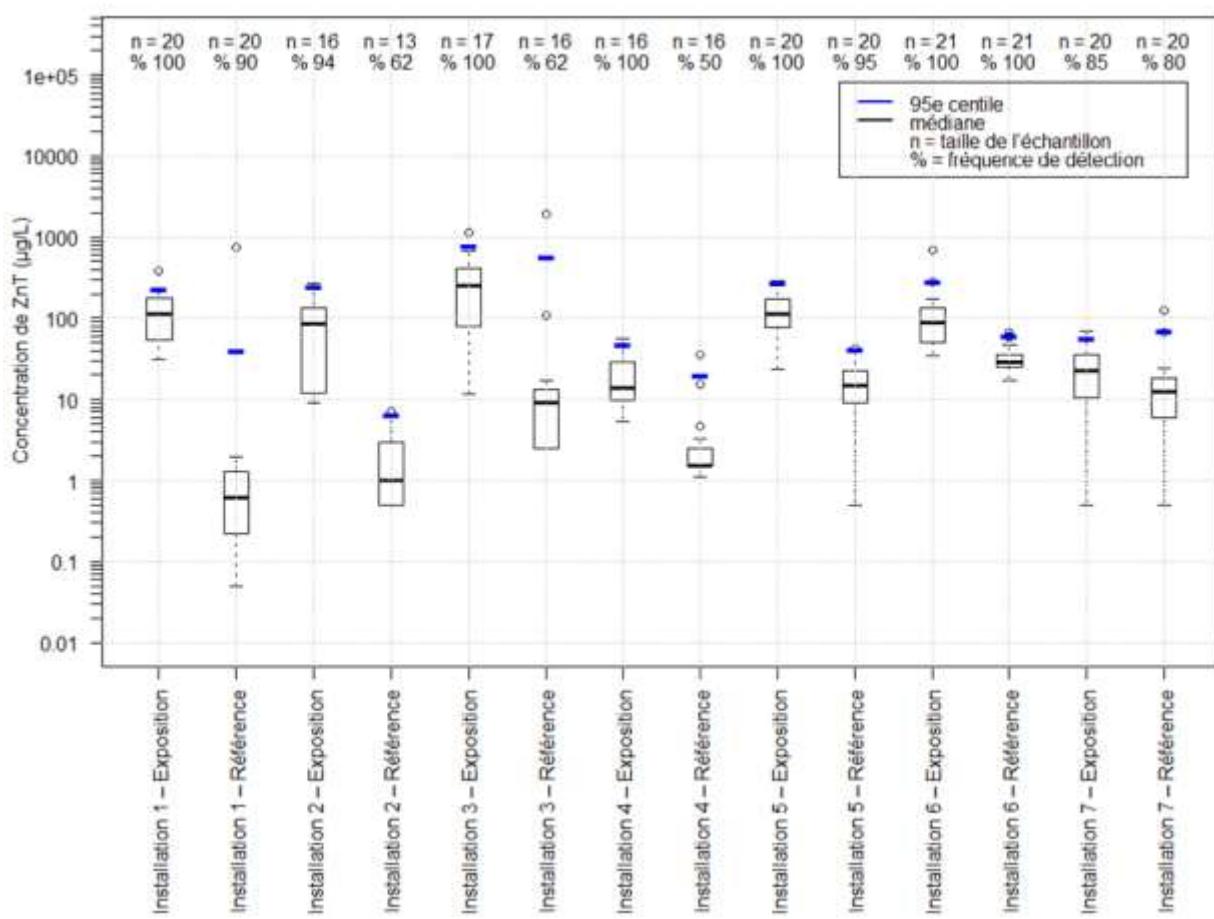


Figure 7-1. Diagrammes de quartiles pour le Zn_T dans les eaux de surface pour les zones exposées et les zones de référence déclarées par 7 installations assujetties au REMMMD, de 2011 à 2015 (ESEE 2016)

En plus de l'analyse du zinc total requise pour le programme ESEE du REMMMD, il faut également mesurer le pH et la dureté totale dans les zones exposées et les zones de référence. Même si le suivi du COD n'est pas requis, certaines installations toutefois ont fourni des données à ce sujet. Les données FMT ont été analysées ou estimées afin de générer des CESE propres aux différents sites selon l'approche décrite à la section 7.4.2. Les CESE ainsi calculées sont présentées dans le tableau G-3.

Les FMT dans les zones exposées diffèrent des FMT dans les zones de référence, notamment pour ce qui est de la dureté totale. La dureté peut être plus élevée dans les zones exposées en raison de l'ajout de chaux pendant le traitement des effluents afin de précipiter les métaux dissous et de modifier le pH (Lane and Associates Limited 1990). Les CESE médianes dans les zones exposées allaient de 15 à 315 µg/L et les CESE médianes dans les zones de référence allaient de 5,2 à 22 µg/L pour les 7 installations. Le tableau G-3 présente des détails sur les FMT sélectionnés pour ces zones et les CESE correspondantes obtenues.

7.4.4 Fusion et affinage de métaux communs

Le Canada est un producteur de zinc affiné et d'autres composés du zinc (section 4.2.1). On compte 12 fonderies et affineries de métaux communs (FAMC) au Canada (Cheminfo 2013). Le secteur FAMC traite les concentrés provenant de mines et d'usines de concentrations de métaux ainsi que d'autres matières premières (c.-à-d. les matériaux recyclés comme les produits électroniques et les batteries) pour produire des métaux (ECCC 2006), y compris le zinc. De 2011 à 2015, les rejets annuels totaux de zinc et de ses composés dans l'eau, déclarés à l'INRP par les installations FAMC, variaient de 10 à 12 t (section 5.0). Les rejets annuels dans le sol déclarés à l'INRP au cours de la même période, soit de 2011 à 2015, étaient négligeables (c.-à-d. 0 à 0,006 t) (INRP 2016).

Les rejets des fonderies et affineries de cuivre primaire et secondaire et les rejets des fonderies et affineries de zinc primaire et secondaire ont été évalués en vertu de la Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP) (Environnement Canada, Santé Canada 2001). Les émissions atmosphériques de ces installations ont été jugées toxiques en vertu de la LCPE (Environnement Canada, Santé Canada 2001), et « les particules qui contiennent des métaux et qui sont rejetées dans les émissions des fonderies ou des affineries de cuivre, ou des deux », et « les particules qui contiennent des métaux et qui sont rejetées dans les émissions des usines de traitement du zinc » ont été inscrites à l'Annexe 1 en 2001. Toutes les installations FAMC au Canada ont par la suite fait l'objet d'un Avis de planification de la prévention de la pollution, publié dans la *Gazette du Canada* en 2006⁴. Compte tenu de ces évaluations précédentes et des activités de gestion des risques, les émissions atmosphériques de zinc provenant de ces sources ne sont pas prises en compte. Toutefois, la présente évaluation tient compte des rejets de zinc dans le milieu aquatique attribuables à des rejets d'effluents provenant de ces sources, car ils n'avaient pas été expressément pris en compte dans l'évaluation précédente.

Entre 2011 et 2015, 5 installations FAMC avaient combiné leurs effluents avec des mines et étaient par conséquent assujetties au REMMMD (2002), en vertu de la *Loi sur les pêches* (section 7.4.3). Les concentrations de Zn_T mesurées dans les eaux de surface des zones exposées en aval du point de rejet des effluents combinés et dans les zones de référence sont par conséquent disponibles dans le cadre du programme ESEE du REMMMD. Les données de surveillance des eaux de surface pour les 5 installations qui combinaient leurs rejets pour la période de 2011 à 2015 sont résumées dans la figure 7-2. Deux installations combinées (installations 1 et 4) présentent des concentrations médianes et au 95^e centile plus élevées dans les zones exposées que dans les zones de référence (figure 7-2). Pour les trois autres installations ayant combiné leurs rejets, la comparaison des concentrations de zinc dans les zones

⁴ <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/prevention-pollution/avis-planification/resultats-rendement/fonderies-affineries-métaux-usines-apercu.html>

exposées variait de 2,5 à 122 µg/L, par rapport aux zones de référence où elles variaient de 3,40 à 250 µg/L, ce qui ne permet de départager l'enrichissement en zinc dû aux rejets d'effluents par le secteur FAMC ou les mines. Les concentrations de zinc plus élevées dans les zones de référence par rapport aux zones exposées pouvaient être dues à des variations naturelles géologiques et aux apports anthropiques actuels ou passés. Dans l'ensemble, ces données indiquent que les concentrations élevées de zinc dans la zone exposée de l'installation 1 sont potentiellement attribuables aux activités FAMC ou minières, car ces activités sont combinées à cet endroit.

Les données d'exposition sont disponibles pour deux autres installations qui ne sont pas assujetties au REMMMD, soit les installations 6 et 7. Les concentrations de Zn_T et de Zn_D dues à l'installation 6 ont été mesurées à 2 sites de référence (1,9 et 9,7 km en amont de l'installation) et à 3 sites exposés (0,2, 1,1 et 15,8 km en aval), de 2011 à 2013. Pour l'analyse des données, seuls le site de référence le plus éloigné (9,7 km) et les 2 sites exposés les plus proches de la source (0,2 et 1,1 km) ont été pris en compte. Les concentrations médianes de Zn_D dans l'eau ont été calculées et variaient de 0,025 µg/L à 3,56 µg/L au site de référence et de 0,05 µg/L à 15,9 µg/L aux sites exposés.

Les concentrations de Zn_T ont également été mesurées dans le compartiment sédimentaire aux mêmes sites de référence et sites exposés en aval pour l'installation 6 en 2012, par Ecoscape Environmental Consultants Ltd. et Larratt Aquatic Consulting Ltd. (EEC Ltd et LAC Ltd (2014). Les concentrations moyennes de Zn étaient de 59,7 et 1 794,3 mg/kg pour le site de référence et les sites exposés, respectivement.

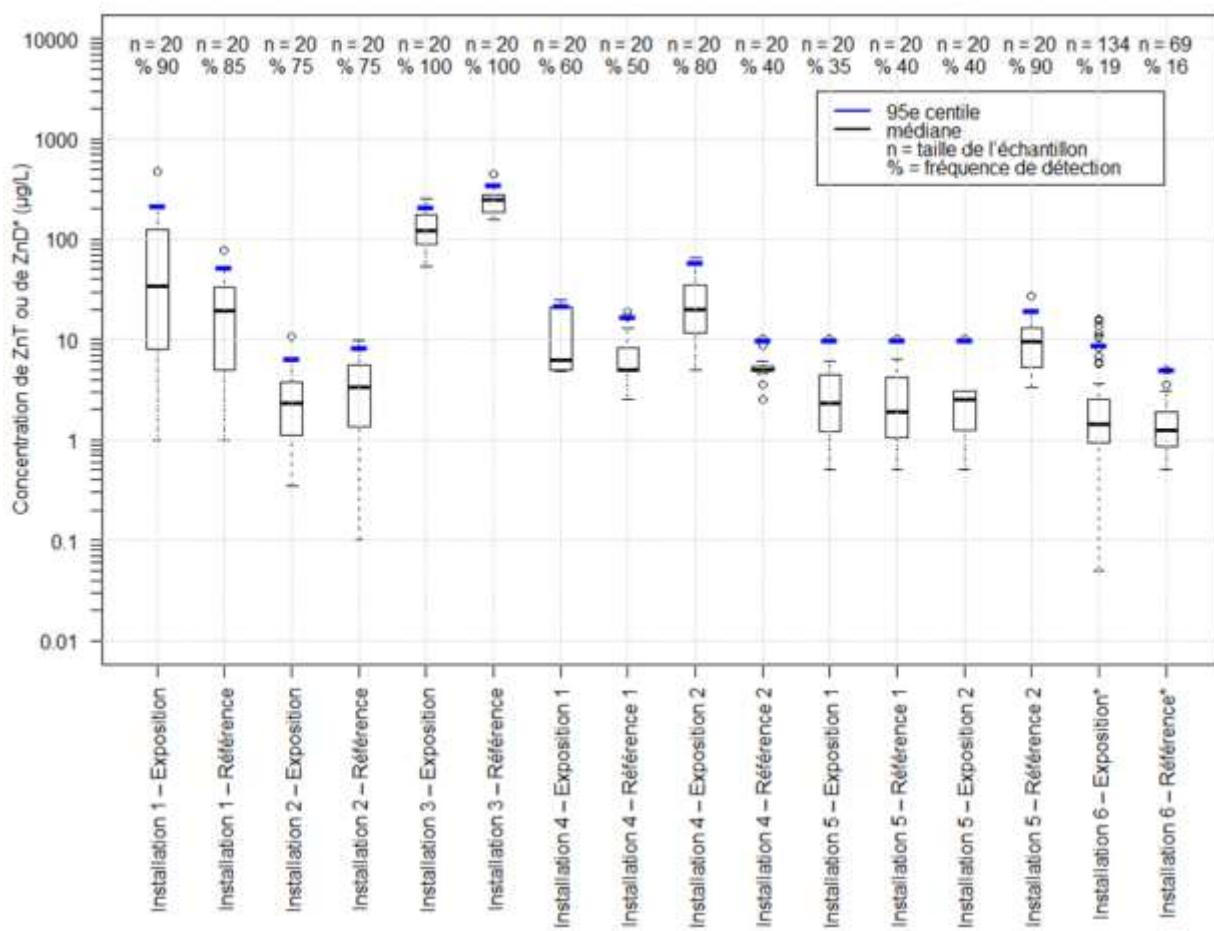


Figure 7-2. Diagrammes de quartiles pour les concentrations de Zn_T dans les eaux de surface pour les zones exposées et les zones de référence, déclarées par les fonderies de métaux communs assujetties au REMMMD, de 2011 à 2015, et par une fonderie non assujettie au REMMMD, de 2012 à 2014 (ESEE 2016; EEC Ltd et LAC Ltd 2014)

En vertu du règlement ontarien *Effluent Monitoring and Effluent Limits – Metal Mining Sector Regulations* (Reg. O. 560/94) (gouvernement de l'Ontario 1990a), certaines installations du secteur FAMC qui rejettent des effluents dans l'environnement sont tenues de déclarer au MECP (anciennement ministère de l'Environnement et du Changement climatique) les rejets mensuels de zinc vers le milieu récepteur (en charges de Zn_T). Les charges de zinc sont déclarées pour les effluents de traitement (Ontario 2016) et les données sont disponibles pour l'installation 7. On a déterminé que les CEE variaient de 1,4 à 2,4 µg Zn/L selon la méthode décrite à la section 7.4.2, en utilisant la concentration de fond médiane de Zn_T pour le plan d'eau récepteur correspondant.

Les valeurs mesurées de dureté et de pH étaient disponibles pour les 5 installations assujetties au REMMMD. Cependant, les données sur le COD n'étaient pas

disponibles, et par conséquent les tendances centrales de l'écozone, pour ce qui est des données FMT, ont été appliquées, selon l'approche décrite à la section 7.4.2. Les CESE médianes résultantes dans les zones exposées allaient de 37 à 190 µg/L et les CESE médianes dans les zones de référence allaient de 11 à 40 µg/L. Le tableau G-4 présente des détails sur les FMT choisis pour ces zones et les CESE correspondantes.

7.4.5 Sidérurgie

On compte 15 installations sidérurgiques au Canada, dont 9 en Ontario. La principale utilisation du zinc en sidérurgie est le revêtement des produits du fer et de l'acier pour les rendre résistants à la corrosion et à la rouille. Ce procédé, connu sous le nom de galvanisation, représente environ 48 % de l'utilisation mondiale du zinc (RNCan 2007). En 2008, de 0,1 t à plus de 10 t de composés du zinc ont été importées au Canada pour utilisation dans le secteur de la sidérurgie (Environnement Canada 2009a). De 2011 à 2015, les rejets annuels de composés du zinc dans l'eau, déclarés à l'INRP par le secteur de la sidérurgie, allaient de 10 à 16 t (INRP 2016).

Les études de surveillance de l'eau du port de Hamilton, à proximité de plusieurs installations sidérurgiques, entre 2000 et 2014, ont fait état de fortes concentrations de zinc dans les sédiments. Alors que les concentrations de zinc (moyennes) avaient diminué dans certaines zones au fil du temps, elles demeuraient élevées à d'autres sites. Les concentrations de zinc supérieures au niveau d'effet probable, selon les Recommandations canadiennes pour les sédiments, dans la plupart des secteurs du port sont indicatrices d'un potentiel d'effets nocifs sur le biote benthique (Milani et coll. 2017). Les concentrations mesurées de zinc dans les sédiments du fleuve Saint-Laurent en amont et en aval des sources d'effluents d'une installation sidérurgique montrent que les concentrations de zinc variaient de 0,481 à 2,180 mg/kg, ce qui était bien inférieur à la recommandation pour les sédiments, soit 123 mg/kg (RCQS1999).

En vertu du règlement ontarien *Effluent Monitoring and Effluent Limits – Iron and Steel Manufacturing Sector Regulations* (Reg. O. 214/95) (gouvernement de l'Ontario 1990b), les installations du secteur de la sidérurgie qui rejettent des effluents dans l'environnement sont tenues de déclarer au ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario les rejets mensuels de zinc (en charges de Zn_T) dans le milieu récepteur. Les charges de zinc sont déclarées trimestriellement par l'industrie et les données de 2012 à 2014 pour les effluents de procédé, les effluents d'eau de refroidissement à circuit ouvert et les effluents combinés (Ontario 2016) ont été analysées. Les données sur les rejets des installations ontariennes dans les Grands Lacs ont été utilisées comme scénario d'exposition représentant l'ensemble du secteur de la sidérurgie.

Les concentrations estimées dans le milieu aquatique (CEA) basées sur le Zn_T ont été calculées en additionnant les concentrations annuelles moyennes pour chaque effluent à l'aide des données soumises trimestriellement par l'industrie entre 2012 et 2014 (Ontario 2016), puis en appliquant un facteur de dilution de 10 à la concentration totale dans les effluents. Les CEE ont ensuite été calculées (tableau 7-1) en additionnant les

CEA et la concentration de fond médiane appropriée de zinc total (tableau G-1), selon la méthode décrite à la section 7.4.2.

Tableau 7-1. Valeurs CEE calculées pour le Zn_T dans le secteur de la sidérurgie, d'après les concentrations dans les effluents de 2012 à 2014 (Ontario 2016)

Installation	Année	Charge annuelle de Zn _T (kg) ^a	Concentration moyenne de Zn _T dans les effluents dilués ($\mu\text{g}/\text{L}$) ^b	Concentration de fond médiane de Zn _T ($\mu\text{g}/\text{L}$)	CEE ($\mu\text{g Zn/L}$)
1	2012	4 414	5,1	0,200	5,3
1	2013	4 338	4,9	0,200	5,1
1	2014	4 640	4,8	0,200	5,0
2	2012	6 044	12,0	0,370	12,4
2	2013	7 857	18,0	0,370	18,4
2	2014	6 536	13,0	0,370	13,4
3	2012	830	2,2	0,370	2,5
3	2013	400	1,4	0,370	1,7
3	2014	172	1,0	0,370	1,3
4	2012	708	7,2	0,445	7,6
4	2013	660	8,0	0,445	9,0
4	2014	670	7,2	0,445	7,7

^a Le calcul des charges annuelles totales est basé sur les charges mensuelles déclarées au MECP de l'Ontario pour trois types d'effluents (effluents de procédé, eau de refroidissement à circuit ouvert et effluents combinés).

^b Concentration moyenne dans les effluents calculée pour trois types d'effluents (effluents de procédé, eau de refroidissement à circuit ouvert et effluents combinés), avec application d'un facteur de dilution de 10.

Des FMT représentatifs pour chaque site ont été sélectionnés selon l'approche décrite à la section 7.4.2 pour calculer les CESE propres aux sites dans le secteur de la sidérurgie (tableau G-5). Les CESE obtenues pour ce secteur variaient de 9,3 à 20 $\mu\text{g}/\text{L}$. Le tableau G-5 fournit des détails sur les FMT et les CESE correspondantes calculées.

7.4.6 Eaux usées

Les rejets d'effluents dans les eaux de surface par les systèmes de traitement des eaux usées (STEU) peuvent contenir du zinc, même si les eaux usées ont subi un traitement. Le zinc contenu dans les influents des STEU, et par conséquent les effluents, provient de produits de consommation et des utilisations commerciales ou industrielles, et non du traitement des effluents. De 2011 à 2015, les rejets annuels de zinc et de ses

composés dans l'eau par les STEU, déclarés à l'INRP, variaient de 11 à 130 t (section 5) (INRP 2016).

Les données de surveillance des effluents ont été recueillies dans le cadre du Programme de monitoring et de surveillance de l'environnement (PMSE), qui s'inscrit dans le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC), auprès de 25 STEU situés dans tout le Canada, de février 2009 à mars 2012 (Environnement Canada 2009 à 2012). Un total de 191 échantillons d'influents bruts, de 90 échantillons d'effluents primaires et de 191 échantillons composites finals d'effluents sur 24 h ont été prélevés et analysés pour le Zn_T. Le zinc a été détecté dans tous les échantillons, à des concentrations variant de 19,2 à 337 µg Zn/L dans les influents bruts, de 22,4 à 154 µg Zn_T/L dans les effluents primaires et de 0,682 à 133 µg Zn_T/L dans les effluents finals. Les valeurs médianes des concentrations étaient de 81,4 µg Zn_T/L pour les influents bruts, de 59,1 µg Zn_T/L pour les effluents primaires et de 25,2 µg Zn_T/L pour les effluents finals. Le pourcentage médian d'élimination du zinc, des influents aux effluents finals, était de 67,0 %.

Les CEE pour le secteur des eaux usées ont été calculées pour 21 STEU qui rejettent des effluents dans l'eau douce (tableau 7-10). Les CEE ont été calculées en appliquant un facteur de dilution de 10 aux concentrations finales dans les effluents et en additionnant les concentrations médianes de fond de zinc (tableau 7-1) correspondantes, pour chaque installation.

Tableau 7-2. Valeurs CEE calculées pour le Zn_T pour le secteur des eaux usées, d'après les concentrations dans les effluents de 21 STEU au Canada, de 2009 à 2012 (Environnement Canada, de 2009 à 2012)

STEU	Taille de l'échantillon	Plage de concentrations dans les effluents diluées (µg Zn _T /L)	Concentration de fond médiane (µg Zn _T /L)	Plage des CEE (µg Zn _T /L)
1	5	0,735-2,95	2,3	3,0-5,2
2	12	0,23-6,18	2,0	2,2-8,2
3	6	0,110-1,71	0,22	0,34-1,9
4	6	0,343-1,49	2,0	2,4-3,5
5	24	0,511-2,46	3,5	4,0-6,0
6	6	0,195-2,37	2,0	2,2-4,4
7	6	0,852-9,73	2,3	3,1-12
8	6	0,0682-3,65	1,0	1,1-4,7
9	12	1,42-2,00	2,0	3,4-4,0
10	24	2,04-4,94	2,0	4,0-7,0
11	11	2,12-2,72	0,77	2,9-3,5
12	12	1,93-4,13	0,22	2,2-4,4
13	12	1,07-8,09	0,20	1,3-8,3
14	6	1,88-9,71	0,370	2,25-10,1

STEU	Taille de l'échantillon	Plage de concentrations dans les effluents diluées ($\mu\text{g Zn}_T/\text{L}$)	Concentration de fond médiane ($\mu\text{g Zn}_T/\text{L}$)	Plage des CEE ($\mu\text{g Zn}_T/\text{L}$)
15	12	3,00-5,56	2,0	5,0-7,6
16	6	1,4-3,00	0,370	1,77-3,37
17	12	1,99-5,81	0,370	2,36-6,18
18	6	0,929-2,53	0,370	1,30-2,90
19	12	5,44-6,93	3,5	8,9-10
20	24	2,74-4,94	3,5	6,2-8,4
21	12	4,04-6,05	1,0	5,0-7,0

Les CESE propres aux sites obtenues pour le secteur des eaux usées variaient de 6,0 à 65 $\mu\text{g/L}$ et ont été déterminées selon l'approche décrite à la section 7.4.2. Le tableau G-6 fournit des détails sur les FMT et les CESE correspondantes calculées.

7.5 Caractérisation des risques pour l'environnement

L'approche adoptée dans la présente ébauche d'évaluation préalable consistait à examiner les données d'évaluation et à proposer des conclusions fondées sur le poids de la preuve et le principe de précaution. Des données ont été obtenues pour déterminer le risque potentiel du zinc pour l'environnement canadien. Les éléments de preuve examinés comprennent, notamment, ceux qui sont évalués dans la présente évaluation et qui soutiennent la caractérisation des risques pour l'environnement au Canada. Sont également pris en compte, lorsqu'il y en a, les éléments de preuves secondaires ou indirects, y compris les décisions réglementaires et la classification des dangers ou les caractéristiques du devenir déterminées par d'autres organismes de réglementation. Cette évaluation environnementale préalable du zinc et de ses composés porte expressément sur le groupement zinc.

7.5.1 Analyses des quotients de risque

Les analyses des quotients de risque ont consisté à comparer des données de surveillance et des estimations de l'exposition selon des scénarios réalistes des pires conditions (CEE; voir la section Évaluation de l'exposition environnementale) avec l'information sur l'écotoxicité (CESE; voir la section Évaluation des effets sur l'environnement) pour déterminer si le zinc peut être nocif pour l'environnement au Canada. Pour obtenir les quotients de risque (QR), on a divisé les valeurs CEE par les CESE pour les milieux environnementaux et les scénarios d'exposition connexes. Plus précisément, on a calculé des QR pour le milieu aquatique (c.-à-d. les eaux de surface) pour les scénarios d'exposition décrits à la section 7.4 pour quatre secteurs d'activité, à savoir les mines de métaux, la fusion et l'affinage des métaux communs, la sidérurgie et le traitement des eaux usées. Les CEE ont été établies à partir des concentrations mesurées ou estimées de zinc total (Zn_T) dans les eaux de surface. Les CESE propres aux sites ont été calculées à l'aide de la RCQE à long terme pour les organismes

aquatiques (CCME 2018b), à partir des concentrations mesurées ou estimées des FMT.

Les résultats de la caractérisation des risques réalisée pour les quatre activités sectorielles considérées dans la présente évaluation indiquent que les QR médians étaient supérieurs à 1 pour certaines installations du secteur des mines de métaux, et proches de 1 ou légèrement supérieurs pour certaines installations combinées (fonderies et affineries de métaux communs/mines de métaux). Des QR médians inférieurs à 1 ont été observés pour le secteur de la sidérurgie et celui des eaux usées.

Tableau 7-3. Quotient de risque (QR) calculé dans les eaux de surface, pour les scénarios d'exposition pour quatre secteurs d'activité

Secteur	Installations	Années	Plage des CEE médianes et moyennes ^d ($\mu\text{g Zn/L}$)	Plage des CESE médianes ^d ($\mu\text{g Zn/L}$)	Plage des QR médians et moyens ^d
Mines de métaux	116	2011-2015	0,210-215	5,7-329	0,0036-1,7
Mines de métaux ^a	7	2011-2015	13,8-253	15,2-180	0,38-5,6
Fusion et affinage des métaux communs ^b	6	2011-2015	2,30-122	36,0-186	0,012-1,1
Fusion et affinage des métaux communs ^c	1	2012-2014	0,025 to 3,64	7,53-15,1	0,00-0,0004
Sidérurgie	4	2012-2014	1,4-18	9,3-20	0,067-0,89
Eaux usées	21	2009-2012	1,1-9,7	6,0-65	0,076-0,69

^a Les 7 sites sont ceux qui ont été choisis pour l'analyse des données du programme ESEE en vertu du REMM et constituent un sous-ensemble des installations qui ont fait des déclarations conformément au REMMMD entre 2011 et 2015. Ces données ne sont pas incluses dans le résumé concernant les 116 sites du secteur des mines de métaux.

^b Dans les installations FAMC assujetties au REMMMD, leurs effluents sont combinés à ceux des mines.

^c Installations FAMC qui ne sont pas assujetties au REMMMD.

^d La plage des QR médians et moyens représente les QR médians et moyens calculés sur la base des installations. Les moyennes sont déclarées pour les CEE et les QR dans le secteur de la sidérurgie.

La plage des QR médians présentés dans les figures 7-3 et 7-4 pour ces deux secteurs a été calculée à l'aide des concentrations médianes de Zn_T pour toutes les données de surveillance et d'exposition propres aux sites (CEE) et pour les CESE propres aux installations, d'après les FMT propres aux sites. De même, les QR de référence ont été obtenus en comparant les données des sites de surveillance et de référence aux CESE basées sur les FMT propres aux sites. Comme on le voit dans les figures 7-3 et 7-4, les QR dans les zones exposées peuvent être considérablement plus élevés que dans les zones de référence, mais pas pour tous les sites. La chimie de l'eau dans les zones exposées et les zones de référence diffère de telle sorte que les CESE pour les zones exposées sont souvent plus élevées (p. ex., CESE médianes dans les zones exposées par rapport aux CESE médianes dans les zones de référence, dans les tableaux G-3 et G-4).

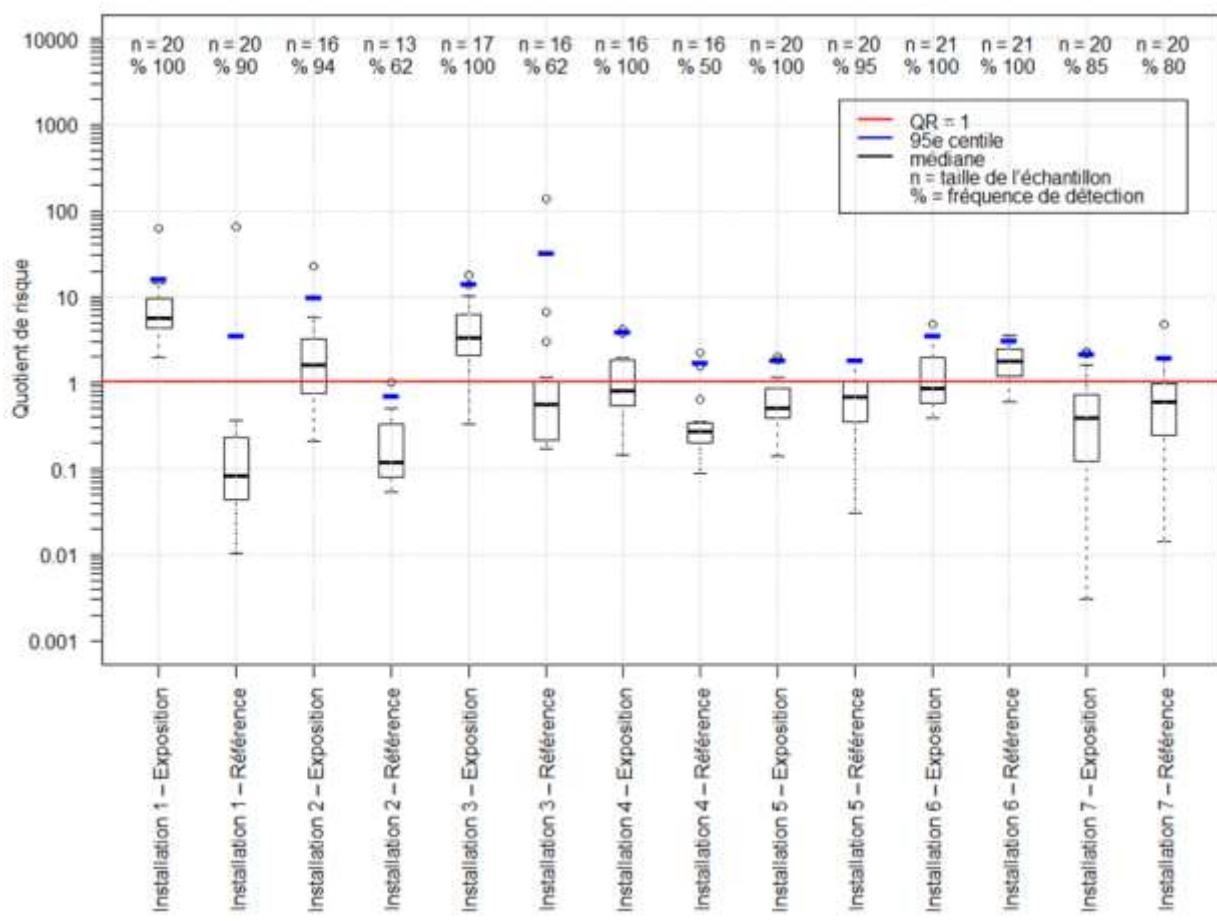


Figure 7-3. Diagrammes de quartiles des quotients de risque, dans le secteur des mines de métaux, pour 7 installations assujetties au REMMMD, de 2011 à 2015 (ESEE 2016)

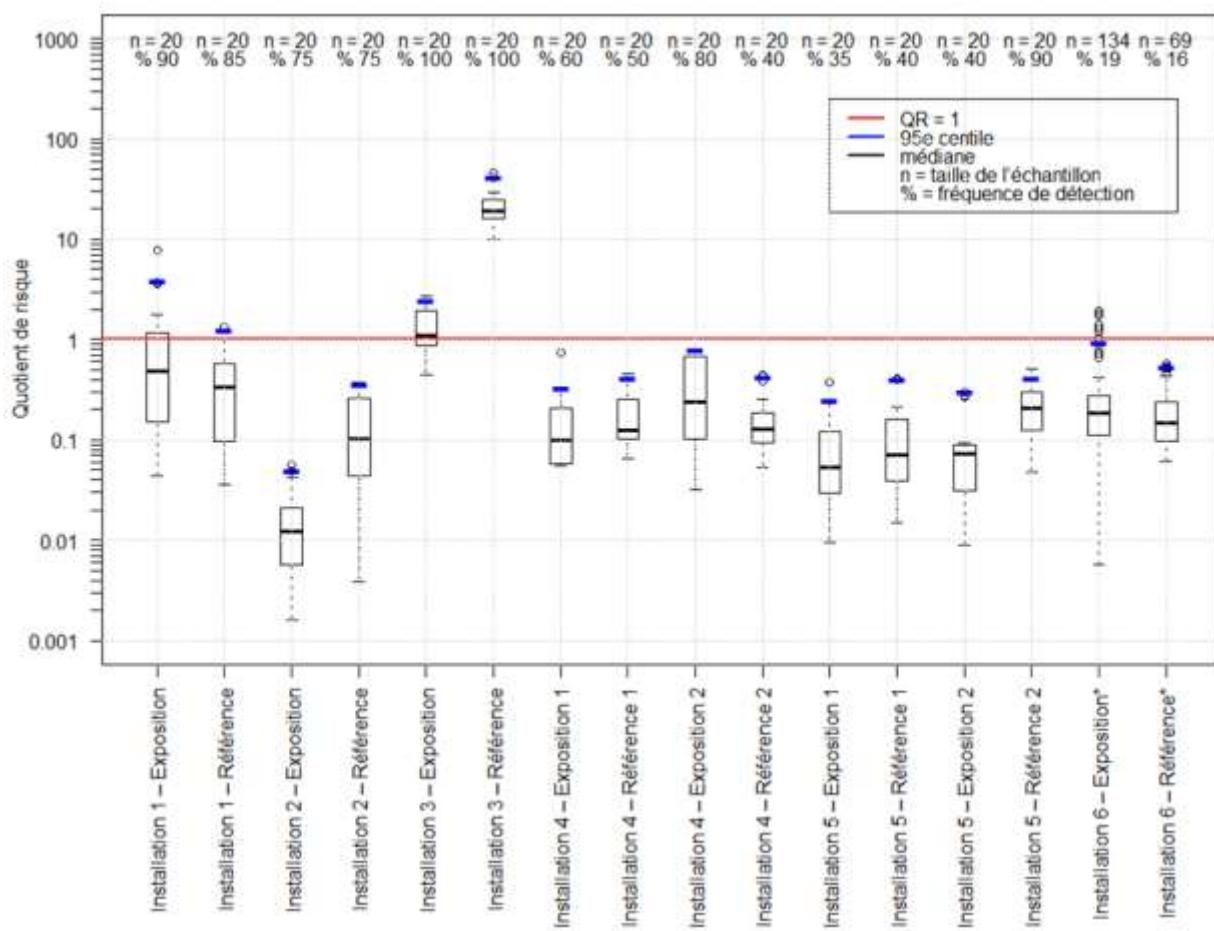


Figure 7-4. Diagrammes de quartiles pour les quotients de risque pour le secteur de la fusion des métaux communs, pour 5 installations assujetties au REMMMD, de 2011 à 2015, et pour une fonderie non assujettie au REMMMD, de 2012 à 2014 (ESEE 2016; EEC Ltd et LAC Ltd 2014)

7.5.2 Examen des éléments de preuve

Pour caractériser les risques environnementaux posés par le zinc et ses composés, on a tenu compte des données techniques de diverses sources (comme il est discuté dans les sections pertinentes du présent rapport) et on les a pondérés qualitativement. Les principaux éléments de preuve qui sous-tendent la conclusion de l'évaluation sont présentés au tableau 7-3 accompagnés d'une analyse globale du poids de la preuve fournie à la section 7.5.3. 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 dans l'élément de preuve. La pertinence indique dans quelle mesure un élément de preuve influe sur le potentiel d'effets nocifs sur l'environnement au Canada. Les qualificatifs utilisés dans l'analyse allaient de faible à élevé, la pondération attribuée ayant cinq niveaux.

Tableau 7-4. Principaux éléments de preuve pondérés pris en compte pour déterminer le potentiel de nocivité du zinc et de ses composés pour l'environnement canadien

Élément de preuve	Niveau de confiance	Pertinence pour l'évaluation	Niveau de pondération
Persistante dans l'environnement	Élevé	Élevée	Élevé
Bioaccumulation dans les organismes aquatiques et terrestres	Élevé	Faible	Modéré
Mode d'action et/ou autres données non apicales	Modéré	Faible	Faible à modéré
CESE pour les organismes aquatiques dans les eaux de surface	Élevé	Élevée	Élevé
CESE pour les organismes aquatiques dans les sédiments	Modéré	Faible	Faible à modéré
Facteurs modifiant la toxicité (dureté, pH et COD)	Élevé	Élevée	Élevé
Données de surveillance pour déterminer les concentrations dans les effluents des eaux usées	Modéré	Élevée	Modéré à élevé
Données de surveillance pour déterminer les concentrations dans les eaux de surface	Élevé	Élevée	Élevé
CEE dans les eaux de surface – mines de métaux	Élevé	Élevée	Élevé
CEE dans les eaux de surface – fusion et affinage des métaux communs	Modéré	Élevée	Modéré à élevé
CEE dans les eaux de surface – sidérurgie	Modéré	Élevée	Modéré à élevé
CEE dans les eaux de surface – secteur du traitement des eaux usées	Modéré	Élevée	Modéré à élevé
Valeurs de QR pour les eaux de surface	Élevé	Élevée	Élevé

7.5.3 Pondération et détermination du risque de causer des effets nocifs sur l'environnement au Canada

Une fois rejetés dans l'environnement, le zinc et ses composés peuvent se dissoudre, se dissocier ou se dégrader pour libérer le groupement zinc qui est infiniment persistant et peut par conséquent s'accumuler dans l'environnement au fil du temps, entraînant une exposition prolongée dans le milieu naturel. Le zinc est un élément essentiel qui peut se bioaccumuler dans certains organismes. Cependant, il n'existe aucun élément prouvant sa bioamplification dans les écosystèmes. Dans le milieu aquatique, le zinc peut se trouver sous forme dissoute et particulaire, se répartissant entre la colonne d'eau et les sédiments. La spéciation du zinc dans les eaux de surface dépend de la composition et de la qualité des eaux réceptrices. L'ion libre Zn^{2+} est généralement considéré comme l'espèce de base pour exprimer la biodisponibilité et la toxicité du zinc et il est prédominant dans des conditions de pH faible, d'alcalinité faible et d'oxygène dissous élevé. Cependant, lors du calcul des CESE, on a tenu compte des trois principaux FMT pour le zinc dans les eaux de surface, c'est-à-dire la dureté, le pH et le carbone organique dissous, qui influent sur la spéciation et la biodisponibilité du zinc et, par conséquent, sur sa toxicité chronique pour les organismes aquatiques.

Le zinc est rejeté dans le milieu aquatique par de nombreuses industries, y compris les mines de métaux. Les données de surveillance des eaux de surface obtenues dans le cadre du REMMMD indiquent que les mesures détectables du Zn_T étaient plus fréquentes dans les zones exposées que dans les zones de référence correspondantes au Canada (tableau G-3). Les données de surveillance pour 7 mines de métaux incluses dans l'analyse des sites indiquent un enrichissement en zinc dans les zones exposées de certaines installations lorsqu'on compare les concentrations médianes dans les zones exposées à celles dans les zones de référence. L'analyse des sites montre qu'il y a certaines installations dans le secteur des mines de métaux dont les CEE dépassent les CESE (calculées à l'aide des FMT propres aux sites), ce qui indique qu'il peut y avoir des effets chroniques sur les organismes aquatiques.

Il y avait 5 installations FAMC assujetties au REMMMD de 2011 à 2015, en raison de la combinaison de leurs effluents avec ceux de mines de métaux, et deux installations non assujetties au REMMMD. Pour trois des installations FAMC qui combinent leurs rejets, aucune CEE n'a dépassé les CESE correspondantes, tandis que deux installations du secteur FAMC (installations 1 et 3) présentaient des CEE qui dépassaient les CESE. Cependant, les valeurs de référence pour l'installation 3 indiquent que cela pourrait être dû à des concentrations géochimiques élevées de zinc. Les niveaux d'exposition élevés pour l'installation 1 indiquent que les activités FAMC ou minières à ce site contribuent à des effets chroniques potentiels sur les organismes aquatiques. De plus, les concentrations dans les sédiments de l'installation 6 (1 754 mg/kg), qui n'est pas assujettie au REMMMD, sont bien au-delà du niveau d'effet potentiel provisoire pour les sédiments (315 mg/kg).

Ces renseignements indiquent que le zinc et les composés solubles du zinc peuvent être nocifs pour l'environnement au Canada.

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

Des scénarios d'exposition aux eaux de surface ont été élaborés pour quatre secteurs d'activité (mines de métaux, fusion et affinage des métaux communs, sidérurgie, traitement des eaux usées), mais plusieurs autres utilisations ou secteurs d'activité peuvent rejeter du zinc dans l'environnement et les eaux de surface. Cependant, ces quatre secteurs ont déclaré des rejets directs de zinc et de ses composés dans les eaux de surface à l'INRP, et étaient les principaux secteurs d'intérêt, vu l'importance des rejets déclarés. Au moment de l'élaboration du présent document, on ne disposait pas de suffisamment de données pour évaluer pleinement certains des autres secteurs qui sont des sources de zinc dans l'environnement (p. ex., le secteur des pâtes et papiers).

Les CEE pour le secteur de la sidérurgie, celui du traitement des eaux usées et dans certains cas, celui de la fusion et de l'affinage des métaux communs ont été modélisées à partir des concentrations dans les effluents. Par conséquent, les concentrations de fond représentatives pour les sites de rejet ont été ajoutées à la concentration aquatique estimée pour un site particulier. Bien que les valeurs de fond propres aux sites ne soient pas systématiquement disponibles, des concentrations de fond

représentatives correspondant aux écozones des sites ont été calculées selon l'approche proposée par Kilgour & Associates (2016) et ont fourni des estimations de fond现实的 pour les sites particuliers.

Les CESE pour les eaux de surface ont été calculées à l'aide de l'équation de la RCQE à long terme pour le zinc, récemment publiée par le CCME (2018b), et elles tiennent compte des données sur la dureté, le pH et le COD pour des stations de surveillance ou des sites spécifiques. Les données sur les FMT n'étaient pas toujours disponibles ou étaient de qualité insuffisante (p. ex., petite taille de l'échantillon) pour certains sites ou stations de surveillance, et des valeurs FMT spécifiques ont dû être estimées. Au besoin, des estimations correspondant aux écozones des sites ont été établies selon l'approche proposée par Kilgour & Associates (2016) pour obtenir des estimations现实的. Dans le cas des Grands Lacs, les estimations étaient fondées sur les moyennes géométriques de chaque lac pour des FMT spécifiques.

Les CESE propres aux différents sites qui tiennent compte des FMT sont des prédicteurs plus précis de la biodisponibilité et de la toxicité chronique du zinc pour les organismes aquatiques dans les eaux de surface. Cependant, les FMT peuvent atténuer la toxicité du zinc, et le risque pour les organismes aquatiques n'est pas nécessairement observé dans la colonne d'eau dans certaines conditions.

8. Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

8.1 Évaluation des effets sur la santé

Caractère essentiel

Le zinc est un élément essentiel pour la santé humaine (ATSDR 2005). Le zinc est vital pour la fonction de plus de 300 métalloenzymes, qui participent au maintien des fonctions catalytiques, à la stabilité structurelle et aux fonctions régulatrices (Bel-Serrat et coll. 2014; ATSDR 2005). De plus, le zinc participe à la synthèse de l'ADN et de l'acide ribonucléique (ARN) et à la prolifération cellulaire (ATSDR 2005).

La carence en zinc est associée à un large éventail de symptômes cliniques, y compris la dermatite, l'anorexie, le retard de croissance, une mauvaise cicatrisation, l'hypogonadisme avec une capacité reproductive altérée, une fonction immunitaire affaiblie et une fonction mentale amoindrie. L'incidence accrue de malformations congénitales chez les nourrissons serait également liée à une carence en zinc chez les mères (ATSDR 2005; IOM 2001). En conséquence, l'Institute of Medicine (IOM) a établi un besoin moyen estimatif (BME) afin d'assurer l'adéquation nutritionnelle de la population générale en Amérique du Nord (tableau H-1, annexe H).

Toxicocinétique et adéquation du biomarqueur

La fraction d'absorption du zinc par le système gastrointestinal (GI) varie de 8 à 81 % (ATSDR 2005). L'absorption moyenne chez l'humain avec une alimentation adéquate est considérée comme étant de 33 % (Roohani et coll. 2013). Les personnes dont

l'alimentation est déficiente en zinc absorbent une plus grande proportion du zinc administré que celles dont l'alimentation est suffisante en zinc (ATSDR 2005).

L'absorption gastrointestinale du zinc dépend fortement de la quantité de zinc dans le tractus gastrointestinal et la présence de ligands. Le phytate est le principal ligand liant le zinc et se retrouve couramment dans les régimes à base de plantes, tels que les produits de son (son de blé, son de riz, son de blé entier, son d'avoine, etc.) et les légumineuses. Le phytate forme des complexes de zinc insolubles causant des effets inhibiteurs pour l'absorption du zinc (Sandstead et Freeland-Graves 2014; Gibson 2012; Lowe et coll. 2009). Une étude chez la souris a indiqué que l'absorption du zinc diminue avec l'âge, l'absorption fractionnelle étant beaucoup plus faible chez les jeunes adultes et les adultes par rapport aux souris sevrées et adolescentes (US EPA 2005). Il n'existe pas de données quantitatives suggérant que le zinc peut être absorbé par la peau intacte, mais on a rapporté une absorption par la peau endommagée ou brûlée (ATSDR 2005, EC 2004). Sur la base d'un système *in vitro*, EC (2004) a rapporté une absorption cutanée de zinc à partir d'une solution de sulfate de zinc et d'une suspension d'oxyde de zinc de 1,6 % et 14,9 %, respectivement. EC (2004) a également rapporté une absorption par inhalation de 40 % de composés de zinc solubles et une absorption par inhalation de 20 % de composés de zinc moins solubles ou insolubles.

Le zinc absorbé se répartit largement dans tout l'organisme. Environ 60 % du zinc dans le corps se trouve dans les muscles squelettiques et 30 % dans les os, qui sont considérés comme des puits de zinc à libération lente. Cependant, contrairement à d'autres éléments comme le fer, il n'existe pas de forme de stockage du zinc qui pourrait être librement rejeté pendant une carence nutritionnelle (Lowe et coll. 2009). On trouve également du zinc dans le foie, le tractus gastrointestinal, les reins, la peau, les poumons, le cerveau, le cœur, le pancréas et le sang (ATSDR 2005). Environ 70 % du zinc en circulation est vaguement lié à l'albumine du plasma/sérum (Roohani et coll. 2013). Le zinc plasmatique/sérique est le zinc le plus actif sur le plan métabolique dans l'organisme (Hess et coll. 2007).

La principale voie d'excrétion du zinc est par les matières fécales, qui assurent l'élimination d'environ 60 à 80 % de l'apport alimentaire quotidien (Dlugaszek et coll. 2011). L'élimination fécale comprend à la fois le zinc alimentaire non absorbé et le zinc rejeté de sources endogènes. Le zinc absorbé par inhalation peut également être éliminé par voie fécale (EC 2004). Dans des études sur des animaux, on a observé que l'élimination fécale dépendait de l'âge, l'élimination fécale la plus élevée ayant été observée chez les souris adultes par rapport aux souris sevrées, adolescentes ou jeunes adultes (US EPA 2005). Environ 3 % du zinc alimentaire est éliminé par l'urine (Dlugaszek et coll. 2011; King et Keen 1999). Certains auteurs ont rapporté jusqu'à 25 % d'élimination du zinc par voie urinaire (US EPA 2005). Pour les scénarios d'exposition chronique, une valeur d'élimination par voie urinaire de 4 % a été estimée sur la base d'études de dosage contrôlé chez les humains (Johnson et coll. 1982; 1993; Jackson et coll. 1984; Turnlund et coll. 1986; Wada et coll. 1985; Wastney et coll. 1986; Lee et coll. 1993; Cunningham et coll. 1994; Iyengar et coll. 1998; Donangelo et coll. 2002; Kim et coll. 2004; 2007). Après avoir analysé la teneur en métaux traces chez des volontaires humains (46 femmes âgées de 8 à 71 ans et 28 hommes âgés de 4 à 83 ans), Dlugaszek et coll. (2011) ont rapporté que le taux d'élimination du zinc par

l'urine est deux fois plus élevé chez les hommes que chez les femmes, et que chez les enfants, ce taux d'élimination est plus élevé que chez les adultes. Selon les modèles cinétiques, l'élimination du zinc est biphasique : une phase initiale rapide avec une demi-vie chez l'humain de $10,2 \pm 1,5$ jour, et une phase plus lente avec une demi-vie de $376 \pm 73,2$ jours (Watson et coll. 1999). Des demi-vies de rétention pulmonaire de 14 heures et de 6,3 heures ont été rapportées dans des études par inhalation chez des animaux (EC 2004).

Dans des études de biosurveillance au niveau des populations, le zinc a été mesuré dans différents fluides et tissus biologiques, notamment l'urine, le sang total, le plasma, le sérum et le lait maternel (Santé Canada [modifié 2013]; AFN 2013; gouvernement de l'Alberta 2010; Alberta Health et Wellness 2008; INSPQ 2004). Le plasma/sérum et l'urine sont tous deux considérés comme des biomarqueurs appropriés pour quantifier l'apport de zinc dans une population (Lowe et coll. 2009). Un groupe d'étude établi par l'Organisation mondiale de la santé (OMS), le Fonds des Nations Unies pour l'enfance (UNICEF), l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) et l'International Zinc Nutrition Consultative Group (IZiNCG) pour examiner les méthodes d'évaluation du zinc dans la population a conclu que la concentration sérique ou plasmatique de zinc est le meilleur biomarqueur disponible qui reflète les apports alimentaires de zinc pendant la carence et la supplémentation en zinc (Benoist et coll. 2007). Les données disponibles indiquent qu'il n'y a pas de différence considérable dans les concentrations plasmatiques et sériques de zinc (Moran et coll. 2012, Lowe et coll. 2009, Hess et coll. 2007). Le ratio approximatif entre le sang total et le plasma/sérum a été calculé à 7:1 par Santé Canada, sur la base des données d'Iyengar et Woittiez (1988), Minoia et coll. (1990), Błażewicz et coll. (2013) et INSPQ (2004 – document non publié). La majeure partie du zinc total dans le sang consiste en zinc dans les érythrocytes. Les concentrations de zinc dans les érythrocytes reflètent l'exposition prolongée au zinc, car la demi-vie biologique du zinc dans les érythrocytes est d'environ 120 jours (OMS 2001). La concentration de zinc dans le sang est régulée par des mécanismes homéostatiques (ATSDR 2005). L'homéostasie est maintenue par la sécrétion de zinc dans le tractus gastrointestinal (élimination fécale), l'absorption du zinc depuis le tractus gastrointestinal, l'élimination du zinc par l'urine, l'échange du zinc avec les érythrocytes et la libération du zinc par les tissus (EC 2004). Cependant, des méta-analyses basées sur des études de supplémentation ont fait état d'associations positives entre les apports de zinc et les concentrations plasmatiques/sériques de zinc, ce qui indique que la concentration plasmatique/sérique de zinc peut être utilisée comme biomarqueur quantitatif de l'exposition au zinc dans une population (Lowe et coll. 2012; Moran et coll. 2012; Lowe et coll. 2009; Hess et coll. 2007). À l'inverse, les données sur la relation entre l'apport et le zinc dans les érythrocytes ou le sang total sont très limitées (Lowe et coll. 2009).

Les concentrations de zinc dans l'urine ont également été considérées comme étant un biomarqueur d'exposition approprié pendant la supplémentation (Lowe et coll. 2009; Wastney et coll. 1986). Lowe et coll. (2009) ont rapporté une augmentation statistiquement significative de l'élimination urinaire du zinc pendant la supplémentation. À l'aide d'une technique de traçage isotopique, King et coll. (2001) ont rapporté que les concentrations de zinc dans le plasma et l'urine diminuent de façon significative durant

une carence extrême en zinc (diminution de 65 % et 96 % pour le plasma et l'urine, respectivement) et par conséquent, ces biomarqueurs (particulièrement la concentration urinaire en zinc) pourraient ne pas être appropriés pour quantifier l'exposition lorsque les apports en zinc sont insuffisants sur le plan nutritif. Cependant, la présente évaluation préalable ne porte pas sur la carence en zinc.

D'après l'examen des données disponibles, on a déterminé que la concentration de zinc dans l'urine pourrait être un biomarqueur plus fiable que la concentration de zinc dans le sang pour étudier l'exposition au zinc, en raison de la régulation homéostatique du zinc dans le sang. En général, la concentration de zinc dans le sang est maintenue à un niveau constant par les mécanismes homéostatiques lorsqu'il y a un apport excessif de zinc. De plus, il existe peu d'études sur l'efficacité du sang total comme biomarqueur pour quantifier l'exposition. Certaines analyses et méta-analyses systématiques ont indiqué que la concentration de zinc dans les érythrocytes, qui est le principal composant du zinc total dans le sang, ne présente pas une bonne corrélation avec les niveaux d'apport en zinc (Lowe et coll. 2009; 2013). Par conséquent, la concentration urinaire de zinc sera considérée comme le biomarqueur le plus approprié pour quantifier l'exposition dans la caractérisation du risque posé par le zinc et ses composés.

Effets sur la santé

Santé Canada a étudié le zinc afin d'établir des limites quant à la quantité de zinc permise dans les multivitamines et les suppléments minéraux (Santé Canada [modifié 2018a]) et dans les aliments enrichis (Santé Canada [modifié 2016b]), et pour établir des recommandations pour la qualité du sol (CCME 2018a), et également des recommandations pour l'eau potable à titre d'objectif esthétique (Santé Canada [modifié 2017b]). De plus, les effets du zinc sur la santé ont été évalués par d'autres organisations internationales (EFSA 2006; US EPA 2005; ATSDR 2005; EC 2004; OMS 2003; IOM 2001; JECFA 1982). Ces évaluations ont été utiles pour caractériser les effets sur la santé dans la présente évaluation préalable. Une recherche dans la littérature a été réalisée à partir de l'année précédant la plus récente évaluation (c.-à-d. l'étude de l'EFSA de 2006; donc à partir de 2005). On n'a relevé aucune étude des effets sur la santé, étude qui aurait pu influer sur la caractérisation des risques (c.-à-d. donnant lieu à des critères d'effet critique différents ou à des points de départ plus faibles que ceux qui sont énoncés dans les évaluations et études existantes).

La présente évaluation des risques porte sur les effets sur la santé associés à une exposition excessive au zinc dans la population générale, plutôt que sur les effets nocifs, sur la santé, de la carence en zinc. Plusieurs organisations internationales ont déjà établi des valeurs indicatives d'exposition pour assurer une protection contre la toxicité du zinc. L'IOM a établi un apport maximal tolérable (AMT) pour différents groupes d'âge de la population de l'Amérique du Nord. L'IOM n'a pas établi d'AMT distinct pour les femmes enceintes et allaitantes, parce que les données étaient insuffisantes pour justifier un AMT différent. Par conséquent, le même AMT établi pour les adolescents et les adultes a été utilisé pour les femmes enceintes et allaitantes (IOM 2001). De plus, l'Environmental Protection Agency des États-Unis (US EPA 2005)

a établi une dose de référence (DRf) et l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR 2005) a établi un niveau de risque minimal (NRM). En 1982, le Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires (JECFA) a proposé une dose journalière maximale tolérable provisoire (DJMTP). L'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) a établi un AMT pour assurer la sécurité des aliments enrichis et des suppléments alimentaires contenant du zinc (EFSA 2006). L'Union européenne a également publié un rapport d'analyse des risques (RAR) posés par le zinc (EC 2004). Le Comité scientifique de l'UE pour la sécurité des consommateurs a récemment publié un document d'avis portant expressément sur la pyritthione de zinc (SCCS 2018). Après avoir consulté les études humaines disponibles, l'Organisation mondiale de la santé (OMS 2003) a conclu qu'il n'est pas nécessaire d'établir une recommandation sanitaire pour l'eau potable concernant du zinc. Ces valeurs indicatives d'exposition et les points de départ critiques énoncés dans le rapport d'analyse des risques de l'Union européenne sont résumées dans le tableau H-1 de l'annexe H.

La majorité des valeurs indicatives d'exposition dans le cas d'un apport excessif de zinc ont été établies sur la base de l'état du cuivre réduit chez les adultes avec un facteur d'incertitude pour tenir compte de la variabilité interindividuelle (EFSA 2006; US EPA 2005; ATSDR 2005; IOM 2001; JECFA 1982). Comme le montre le tableau H-1 de l'annexe H, les études de supplémentation chez les humains réalisées par Fischer et coll. (1984), Yadrick et coll. (1989), Milne et coll. (2001) et Davis et coll. (2000) ont été utilisées comme études clés pour le choix des critères d'effet afin d'établir les valeurs indicatives d'exposition. Dans toutes ces études, les personnes ont reçu une alimentation basale avec supplément de 50 mg de Zn/j pendant une durée d'exposition allant de 6 à environ 13 semaines. La teneur en zinc de l'alimentation basale variait de 3 à 15,9 mg Zn/j. Bien que ces études n'aient pas montré de diminution significative des concentrations plasmatiques de cuivre, la réduction de la teneur en cuivre a été mesurée par la surveillance de l'activité du superoxyde dismutase à cuivre-zinc dans les erythrocytes (SOD-E), qui est un indicateur de l'état du cuivre. La réduction des concentrations de cuivre n'a pas été jugée négative, mais elle pourrait être indicative d'effets plus graves à des doses plus élevées (US EPA 2005). De plus, l'état du cuivre réduit est rarement rapporté chez les humains (IOM 2001). Compte tenu de ces observations, toutes les valeurs indicatives d'exposition décrites ci-dessus, sauf l'AMT de l'IOM, ont considéré la dose supplémentaire de 50 mg Zn/j comme une dose sans effet nocif observé (DSENO). L'EPA (2005), l'ATSDR (2005) et l'EFSA (2006) n'ont pas tenu compte des changements subcliniques de l'état du cuivre (c.-à-d. une diminution de l'activité de la SOD-E) dans les études de supplémentation chez les humains comme étant indicateurs effets nocifs. Ainsi, la dose supplémentaire de 50 mg/j et l'apport alimentaire de 10 mg/j (0,91 mg/kg p.c./j) ont été considérés comme une DSENO dans le calcul des valeurs indicatives d'exposition. Par contre, l'AMT de l'IOM considère comme une DMENO la diminution de l'activité de la SOD-E signalée à la dose supplémentaire de 50 mg Zn/j (avec un apport alimentaire moyen de 10 mg/j) (IOM 2001).

Dans le rapport d'analyse des risques de l'UE (EC 2004), on a également considéré comme une DSENO la dose supplémentaire de 50 mg Zn/j utilisée dans les études sur

des volontaires humains (Milne et coll. 2001; Davis et coll. 2000; Yadrick et coll. 1989; Fischer et coll. 1984) et on a utilisé cette valeur pour caractériser les risques.

L'évaluation a fourni la justification suivante pour ce choix : les changements de l'activité de la SOD-E rapportés dans Milne et coll. 2001 et Davis et coll. 2000 étaient légers et dans la plage de variation naturelle. Une analyse plus poussée a révélé que lorsque des volontaires ont reçu un supplément de zinc atteignant 50 mg Zn/j, seules les concentrations plasmatiques/sériques de zinc étaient élevées, tandis que les concentrations plasmatiques/sériques de cuivre restaient stables (EC 2004). Les personnes qui présentaient des plasmatiques/sériques réduites de cuivre dans les études susmentionnées sur des volontaires étaient les cohortes faisant partie des groupes dont l'alimentation contenait une faible teneur en cuivre.

Le rapport d'analyse des risques de l'UE (EC 2004) a établi une DMENO de 150 mg Zn/j à partir d'une étude sur des volontaires humains réalisée par Samman et Roberts (1987). Dans cet essai croisé à double insu, 47 volontaires sains (26 femmes et 21 hommes) ont reçu des capsules de sulfate de zinc contenant 220 mg de sulfate de zinc, trois fois par jour avec chaque repas pendant six semaines (soit une dose quotidienne totale de 150 mg Zn; ou 2,0 et 2,4 mg Zn/kg p.c./j pour un poids de 73,9 et 61,3 kg, respectivement, pour les hommes et les femmes). Les femmes semblaient plus sensibles que les hommes aux effets nocifs sur la santé associés à un apport excessif de zinc. Quatre-vingt-quatre pour cent des femmes et 18 % des hommes présentaient des signes cliniques, tels que des maux de tête, des nausées, des vomissements, la perte d'appétit et des crampes abdominales, qui étaient à la base de la DMENO. Selon les auteurs de l'étude (Samman et Roberts), l'inconfort gastrique était associé à un poids corporel plus faible et à la prise des capsules avec de petits repas ou à jeun. Bien que ces signes cliniques aient été jugés nocifs, il est probable que ces effets étaient réversibles. Aucun changement significatif dans les concentrations plasmatiques de cuivre n'a été signalé chez les deux sexes. Cependant, on a observé une diminution de 20 % de l'activité de la SOD-E chez les femmes (Samman et Roberts 1987, 1988).

Dans le rapport d'analyse des risques de l'UE, on a appliqué un facteur d'incertitude de 1 à la DSENO de 50 mg/j dans l'évaluation des risques, car l'étude a été menée avec la sous-population la plus sensible au zinc (c.-à-d. les femmes) et les changements de l'activité de la SOD-E observés par Samman et Roberts (1987) se situaient à l'intérieur des limites de la variation naturelle. Le facteur d'incertitude de 1 est également étayé par des études de supplémentation chez les enfants, dans lesquelles aucun effet sur la santé lié au zinc n'a été observé lorsque les enfants ont reçu un supplément de zinc de l'ordre de 3 à 15 mg/j (apport alimentaire de l'ordre de 10 à 15 mg/j) pendant 4 à 6 mois (Wuehler et coll. 2008; Bertinato et coll. 2013). Les points de départ (DSENO et DMENO) relevés dans le rapport d'analyse des risques de l'UE ne tiennent pas compte des apports alimentaires (environ 10 mg/j) et par conséquent, les effets rapportés à la DMENO se produisent probablement avec un apport légèrement supérieur.

On ne disposait pas d'études sur la reproduction sur une ou deux générations pour le zinc (EC 2004). Dans des études à doses répétées chez des animaux de laboratoire,

les effets sur le développement et la reproduction n'ont été constatés qu'à des doses orales très élevées (ATSDR 2005; EC 2004).

Les données disponibles chez les humains et les animaux, à la suite d'une exposition par voie orale ou par inhalation, sont insuffisantes pour évaluer les associations potentielles entre l'exposition au zinc et le cancer (ATSDR 2005; US EPA 2005; EC 2004). Les études de génotoxicité menées dans divers systèmes d'essai n'ont pas fourni de données prouvant la mutagénicité du zinc. Cependant, de faibles effets clastogènes ont été observés *in vivo* et *in vitro* (ATSDR 2005). Sur la base de ses lignes directrices « Guidelines for Carcinogen Risk Assessment », l'EPA (2005) a déterminé qu'il n'existe pas suffisamment d'information pour évaluer le potentiel cancérogène du zinc.

Bien que la majeure partie des effets de l'exposition par inhalation aux composés de zinc ait été observée au site d'exposition (c.-à-d. l'appareil respiratoire), la nature des effets variait quelque peu selon le type de composé de zinc (ATSDR 2005; EC 2004). L'effet le plus courant de l'exposition par inhalation au zinc métal et à de nombreux autres composés du zinc, comme l'oxyde de zinc, était la « fièvre des métaux », qui a été observée lors d'une exposition professionnelle à des concentrations dans l'air comprises entre 77 et 600 mg Zn/m³. Dans ces études, il était difficile de tenir compte de l'exposition à d'autres métaux et par conséquent l'ATSDR (2005) n'a pas calculé les valeurs NRM par inhalation pour le zinc. L'EPA (2005) n'a pas établi de dose de référence pour l'inhalation en raison de l'insuffisance des données chez les humains et les animaux de laboratoire. Des études ont indiqué que le zinc (principalement sous forme d'oxyde de zinc et de sulfure de zinc), l'un des principaux métaux que l'on trouve dans les particules présentes dans l'air intérieur, est capable de générer des espèces réactives d'oxygène (ERO) qui pourraient provoquer un stress oxydatif (NAS 2016; Fortoul et coll. 2015; Beauchemin et coll. 2014). Cependant, les connaissances spécifiques sur l'association d'une maladie et l'exposition par inhalation de métaux dans les particules sont limitées (Fortoul et coll. 2015).

Selon l'ATSDR (2005), on n'a trouvé aucune étude portant sur les effets respiratoires, cardiovasculaires, gastrointestinaux, musculo-squelettiques, hépatiques, rénaux ou autres effets généraux chez les humains ou les animaux après une exposition cutanée au zinc.

Les points de départ critiques dans le rapport d'analyse des risques de l'UE (EC 2004), y compris la DSENO orale chez les humains de 50 mg Zn/j (0,83 mg Zn/kg p.c./j) et la DMENO de 150 mg/j (2,0 et 2,4 mg Zn/kg p.c./j pour les hommes et les femmes, respectivement) établies sur la base des maux de tête, nausées, vomissements, pertes d'appétit et crampes abdominales, seront repris comme effets critiques pour la caractérisation des risques du zinc et de ses composés pour la santé. L'utilisation des points de départ, au lieu de l'AMT de l'IOM, qui sont les valeurs indicatives d'exposition les plus couramment utilisées pour la population générale en Amérique du Nord, a été corroborée par les résultats de plusieurs études subséquentes chez les nourrissons et les enfants qui ont indiqué la nécessité de revoir les valeurs AMT de l'IOM pour ces groupes d'âge, car les AMT étaient probablement trop faibles (Wuehler et coll. 2008;

Bertinato et coll. 2013). Plusieurs études de supplémentation ou d'enquête alimentaire ont rapporté que l'apport alimentaire seul dépassait l'AMT de l'IOM chez les nourrissons et les enfants (Zlotkin 2006; Wuehler et coll. 2008; Butte et coll. 2010; Rangan et Samman 2012; Bertinato et coll. 2013; Ahluwalia et coll. 2016). Aucune des études qui avaient fourni en supplément à des enfants du zinc (jusqu'à 15 mg/j en plus d'un apport alimentaire > 10 mg/j) n'a signalé d'effet sur la santé lié au zinc (Wuehler et coll. 2008; Bertinato et coll. 2013).

Établissement des équivalents de biosurveillance (EB)

Il n'existe aucune valeur EB ou autre valeur indicative de biosurveillance chez les humains pour le zinc. Par conséquent, les valeurs EB ont été établies pour le zinc aux fins de la présente évaluation et les détails de ces calculs figurent dans Poddalgoda et coll. (2019). Les détails concernant les valeurs indicatives de biosurveillance, leur application dans l'évaluation des risques et les incertitudes connexes se trouvent dans Hays et coll. (2008); Santé Canada [modifié 2016a] et Zidek et coll. (2017).

Un EB est défini comme étant la concentration ou la plage de concentrations d'une substance chimique ou de ses métabolites dans une matrice biologique (sang, urine ou autre) qui est compatible avec une valeur indicative d'exposition existante basée sur la santé, comme une dose de référence (DRf) ou une dose journalière tolérable (DJT) (Hays et coll., 2008). Dans la présente évaluation, les valeurs EB ont été établies pour les points de départ critiques (c.-à-d. la DSENO et la DMENO de 50 et 150 mg/j, respectivement) d'après le rapport d'analyse des risques de l'UE (EC 2004), avec un facteur d'incertitude de 1. Dans l'évaluation des risques faite par l'UE, les valeurs internes pour la DSENO ont été estimées en utilisant les hypothèses les plus pessimistes pour les pourcentages absorbés par différentes voies d'exposition (c.-à-d. 20, 40 et 0,2 % pour la voie orale, l'inhalation et la voie cutanée, respectivement). Cependant, les méthodes utilisées pour établir les EB (corrélation par régression et approche du bilan massique pour le sang et l'urine, respectivement) tiennent compte indirectement de ces paramètres cinétiques et par conséquent il n'est pas nécessaire de tenir compte de ces fractions d'absorption dans la détermination des valeurs EB. Celles-ci ont été établies pour le sang et le zinc urinaire en supposant une exposition à l'état d'équilibre. On peut s'attendre à une exposition à l'état d'équilibre, peu importe la durée de la demi-vie d'élimination, car les personnes sont exposées au zinc plusieurs fois dans la journée par l'ingestion d'aliments.

La valeur EB pour le plasma/sérum établie par Santé Canada était basée sur une corrélation par régression entre les apports oraux de zinc et les concentrations plasmatiques/sériques de zinc (figure 8-1) (Poddalgoda et coll. 2019). Une recherche a été effectuée dans la littérature afin de relever les études qui ont mesuré ou quantifié à la fois l'apport oral de zinc et les concentrations de zinc dans le plasma/sérum. Une soixantaine de données provenant d'études sur la supplémentation et l'épuisement du zinc, effectuées chez des adultes en bonne santé, ont servi de base aux données sous-jacentes dans l'analyse de régression, présentée dans le tableau H-2 de l'annexe H. La régression linéaire s'exprime par la relation mathématique suivante :

concentration plasmatique/sérique ($\mu\text{g Zn/L}$) = $200,83x + 839,49$, $R^2 = 0,58$, $p < 0,001$

où les apports oraux (x) sont en mg Zn/kg p.c./j.

Les valeurs EB pour le plasma et le sérum, pour la DSENO et la DMENO, avec un facteur d'incertitude de 1, d'après le rapport d'analyse des risques de l'UE, étaient de 1,0 et 1,3 mg/L, respectivement. Compte tenu de la cinétique du zinc dans le sang total et le plasma, les valeurs EB pour le sang total pour les mêmes points de départ et les facteurs d'incertitude ont été estimées à 7 et 9 mg/L, respectivement, d'après le facteur de conversion sang total/plasma de 7 (voir la section 8.1.1).

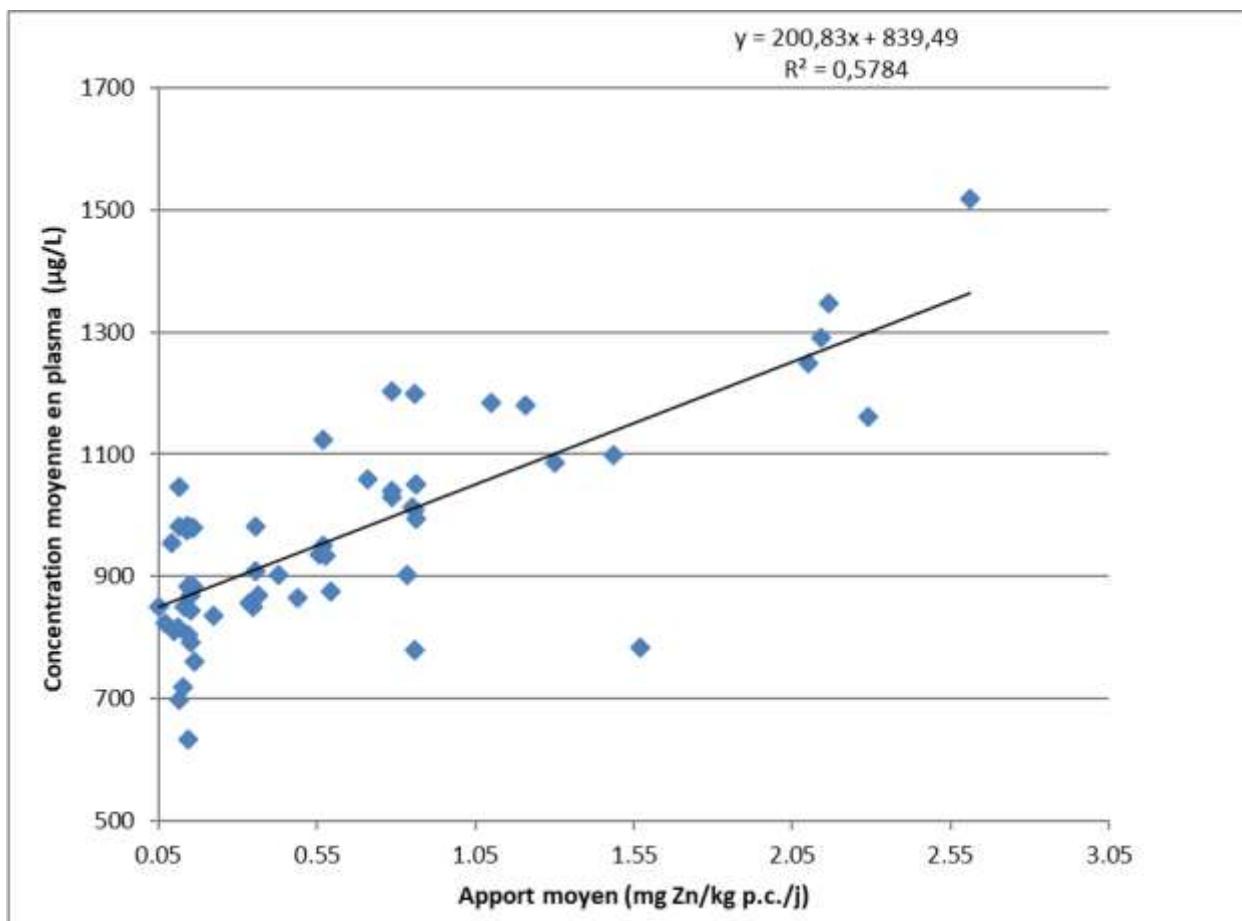


Figure 8-1. Concentration de zinc dans le plasma en fonction de l'apport quotidien, d'après un grand nombre d'études sur la supplémentation et l'apport alimentaire chez les adultes (tableau H-2, annexe H)

L'équation du bilan massique expliquée dans Hays et coll. (2010) a été utilisée pour déterminer la valeur EB urinaire.

$$\text{EB urinaire} = (\text{unité de dose} \times F_{\text{EU}}) / (V_{24} \text{ ou } Cr_{24})$$

où F_{EU} est la fraction d'excrétion urinaire, V_{24} et Cr_{24} sont le volume urinaire et l'excrétion de créatinine sur 24 heures, respectivement. Les valeurs V_{24} et Cr_{24} moyennes pour les hommes et femmes adultes étaient environ de 1,7 L et 1,4 g de créatinine, respectivement. La fraction moyenne d'excrétion urinaire chez les hommes et les femmes adultes a été établie à 4 %, d'après des études à doses multiples contrôlées chez les humains (Johnson et coll. 1982; 1993; Jackson et coll. 1984; Turnlund et coll. 1986; Wada et coll. 1985; Wastney et coll. 1986; Lee et coll. 1993; Cunningham et coll. 1994; Iyengar et coll. 1998; Donangelo et coll. 2002; Kim et coll. 2004; 2007). Les valeurs EB urinaires pour la DSENO et la DMENO d'après le rapport d'analyse des risques de l'UE étaient de 1 693 et 4 488 µg/g de créatinine, respectivement.

Les valeurs EB associées aux valeurs indicatives d'exposition pour les besoins nutritionnels (c.-à-d. la valeur BME de l'IOM) ont également été calculées. Les valeurs EB pour le BME de l'IOM pour les hommes et les femmes étaient de 6,1 et 6,0 mg/L dans le sang total, et de 265 et 204 µg/g de créatinine dans l'urine (Poddalgoda et coll. 2019). Il convient de noter que la concentration totale médiane de zinc dans le sang chez les Canadiens est proche du BME de l'IOM. Les valeurs EB urinaires présentaient une marge plus large entre les effets nutritionnels et toxicologiques par rapport aux valeurs EB pour le sang. La marge étroite entre les valeurs EB pour le sang, pour ce qui est de la nutrition et de la toxicité, est probablement attribuable à la régulation homéostatique des concentrations de zinc dans le sang. Comme la valeur EB urinaire est plus sensible aux changements dans l'apport de zinc que la valeur EB pour le sang, les valeurs EB urinaires pour la DSENO et la DMENO, selon le rapport d'analyse des risques de l'UE, seront utilisées pour la caractérisation du risque.

8.2 Évaluation de l'exposition

Milieux naturels, aliments et eau potable

Le zinc est un élément naturel présent dans tous les milieux de l'environnement au Canada. Par rapport à d'autres métaux, le zinc est présent à des concentrations beaucoup plus élevées dans les milieux naturels, l'eau potable, et dans l'urine et le sang humains. Les aliments sont considérés comme la principale source d'exposition au zinc pour la population générale (ATSDR 2005, CCME 2018a).

D'après les mesures du zinc dans le cadre de l'Étude canadienne sur l'alimentation totale (ECAT) de 1993 à 2007, les apports alimentaires moyens des Canadiens (tous âges confondus, hommes et femmes) étaient stables, variant de 190 à 227 µg/kg p.c./j (Santé Canada [modifié 2011a]). Les nourrissons de 2 à 3 mois présentaient les apports alimentaires moyens les plus élevés (d'après les concentrations dans les préparations pour nourrissons et le lait de vache), variant de 678 à 899 µg/kg p.c./j. Les apports alimentaires de zinc diminuent avec l'âge (en fonction du poids corporel). Les estimations de l'ingestion, fondées sur l'ECAT, n'incluent pas les concentrations dans le lait maternel qui sont une source d'exposition pour les nourrissons allaités. La moyenne et le 95^e centile des apports, soit 246,7 µg/kg p.c./j et 291,2 µg/kg p.c./j, respectivement, ont été calculés pour les nourrissons allaités de 0 à 6 mois, d'après les concentrations

de zinc mesurées dans le lait maternel de 2001 mères canadiennes entre 2008 et 2011, dans le cadre de l'étude MIREC de base (courriel de 2017 du Bureau d'innocuité des produits chimiques, Direction des aliments, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, sans référence; Arbuckle et coll. 2013). Selon les estimations de l'exposition par voie alimentaire, calculées dans le cadre de l'ECAT, les viandes, les céréales et les produits laitiers sont les principaux contributeurs à l'exposition alimentaire au zinc (communication personnelle, courriels de la Direction des aliments, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, janvier 2018, sans référence). Les produits à base de viande contiennent des concentrations relativement élevées de zinc, tandis que les fruits et légumes en contiennent relativement peu. Les personnes qui consomment de grandes quantités d'aliments riches en zinc, comme les huîtres et les moules, peuvent être exposées à des concentrations élevées de zinc (ATSDR 2005).

Le sulfate de zinc figure sur la *Liste de nourriture des levures autorisées (Listes des additifs alimentaires autorisés)*, utilisées dans les cultures de bières et de bactéries (Santé Canada [modifié 2012]). Divers composés du zinc peuvent être utilisés comme composants dans la fabrication des matériaux d'emballage alimentaire et dans les additifs indirects utilisés dans les établissements de transformation des aliments (communication personnelle, courriels de la Direction des aliments, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 25 mai 2017, sans référence). Au Canada, il est permis d'ajouter du zinc comme élément nutritif minéral aux céréales pour le petit-déjeuner, aux préparations pour nourrissons et aux régimes liquides formulés, aux aliments utilisés dans les régimes à très faible teneur énergétique, aux substituts de repas et aux suppléments nutritionnels, aux produits de viande simulée et aux produits simulant les œufs entiers (Canada 1978). Toutefois, il n'est pas permis de l'ajouter aux aliments enrichis destinés à la population générale, car l'apport de zinc, au 95^e centile, par ces aliments serait supérieur à l'apport maximal tolérable (AMT) chez les enfants de 4 à 8 ans. L'utilisation du zinc est autorisée dans les aliments enrichis destinés aux adultes seulement, à des concentrations telles que l'apport quotidien de zinc des aliments ne dépasse pas 5 mg par jour. Ces aliments enrichis doivent porter une étiquette précisant qu'ils ne sont pas destinés aux enfants (Martineau et coll. 2014; Santé Canada [modifié 2016b]).

Les apports moyens habituels pour les membres des Premières Nations vivant dans les réserves en Colombie-Britannique, en Alberta, au Manitoba et en Ontario ont été calculés dans le cadre de l'Étude sur l'alimentation, la nutrition et l'environnement chez les Premières Nations (EANEPM), et variaient de 183 à 267 µg/kg p.c./j (Chan et coll. 2011, 2012, 2014, 2016). Ces apports semblent semblables aux estimations calculées pour l'ensemble de la population canadienne. Les aliments traditionnels sont considérés comme une source importante de zinc alimentaire. Les aliments qui contribuent le plus à l'apport alimentaire étaient l'orignal en C.-B., et le bœuf et l'orignal au Manitoba, en Ontario et en Alberta (Chan et coll. 2011, 2012, 2014, 2016). La baleine était le principal contributeur aux apports alimentaires de zinc chez les Inuits vivant au Nunavut (Baffin, Kivalliq, Kitikmeot) et au Nunatsiavut (Rosol et coll. 2016). Les estimations de l'apport alimentaire ont été calculées pour les adultes des Premières Nations du Yukon, les Dénés/Métis et les Inuits vivant au Yukon et dans les T.N.-O. Les estimations de

l'apport étaient beaucoup plus élevées les jours où les aliments traditionnels étaient consommés que les jours où aucun aliment traditionnel ne l'était. Pour les personnes adultes chez les Premières Nations du Yukon, les Dénés/Métis et les Inuits, les apports alimentaires étaient de 390, 336 et 303 µg/kg p.c./j les jours où les aliments traditionnels étaient consommés, par rapport à 185, 217 et 134 µg/kg p.c./j les jours où aucun aliment traditionnel ne l'était (pour un poids corporel présumé de 70,9 kg) (Kuhnlein et coll. 2007).

Le zinc est présent dans l'eau potable et les concentrations de zinc au robinet peuvent être plus élevées que dans les réseaux de distribution en raison du lessivage potentiel des tuyaux galvanisés, des réservoirs d'eau chaude et des raccords en laiton (Santé Canada [modifié 2017b]). Il n'y a pas de ligne directrice concernant l'eau potable basée sur la santé pour le zinc au Canada, mais plutôt un objectif esthétique de 5 mg/L basé sur le goût. L'eau contenant du zinc en concentration supérieure à cet objectif esthétique a tendance à devenir opalescente et à former un film gras lorsqu'on la fait bouillir. Il est recommandé de rincer la plomberie avant de consommer une telle eau (Santé Canada [modifié 2017b]).

Le zinc est souvent lié aux particules dans l'air et la poussière domestique. Dans une étude menée à Windsor (Ontario), les concentrations de zinc dans l'air extérieur mesurées ($PM_{2,5}$) étaient plus élevées que dans l'air intérieur (Rasmussen 2016). Cependant, les concentrations de zinc dans l'air sont relativement faibles et assez constantes, sauf près de sources comme les fonderies (ATSDR 2005). Dans l'Enquête sur la poussière domestique au Canada (EPDC), les concentrations bioaccessibles de zinc dans la poussière domestique des maisons urbaines étaient 22 fois supérieures aux concentrations de fond naturelles, ce qui indique que les sources anthropiques dominent dans l'environnement intérieur (Rasmussen et coll. 2013; Beauchemin et coll. 2014). Une analyse plus poussée a révélé que la bioaccessibilité du zinc dans la poussière domestique augmentait significativement (de 21 à 65 %) lorsque les échantillons de poussière étaient exposés à des conditions humides pendant 4 mois. Ainsi, les transformations dans les milieux humides où la poussière domestique s'accumule, comme les bacs à fenêtre, peuvent augmenter la bioaccessibilité du zinc lié aux particules (Rasmussen et coll. 2014).

Les concentrations de zinc dans le sol au Canada varient en fonction de la géologie et des apports anthropiques. Selon le document sur les critères scientifiques pour l'élaboration des Recommandations canadiennes pour la qualité des sols (CCME 2018a), les concentrations de zinc dans le sol vont de < 1 mg/kg à 1 350 mg/kg (CCME 2018a). Toutefois, dans les régions où il existe des sources ponctuelles d'exposition, comme les activités minières et de fusion, les concentrations dans les sols peuvent être élevées en raison des retombées atmosphériques. Les concentrations médianes et au 90^e centile de zinc dans les sols de surface de 1 390 et 4 771 mg/kg, respectivement, ont été mesurées sur 93 sites d'échantillonnage à Flin Flon (Manitoba) en 2006. On trouve à Flin Flon une mine de métaux communs et une fonderie depuis les années 1930. Dans la ville voisine de Creighton, en Saskatchewan, les concentrations de zinc dans le sol étaient beaucoup plus faibles, avec des concentrations de zinc médianes et au 90^e centile de 340 et 859 mg/kg, respectivement (Manitoba Conservation 2007). Les concentrations de zinc les

plus élevées ont été trouvées sur des parcelles de terrain non aménagées, les concentrations les plus faibles étant dans des parcs, des terrains de jeu et des terrains d'école.

Comme il est indiqué ci-dessus, le zinc total a été mesuré dans l'air intérieur et extérieur, la poussière domestique, les réseaux de distribution d'eau potable, les aliments et le lait maternel, dans le cadre de plusieurs initiatives de recherche entreprises par Santé Canada et Environnement et Changement climatique Canada, et a fait l'objet d'une surveillance par les provinces et également plusieurs études canadiennes. Les concentrations de zinc mesurées dans le milieu naturel sont présentées dans le tableau 8-1 ci-dessous. De plus amples renseignements sur l'Étude canadienne sur l'alimentation totale et les estimations connexes de l'apport alimentaire sont disponibles en ligne (Santé Canada [modifié 2011a]).

Tableau 8-1. Concentrations de zinc dans les milieux naturels au Canada

Milieu	Médiane	95 ^e centile	n	Référence
Eau potable, Enquête nationale sur les réseaux de distribution (zinc dissous)	2.5 µg/L	34 µg/L	97	Tugulea 2016
Eau potable, données provinciales – ON, SK, NL	Moyenne 11 µg/L	Max. 2 861 µg/L	14 714	CCME 2018a
Eau potable, sur les réserves – ON, MN, AB, BC	S.O.	Plage : < 1 – 6 890 ^a µg/L	S.O.	EANEPN Chan et coll. 2011, 2012, 2014, 2016
RNSPA Air extérieur – PM _{2,5}	8 ng/m ³	28 ng/m ³	910	RNSPA 2011
Air extérieur – PM _{2,5}	29 ng/m ³	75 ng/m ³	447	Rasmussen 2016
Air intérieur – PM _{2,5}	12 ng/m ³	50 ng/m ³	437	Rasmussen 2016
Air personnel – PM _{2,5}	16 ng/m ³	53 ng/m ³	445	Rasmussen 2016
Poussière domestique	725 mg/kg	1 627 mg/kg	1 025	Rasmussen et coll. 2014
Poussière domestique bioaccessible	534 mg/kg	1 285 mg/kg	1 025	Rasmussen et coll. 2014
Sol extérieur – plage canadienne	S.O.	Plage canadienne < 1 – 1 350 mg/kg	157	CCME 2018a
Sol extérieur Plage type en Ontario	57 mg/kg	124 mg/kg	483	Ontario 2015
Sol extérieur Concentrations élevées au Canada	1 390 mg/kg	90 ^e centile 4 771 mg/kg	93	Manitoba Conservation 2007

Abréviation : S.O. = sans objet

^a Les concentrations dans les échantillons prélevés en eau courante étaient inférieures à l'objectif esthétique.

Présence dans les produits

Outre sa présence dans les milieux naturels, les aliments et l'eau potable, le zinc a des usages industriels, commerciaux et de consommation qui contribuent à l'exposition

quotidienne. Le zinc est présent dans des milliers de produits de consommation au Canada, y compris les médicaments et les produits de santé naturels (PDPP [modifié 2018]; BDPSNH [modifié 2018]; BDIPSN [modifié 2018]). En 2015, 45,6 % des Canadiens ont utilisé au moins un supplément nutritionnel, et les multivitamines étaient le supplément nutritionnel le plus couramment consommé (Statistique Canada 2017). Le zinc est également présent dans les cosmétiques, des restrictions s'appliquant au borate de zinc et au peroxyde de zinc (communication personnelle, courriels de la Direction de la sécurité des produits de consommation, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 26 mai 2017; sans référence, Santé Canada [modifié 2018b]); les pesticides (Santé Canada [modifié 2016c]; Santé Canada 2010); les jouets et produits pour enfants (Guney et Zagury 2012; Washington State Department of Ecology 2014; Danish Environmental Protection Agency 2016; CPCat 2014), et une foule d'autres produits de consommation, y compris les peintures et revêtements, les agents d'étanchéité, les produits de nettoyage, les produits automobiles (p. ex., fluide de transmission, fluide de direction, huile moteur) et les engrains pour plantes (CPCat 2014; Household Products Database 1993-; Danish Environmental Protection Agency 2016). Étant donné la faible absorption cutanée du zinc, on ne s'attend pas à ce que l'exposition cutanée contribue de façon significative à l'exposition de la population générale. Certains produits de consommation contenant du zinc contribueront à l'exposition par voie orale et par inhalation.

Données de biosurveillance

Le zinc total mesuré dans le sang (p. ex., sang total, plasma, sérum) et l'urine chez les individus d'une population peut fournir une mesure de l'exposition intégrée de la population, par toutes les voies (orale, cutanée et inhalation) et toutes les sources (y compris les milieux naturels, l'alimentation et les produits d'usage fréquent ou quotidien auxquels les personnes sont exposées). Il existe suffisamment de données de biosurveillance de haute qualité sur le zinc permettant de caractériser adéquatement l'exposition de la population canadienne, y compris les sous-populations d'intérêt, comme les enfants, les femmes enceintes et les populations autochtones.

La concentration de zinc totale dans le sang total et/ou l'urine a été mesurée chez plus de 12 000 Canadiens dans le cadre de plusieurs études, dont l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS), l'Initiative de biosurveillance des Premières Nations (IBPN), et l'étude MIREC-CD Plus (Étude mère-enfant sur les composés chimiques de l'environnement). L'ECMS est une enquête nationale menée par Statistique Canada, en partenariat avec Santé Canada et l'Agence de la santé publique du Canada, qui recueille des renseignements auprès des Canadiens sur leur état de santé général (Santé Canada [modifié 2011b], Santé Canada [modifié 2013]). Cette enquête a été conçue pour être représentative à l'échelle nationale et comprend un volet de biosurveillance. L'ECMS n'est pas ciblée, et elle ne vise donc pas spécifiquement les personnes fortement exposées aux métaux ou vivant près de sources d'exposition ponctuelle. Cet ensemble de données comprendrait les personnes qui prennent des multivitamines et des suppléments minéraux contenant du zinc. Les ensembles de données des cycles 1 et 2 comprennent des sujets à jeun et non à jeun.

En plus des données de biosurveillance à l'échelle nationale, les concentrations de zinc ont été mesurées chez les Canadiens vivant dans certaines régions au Canada et appartenant à diverses sous-populations d'intérêt, y compris les femmes enceintes, les tout-petits et les populations autochtones. Une étude nationale sur des cohortes de femmes enceintes, MIREC, a recruté 2 000 femmes enceintes de différentes villes – Vancouver, Edmonton, Winnipeg, Sudbury, Ottawa, Toronto, Hamilton, Kingston, Montréal et Halifax (Arbuckle et coll. 2013). Bien que les concentrations de zinc n'aient pas été mesurées dans le sang et l'urine des mères participantes, 847 échantillons de lait maternel prélevés entre 2008 et 2010 ont été analysés pour déterminer la teneur en zinc. Les concentrations médianes de zinc dans le lait maternel étaient de 1 841 µg/L, avec une valeur maximale de 5 535 µg/L (Santé Canada 2017). De plus, les concentrations de zinc total dans le sang ont été mesurées chez un sous-ensemble d'environ 500 enfants dont les mères participaient à l'enquête MIREC, dans le cadre d'une étude de suivi du développement de l'enfant (MIREC-CD Plus). Des données régionales sur le zinc étaient également disponibles pour le Québec et l'Alberta (INSPQ 2004; Alberta Health et Wellness 2008; Government of Alberta 2010).

Le zinc dans le sang total a été détecté chez tous les Canadiens, ce qui était à prévoir, car le zinc est un élément essentiel pour la santé humaine (Santé Canada [modifié 2013]). Les concentrations médianes et pondérées au 95^e centile de zinc dans le sang, pondération faite en fonction de la population totale des Canadiens de 6 ans et plus et données recueillies de 2007 à 2011 ($n = 10\ 884$) étaient de 6,2 et 7,8 mg/L, respectivement (Walker 2017). Les concentrations médianes de zinc dans le sang des enfants de 1 à 3 ans, dans le cadre de l'enquête MIREC, étaient semblables à celles trouvées chez les enfants de 3 à 5 ans et légèrement inférieures aux concentrations mesurées chez les enfants plus âgés dans l'ECMS, avec une concentration médiane de 4,6 mg/L (Liang 2016; Santé Canada [modifié 2013]). Les concentrations de zinc dans le sang total augmentent avec l'âge et les concentrations de zinc les plus élevées dans le sang total ont été observées chez les adultes âgés de 60 à 79 ans. Les concentrations médianes et au 95^e centile de zinc dans l'urine, pondérées en fonction de la population âgée de 6 ans et plus de 2007 à 2011 ($n = 11\ 187$), étaient de 320 et 810 µg/g de créatinine, respectivement (Walker 2017). Les concentrations urinaires de zinc suivent la forme d'un « U », les concentrations les plus élevées se retrouvant chez les enfants de 3 à 5 ans (médiane : 630 µg/g de créatinine; 95^e centile : 1 300 µg/g de créatinine, valeurs mesurées dans le cycle 2 de l'ECMS), puis diminuent jusqu'à l'âge de 20 à 39 ans, pour augmenter avec l'âge (Santé Canada [modifié 2013]). Cette augmentation est probablement attribuable à la perte de zinc dans les os et les muscles avec l'âge. Les concentrations de zinc dans le sang total et l'urine sont significativement plus élevées chez les hommes que chez les femmes (Karthikeyan et coll. 2017).

D'après une analyse des données pour le sang total, dans l'ECMS de 2007 à 2011, les concentrations de zinc chez les enfants (de 6 à 19 ans) étaient associées à l'âge, au sexe et au moment de l'échantillonnage (le matin par rapport à l'après-midi), et les concentrations dans le sang total chez les adultes (de 20 à 79 ans) étaient corrélées avec l'âge, le sexe et l'état de jeûne. Les concentrations sanguines de zinc chez les enfants et les adultes n'étaient pas associées à l'indice de masse corporelle, au revenu, au tabagisme, à la source de l'eau potable, au type de traitement de l'eau ou à la

fréquence de consommation des noix, mollusques et légumineuses. Les concentrations de zinc dans le sang total n'étaient pas non plus associées à l'état de jeûne chez les enfants ni au moment de l'échantillonnage ou à l'éducation des adultes (Karthikeyan et coll. 2017).

L'Initiative de biosurveillance des Premières Nations (IBPN), menée en 2011, est une étude transversale qui mesure le zinc dans le sang total et l'urine chez les adultes de 15 communautés rurales ou isolées des Premières Nations au sud du 60^o parallèle (AFN 2013). L'étude comptait 503 participants adultes âgés de 20 à 99 ans; les femmes enceintes et les personnes en chimiothérapie en ont été exclues. Les concentrations sanguines de zinc mesurées chez les membres des Premières Nations vivant dans des réserves au Canada étaient significativement plus faibles que celles mesurées dans l'ECMS, tandis que les concentrations urinaires de zinc étaient significativement plus élevées (AFN 2013).

Dans l'ensemble, les concentrations sanguines de zinc diminuent pendant la grossesse (Wilson et coll. 2016). Les femmes enceintes étudiées par l'ECMS présentaient des concentrations de zinc dans le sang total significativement plus faibles que les femmes non enceintes en âge de procréer (Walker 2016). Les concentrations plasmatiques de zinc mesurées chez les femmes dénées, métisses, inuites et caucasiennes enceintes de l'Arctique canadien (Territoires du Nord-Ouest et Nunavut) entre 1994 et 1999 étaient semblables à celles des femmes caucasiennes vivant dans le Nord canadien et inférieures aux concentrations de zinc sérique chez les Canadiens vivant dans le sud du Canada (Walker et coll. 2006; INSPQ 2004). Toutefois, les concentrations sériques moyennes de zinc étaient plus élevées chez les femmes enceintes en Alberta, comparativement aux concentrations sériques constatées au Québec et aux États-Unis (CDC 2017; Alberta Health et Wellness 2008; INSPQ 2004). Quoi qu'il en soit, on s'attend à des changements pendant la grossesse en raison de l'augmentation du volume sanguin maternel et de la demande fœtale de zinc (Wilson et coll. 2016).

Les concentrations de zinc dans le lait maternel sont plus élevées dans le colostrum et diminuent avec la durée de la lactation (Wasowicz et coll. 2001, cité dans CCME 2018a). Friel et coll. (1999) ont mesuré des concentrations de zinc dans le lait maternel des mères de Terre-Neuve-et-Labrador. Les concentrations de zinc étaient plus élevées dans la première semaine (4 580 µg/L) que 12 semaines après la naissance (1 140 µg/L) des enfants. Ces concentrations correspondent aux concentrations mesurées dans le lait maternel dans le cadre de l'étude MIREC (Santé Canada 2017).

Même si les études susmentionnées n'étaient pas de nature longitudinale et ne comportaient qu'un seul échantillon par personne, le nombre de ces échantillons dans la population canadienne fournit des données de grande qualité permettant de caractériser l'exposition des Canadiens. Les données de biosurveillance du zinc total dans l'urine, d'après l'ECMS et l'IBPN, seront utilisées pour caractériser l'exposition de la population canadienne, car l'urine est considérée comme le biomarqueur le plus approprié. Des données complémentaires sur l'âge, le sexe et les sous-populations sont présentées à l'annexe I.

8.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

Grâce à la disponibilité de données de biosurveillance canadiennes adéquates et représentatives et à l'élaboration d'une valeur indicative de biosurveillance pour le zinc, le potentiel d'effets nocifs pour la santé humaine est fondé sur une approche scientifique élaborée par Santé Canada pour l'utilisation de données de biosurveillance dans les évaluations des risques, selon la Méthode fondée sur la biosurveillance 2 (Santé Canada [modifié 2016a]).

La concentration de zinc urinaire est considérée comme un biomarqueur de l'exposition plus fiable que la concentration de zinc sanguin dans la présente évaluation préalable, car il est plus sensible aux changements dans l'apport alimentaire. Par conséquent, les données sur les concentrations médianes et au 95^e centile du zinc urinaire, d'après l'enquête ECMS, sont utilisées pour représenter l'exposition au zinc total dans la population générale au Canada.

Les points de départ pour caractériser les risques comprennent une DSENO de 50 mg Zn/j (0,83 mg Zn/kg p.c./j) et une DMENO de 150 mg Zn/j (2 ou 2,4 mg Zn/kg p.c./j, hommes et femmes, respectivement), établies d'après des signes cliniques (maux de tête, nausées, vomissements, pertes d'appétit, crampes abdominales) rapportés chez des volontaires humains après une supplémentation en zinc (EC 2004). Les valeurs EB urinaires associées pour la DSENO et la DMENO sont de 1 693 et 4 488 µg/g de créatinine, respectivement.

L'exposition de la population canadienne au zinc total, caractérisée par la concentration urinaire (concentrations médianes et au 95^e centile) d'après l'enquête ECMS, donne des valeurs inférieures aux valeurs EB urinaires pour la DSENO et la DMENO (figure 8-2).

Dans le rapport d'analyse des risques de l'UE, on considère qu'un facteur d'incertitude de 1 est suffisant pour les consommateurs, car la DSENO était basée sur la population la plus sensible dans les études de supplémentation du zinc (c.-à-d. les femmes) et les signes cliniques commençaient à apparaître à une dose orale 3 fois plus élevée que cette DSENO. Ni la DSENO ni la DMENO ne tenaient compte de l'apport alimentaire (environ 10 mg/j), de sorte que les effets réels se produiraient probablement aux doses plus élevées. De plus, les données canadiennes de biosurveillance permettent de saisir la variabilité dans l'ensemble de la population canadienne et comprennent des données sur l'exposition des sous-populations d'intérêt (p. ex., les femmes enceintes).

La figure 8-2 ci-dessous présente toutes les données pertinentes sur l'exposition et les concentrations produisant un effet critique sur la santé, pour la détermination du risque posé par le zinc.

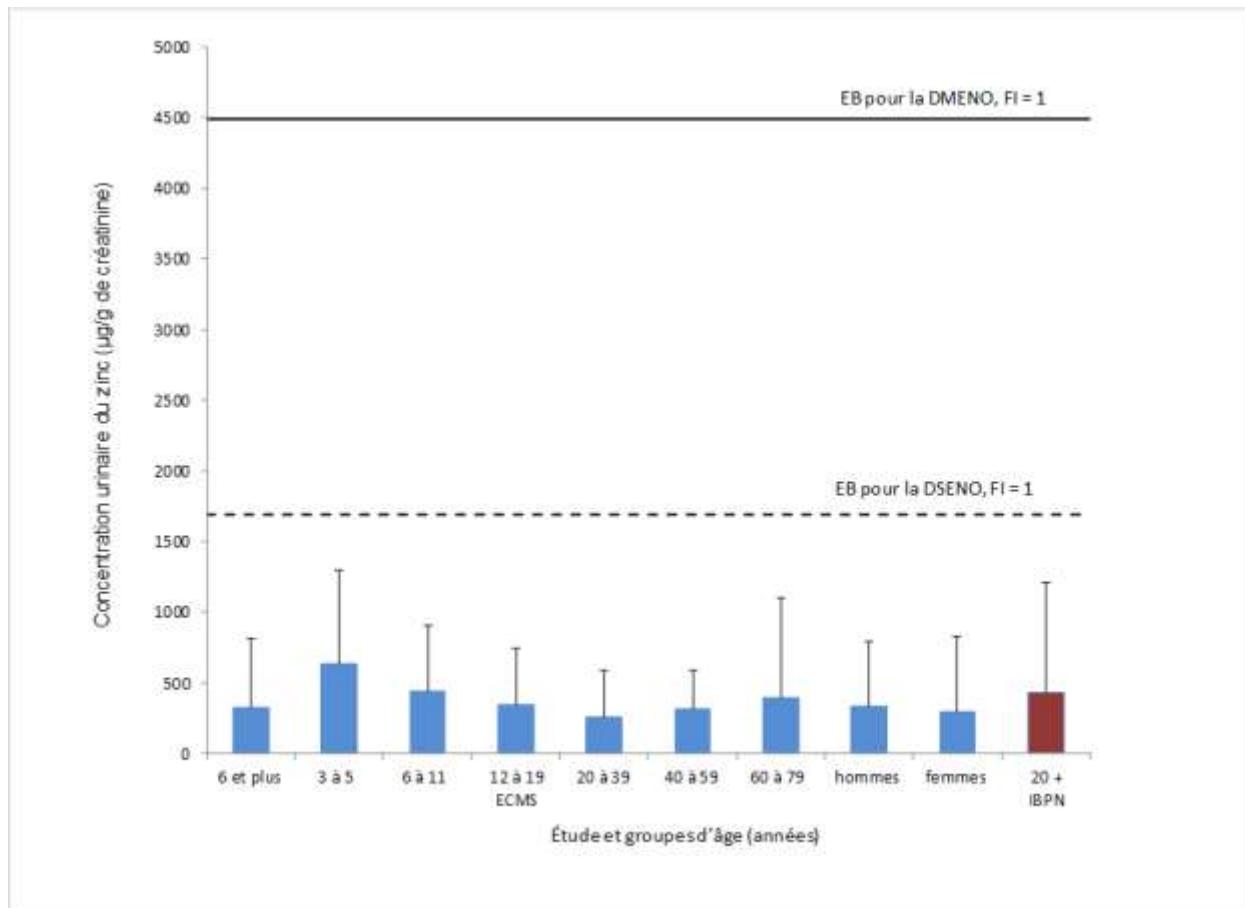


Figure 8-2. Comparaison des concentrations médianes (barres) et au 95^e centile (moustaches) de zinc urinaire (µg/g de créatinine) avec les valeurs EB de 1 693 µg/g de créatinine et 4 498 µg/g de créatinine, d'après une DSENO de 50 mg/j et une DMENO de 150 mg/j, selon le rapport d'analyse des risques de l'UE (EC 2004); valeurs indiquées par les lignes hachurées et pleines, respectivement. Les données de biosurveillance sont combinées pour les hommes et les femmes. Les données sur les concentrations sont présentées à l'annexe I.

Dans l'ensemble, l'exposition au zinc de la population canadienne, y compris les sous-populations d'intérêt comme les enfants, les femmes enceintes et les populations autochtones, est suffisamment faible pour tenir compte des incertitudes dans la base de données sur les effets sur la santé et sur l'exposition. Par conséquent, le zinc et ses composés sont jugés peu préoccupants pour la santé de la population générale du Canada aux niveaux d'exposition actuels.

8.4 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine

Une analyse détaillée des incertitudes associées aux données de biosurveillance (en particulier les données urinaires ponctuelles) et l'application de valeurs EB à l'interprétation des données de biosurveillance dans l'évaluation des risques figurent dans Santé Canada [modifié 2016a], Hays et coll. (2008), Aylward et coll., (2012; 2014),

LaKind et Naiman (2015) et Zidek et coll. (2017). Les incertitudes associées à la présente évaluation sont résumées ci-dessous.

Il existe des incertitudes quant à l'adéquation des biomarqueurs de l'exposition. Bien que les principales voies d'excrétion du zinc soient la voie fécale puis la voie urinaire, il existe suffisamment d'éléments de preuve provenant des études de supplémentation chez les humains pour indiquer que l'urine est un biomarqueur fiable pour quantifier l'apport en zinc. De plus, les concentrations urinaires de zinc peuvent être tributaires de facteurs non liés aux apports alimentaires de zinc, notamment les infections et le stress, ou d'autres facteurs alimentaires, y compris l'alimentation riche en phytate, la réduction de l'apport alimentaire, ou encore le moment de l'échantillonnage de l'apport alimentaire et les changements dans les taux de créatinine.

Il existe une variabilité dans les fractions d'excrétion urinaire de zinc (F_{EU}). La valeur EB urinaire a été obtenue en utilisant une valeur F_{EU} moyenne de 0,04, mais des valeurs F_{EU} plus élevées ont été présentées dans d'autres évaluations (p. ex., 0,25 dans US EPA 2005). La F_{EU} utilisée dans la présente analyse est jugée prudente.

Les valeurs EB pour l'urine ont été calculées d'après des données pour les adultes. Par conséquent, leur applicabilité dans l'interprétation des données de biosurveillance chez les enfants n'est pas claire. Les données cinétiques chez les animaux indiquent que l'absorption orale du zinc diminue et que l'élimination fécale augmente avec l'âge (ATSDR 2005). Une étude menée chez des volontaires humains a montré que le taux d'élimination par l'urine chez les enfants est plus élevé que chez les adultes (Dlugaszek et coll. 2011). Il est donc peu probable que les enfants accumulent plus de zinc que les adultes. De plus, les études de supplémentation en zinc chez les enfants de 1 à 8 ans n'ont montré aucune sensibilité à la supplémentation en zinc au-delà des apports alimentaires réguliers (Wuehler et coll. 2008; Bertinato et coll. 2013).

9. Conclusion

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

À la lumière des renseignements contenus dans la présente ébauche d'évaluation préalable, il est proposé de conclure que le zinc et ses composés ne satisfont pas aux critères énoncés 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 le zinc et les composés solubles du zinc satisfont à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Il est également proposé de conclure que le zinc et les composés solubles du zinc répondent aux critères de persistance, mais pas à ceux de bioaccumulation, énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE.

Références

- Abdulla M, Svensson S. 1979. Effect of oral zinc intake on delta-aminolaevulinic acid dehydratase in red blood cells. *Scand J Clin Lab Invest.* 39(1):31-36. (Disponible en anglais seulement)
- Abdulla M, Suck C. 1998. Blood levels of copper, iron, zinc, and lead in adults in India and Pakistan and the effect of oral zinc supplementation for six weeks. *Biol Trace Elem Res.* 61(3):323-331. (Disponible en anglais seulement)
- [AFN] Assemblée des Premières Nations. 2013. [Initiative de biosurveillance des Premières Nations : résultats nationaux \(2011\) \[PDF\]](#). Ottawa (ON), Assemblée des Premières Nations. [Consulté en janvier 2016].
- Ahluwalia N, Herrick KA, Rossen LM, Rhodes D, Kit B, Moshfegh A, Dodd KW. 2016. Usual nutrient intakes of US infants and toddlers generally meet or exceed Dietary Reference Intakes: findings from NHANES 2009-2012. *Am J Clin Nutr.* 104(4):1167-1174. (Disponible en anglais seulement)
- Alberta Health and Wellness. 2008. [The Alberta Biomonitoring Program: Chemicals in Serum of Pregnant Women in Alberta \[PDF\]](#). Edmonton (AB): Alberta Health and Wellness. ISBN 978-0-7785-6695-3 [cité le 12 mai 2013]. [Consulté le 7 février 2018]. (Disponible en anglais seulement)
- Almas AR, Lombnaes P, Sogn TA, Mulder J. 2006. Speciation of Cd and Zn in contaminated soils assessed by DGT-DIFS and WHAM/Model VI in relation to uptake by spinach and ryegrass. *Chemosphere.* 62:1647-1655. (Disponible en anglais seulement)
- Alloway BJ, Editor. 2008. Micronutrient deficiencies in global crop production. Philadelphia (PA): Springer Science & Business Media. (Disponible en anglais seulement)
- [ANZECC] Australian and New Zealand Environment and Conservation Council. 2000. National water quality management strategy - An introduction to the Australian and New Zealand Guidelines for fresh and Marine Water Quality. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. (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 al. 2013. Cohort profile: the maternal-infant research on environmental chemicals research platform. *Paediatr Perinat Epidemiol.* 27(4):415-425. (Disponible en anglais seulement)
- Artacho R, Ruiz-López MD, Gámez C, Puerta A, López MC. 1997. Serum concentration and dietary intake of Zn in healthy institutionalized elderly subjects. *Sci Total Environ.* 205(2-3):159-165. (Disponible en anglais seulement)
- [ATSDR] Agency for Toxic Substances & Disease Registry. 2005. [Toxicological profile for zinc \[PDF\]](#). Atlanta (GA): US Department of Health and Human Services, Public Health Services. [Consulté le 5 décembre 2017]. (Disponible en anglais seulement)
- Aylward LL, Kirman CR, Adgate JL, McKenzie LM, Hays SM, 2012. Interpreting variability in population biomonitoring data: role of elimination kinetics. *J Expos Sci Environ Epidemiol.* 22:398-408. (Disponible en anglais seulement)
- Aylward LL, Hays SM, Smolders R, Holger Koch, Cocker J, Jones K, Warren N, Levy L, Bevan R, 2014. Sources of variability in biomarker concentrations. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev.* 17(1):45-61. (Disponible en anglais seulement)

Beauchemin S, Rasmussen PE, McKinnon T, Chénier M, Boros K. 2014. Zinc in House Dust: Speciation, Bioaccessibility and Impact of Humidity. *Environ Sci Technol.* (48):9022–9029. (Disponible en anglais seulement)

Bel-Serrat S, Stammers AL, Warthon-Medina M, Moran VH, Iglesia-Altaba I, Hermoso M, Moreno LA, Lowe NM, EURRECA Network. 2014. Factors that affect zinc bioavailability and losses in adult and elderly populations. *Nutr Rev.* 72(5):334-352. (Disponible en anglais seulement)

Bengtsson B-E. 1974. Effect of zinc on growth of the minnow *Phoxinus phoxinus*. *Oikos.* 25:370-373. (Disponible en anglais seulement)

Benoist BD, Darnton-Hill I, Davidsson L, Fontaine O, Hotz C. 2007. Conclusions of the Joint WHO/UNICEF/IAEA/IzNCG Interagency Meeting on Zinc Status Indicators. *Food Nutr Bull.* 28(3 suppl):S480-S486. (Disponible en anglais seulement)

Bertinato J, Simpson JR, Sherrard L, Taylor J, Plouffe LJ, Van Dyke D, Geleynse M, Dam YY, Murphy P, Knee C, et al. 2013. Zinc supplementation does not alter sensitive biomarkers of copper status in healthy boys. *J Nutr.* 143(3):284-289. (Disponible en anglais seulement)

Besser JM, Brumbaugh WG, May TW, Church SE, Kimball BA. 2001. Bioavailability of metals in stream food webs and hazardsto brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in the upper Animas RiverWatershed, Colorado. *Arch Environ Contam Toxicol.* 40:48–59. (Disponible en anglais seulement)

Błażewicz A, Klatka M, Astel A, Partyka M, Kocjan R. 2013. Differences in Trace Metal Concentrations (Co, Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, and Ni) in Whole Blood, Plasma, and Urine of Obese and Nonobese Children. *Biol Trace Elem Res.* 155(2):190-200. (Disponible en anglais seulement)

Black MR, Medeiros DM, Brunett E, Welke R. 1988. Zinc supplements and serum lipids in young adult white males. *Am J Clin Nutr.* 47:970-975. (Disponible en anglais seulement)

Błażewicz A, Klatka M, Astel A, Partyka M, Kocjan R. 2013. Differences in Trace Metal Concentrations (Co, Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, and Ni) in Whole Blood, Plasma, and Urine of Obese and Nonobese Children. *Biol Trace Elem Res.* 155(2):190-200. (Disponible en anglais seulement)

Bogden JD, Oleske JM, Lavenhar MA, Munves EM, Kemp FW, Bruening KS, Holding KJ, Denny TN, Guarino MA, Krieger LM, et al. 1988. Zinc and immunocompetence in elderly people: effects of zinc supplementation for 3 months. *Am J Clin Nutr.* 48:655-663. (Disponible en anglais seulement)

Bonham M, O'Connor JM, Alexander HD, Coulter SJ, Walsh PM, McAnena LB, Downes CS, Hannigan BM, Strain JJ. 2003a. Zinc supplementation has no effect on circulating levels of peripheral blood leucocytes and lymphocyte subsets in healthy adult men. *Br J Nutr.* 89(5): 695-703. (Disponible en anglais seulement)

Bonham M, O'Connor JM, Walsh PM, McAnena LB, Downes CS, Hannigan BM, Strain JJ. 2003b. Zinc supplementation has no effect on lipoprotein metabolism, hemostasis and putative indices of copper status in healthy men. *Biol Trace Elem Res.* 93(1-3): 75-86. (Disponible en anglais seulement)

Borgmann U, Nowierski M, Grapentine LC, Dixon DG. 2004. Assessing the cause of impacts on benthic organisms near Rouyn-Noranda, Quebec. *Environ Pollut.* 129:39–48. (Diponible en anglais seulement)

Boukaïba N, Flament C, Acher S, Chappuis P, Piau A, Fusselier M, Dardenne M, Lemonnier D. 1993. A physiological amount of zinc supplementation: effects on nutritional, lipid, and thymic status in an elderly population. Am J Clin Nutr. 57:566-572. (Disponible en anglais seulement)

Brinkman SF, Johnston WD. 2008. Acute toxicity of aqueous copper, cadmium, and zinc to the mayfly Rhithrogena hageni. Arch Environ Contam Toxicol. 54:466-472. (Disponible en anglais seulement)

Brinkman S, Vieira N. 2008. [Water pollution studies: federal aid project \[PDF\]](#). Fort Collins (CO): Division of Wildlife, Fish Research Section. (Disponible en anglais seulement)

Brinkman S, Woodling J. 2005. Zinc toxicity to the mottled sculpin (Cottus bairdi) in high-hardness water. Environ Toxicol Chem. 24(6):1515-1517. (Disponible en anglais seulement)

Bunker VW, Clayton BE. 1989. Research Review: Studies in the Nutrition of Elderly People with Particular Reference to Essential Trace Elements. Age and Ageing. 18:422-429. (Disponible en anglais seulement)

Butte NF, Fox MK, Briefel RR, Siega-Riz AM, Dwyer JT, Deming DM, Reidy KC. 2010. Nutrient intakes of US infants, toddlers, and preschoolers meet or exceed dietary reference intakes. J Am Diet Assoc. (Disponible en anglais seulement) 110(12 suppl 1): S27-S37.

[BQMA] [Banque de données sur la qualité du milieu aquatique](#). 2015. Quebec (QC), Gouvernement du Québec [Consulté en novembre 2015]. Les ensembles de données pour toutes les stations surveillant les métaux ont été téléchargés.

Cairns J Jr., Buikema AL Jr., Heath AG, Parker JI. 1978. [Effects of temperature on aquatic organisms to selected chemicals \[PDF\]](#). Blacksburg (VA): Virginia Water Resources Research Center, Virginia Polytechnic Institute and State University. Bulletin 106. (Disponible en anglais seulement)

Cain DJ, Luoma SN, Carter JL, Fend SV. 1992. Aquatic insects as bioindicators of trace element contamination in cobble-bottom rivers and streams. Can J Fish Aquat Sci. 49:2141–2154.

Canada. 1978. [Règlement sur les aliments et drogues](#), C.R.C., ch. 870. [Modifié le 20 juin 2017; consulté le 23 novembre 2017].

Canada. 1999. [Loi canadienne sur la protection de l'environnement \(1999\)](#). L.C. 1999, ch. 33 Gazette du Canada Partie III, vol. 22, n° 3. [Consulté le 7 février 2018].

Canada, Min. de l'Environnement. 2009. [Loi canadienne sur la protection de l'environnement \(1999\) : Avis concernant certaines substances inanimées \(chimiques\) \[PDF\]](#). Gazette du Canada, Partie I, vol. 143, n° 40, p. 2945-2956.

Canada, Min. de l'Environnement. 2012. [Loi canadienne sur la protection de l'environnement \(1999\) : Avis concernant certaines substances \[PDF\]](#). Gazette du Canada, Partie I, vol. 146, n° 48, Supplément.

Canada, Min. de l'Environnement. 2017. [Loi canadienne sur la protection de l'environnement \(1999\) : Avis concernant les substances visées par la mise à jour de l'inventaire de 2017](#). Gazette du Canada, Partie I, vol. 151, n° 2.

[CDC] Centers for Disease Control and Prevention. 2017. [Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals. Updated Tables, January 2017, Volume 1 \[PDF\]](#). Atlanta (GA): US Department of Health and Human Services (DHHS), Centers for Disease Control and Prevention (CDC). [Consulté le 4 décembre 2017. (Disponible en anglais seulement)]

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique [PDF]. Winnipeg (MB). Conseil canadien des ministres de l'environnement.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2006. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. Winnipeg (MB): Conseil canadien des ministres de l'environnement. PN 1332, ISBN 978-1-896997-45-2.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique. Winnipeg (MB): Conseil canadien des ministres de l'environnement.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2018a. Scientific criteria document for the development of the Canadian Soil Quality Guidelines for zinc: protection of Environmental and human health [PDF]. Winnipeg (MB): Conseil canadien des ministres de l'environnement. (Disponible en anglais seulement)

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2018b. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux en vue de la protection de la vie aquatique - zinc [PDF] Winnipeg (MB): Conseil canadien des ministres de l'environnement.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2018c. Scientific criteria document for the development of the Canadian Water Quality Guidelines for the protection of aquatic life – zinc [PDF]. Winnipeg (MB): Conseil canadien des ministres de l'environnement. (Disponible en anglais seulement)

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2016b. Guide sur la caractérisation environnementale des sites dans le cadre de l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine. Volume 4, Méthodes d'analyse. Winnipeg (MB): Conseil canadien des ministres de l'environnement. PN 1557, ISBN 978-1-77202-032.

Chaminda GGT, Nakajima F, Furumai H, Kasuga I, Kurisu F. 2010. Comparison of metal (Zn and Cu) complexation characters of DOM in urban runoff, domestic wastewater and secondary effluent. Water Sci Technol. 62(9):2044-2050. (Disponible en anglais seulement)

Chan L, Receveur O, Sharp D, Schwartz H, Ing A, Tikhonov C. 2011. First Nations Food, Nutrition and Environment Study (FNFNES): Results from British Columbia (2008/2009). Prince George (BC): University of Northern British Columbia. (Disponible en anglais seulement)

Chan L, Receveur O, Sharp D, Schwartz H, Ing A, Fediuk K, Black A, Tikhonov C. 2012. First Nations Food, Nutrition and Environment Study (FNFNES): Results from Manitoba (2010). Prince George: University of Northern British Columbia. (Disponible en anglais seulement)

Chan L, Receveur O, Batal M, David W, Schwartz H, Ing A, Fediuk K, Black A, Tikhonov C. 2014. L'Étude sur l'alimentation, la nutrition et l'environnement chez les Premières Nations (EANEPM) : Résultats de l'Ontario (2011-2012), Ottawa (ON), Université d'Ottawa.

Chan L, Receveur O, Batal M, David W, Schwartz H, Ing A, Fediuk K, Tikhonov C. 2016. First Nations Food, Nutrition and Environment Study (FNFNES): Results from Alberta 2013. Ottawa. Ottawa (ON), Université d'Ottawa. (Disponible en anglais seulement)

Chemicals in consumer products – [base de données]. 2016. Denmark: Ministry of Environment and Food of Denmark, Danish Environmental Protection Agency. [Consulté le 7 février 2018] (Disponible en anglais seulement)

Cheminfo Services Inc. 2013. Review of the characteristics of the water effluents and solid wastes from base metals smelting facilities. Final report. Markham (ON): Cheminfo Services Inc. [restricted access] (Disponible en anglais seulement)

Chiffoloeau JF, Cossa D, Auger D, Truquet I. 1994. Trace-metal distribution in the Seine estuary (France) in low-discharge regime. Mar Chem. 47:145–158.

Clement Associates. 1989. Toxicological Profile for Zinc. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Public Health Service. (Disponible en anglais seulement)

Cleven RFMJ, Janus JA, Annema JA, Smith BD. 1993. Integrated Criteria Document Zinc. Bilthoven (NL): National Institute for Public Health and the Environment. RIVM Report No. 710401028. (Disponible en anglais seulement)

Cooper NL, Bidwell JR, Kumar A. 2009. Toxicity of copper, lead, and zinc mixtures to Ceriodaphnia dubia and Daphnia carinata. Ecotoxicol Environ Saf. 72:1523–1528. (Disponible en anglais seulement)

[CPCat] Chemical and Product Categories [base de données]. 2014. Ver. 04. Washington (DC): US Environmental Protection Agency. [Mis à jour le 21 mai 2014; consulté le 29 novembre 2016]. [Database described in Dionisio KL, Frame AM, Goldsmith MR, Wambaugh JF, Liddell A, Cathey T, Smith D, Vail J, Ernstoff AS, Fantke P, et al. 2015. Exploring consumer exposure pathways and patterns of use for chemicals in the environment. Toxicol Rep. 2:228–237.]. (Disponible en anglais seulement)

Cunningham JJ, Fu A, Mearkle PL, Brown, RG. 1994. Hyperzincuria in individuals with insulin-dependent diabetes mellitus: concurrent zinc status and the effect of high-dose zinc supplementation. Metabolism. 43:1558–1562. (Disponible en anglais seulement)

Davies PH, Brinkman S. 1999. Toxicity of zinc to brown trout under conditions of embryonic exposure (acclimated), non-exposure (unacclimated) and following 2 and 3 weeks deacclimation [PDF]. In: Water Pollution Studies, Federal Aid Project F-243-R-6. Fort Collins (CO): Colorado Division of Wildlife. (Disponible en anglais seulement)

Davies PH, Brinkman S, Hansen D. 2002. Water pollution studies. Federal Aid Project #F-243R-9 [PDF]. Fort Collins (CO): Colorado Division of Wildlife. (Disponible en anglais seulement)

Davis A, Sellstone C, Clough S, Barrick R, Yare B. 1996. Bio-accumulation of arsenic, chromium, and lead by fish: Constraints imposed by sediment geochemistry. Appl Geochem. 11:409–423.

Davis-Carter JG, Shuman LM. 1993. Influence of texture and pH of kaolinitic soils on zinc fractions and zinc uptake by peanuts. Soil Sci. 155(6):376-384. (Disponible en anglais seulement)

Davis CD, Milne DB, Nielsen FH, 2000. Changes in dietary zinc and copper affect zinc-status indicators of postmenopausal women, notably, extracellular superoxide dismutase and amyloid precursor proteins. Am J Clin Nutr. 71(3):781-788. (Disponible en anglais seulement)

De Schamphelaere KAC, Canli M, Van Lierde V, Forrez I, Vanhaecke F, Janssen CR. 2004. Reproductive toxicity of dietary zinc to Daphnia magna. Aquat Toxicol. 70(3):233-244. (Disponible en anglais seulement)

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

Di Toro DM, Mahony JD, Hansen DJ, Scott KJ, Carlson AR, Ankley GT. 1992. Acid volatile sulfide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments. Environ Sci Technol. 26:96-101. (Disponible en anglais seulement)

Długaszek M, Kaszczuk M, Mularczyk-Oliwa M. 2011. Magnesium, Calcium, and Trace Elements Excretion in 24-h Urine. Biol Trace Elem Res. 142(1):1-10. (Disponible en anglais seulement)

Donangelo CM, Woodhouse LR, King SM, Viteri FE, King JC. 2002. Supplemental zinc lowers measures of iron status in young women with low iron reserves. J Nutr. 132:1860-1864. (Disponible en anglais seulement)

Dorgelo J, Meester H, Velzen CV. 1995. Effects of diet and heavy metals on growth rate and fertility in the deposit-feeding snail *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith) (Gastropoda: Hydrobiidae). Hydrobiologia. 316:199-210.

[PDPP] Recherche de produits pharmaceutiques en ligne [base de données]. [Modifié le 12 juin 2018]. Ottawa (ON), Gouvernement du Canada. [Consulté le 1^{er} février 2018].

Duchateau J, Delespesse G, Vereecke P. 1981. Influence of oral zinc supplementation on the lymphocyte response to mitogens of normal subjects. Am J Clin Nutr. 34:88-93. (Disponible en anglais seulement)

Duquette M, Hendershot WH. 1990. Copper and zinc sorption on some B horizons of Québec soils. Commun Soil Sci Plant Anal. 21:377-394. (Disponible en anglais seulement)

Eisler R. 1993. Zinc hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review [PDF]. Laurel (MD): US Department of the Interior Fish and Wildlife Service. Biological report 10, Contaminant Hazard Reviews Report 26. (Disponible en anglais seulement)

[EC] European Commission. 2004. European Union risk assessment report. Zinc oxide. Addendum to the Part II (Human Health): CAS No. 1314-13-2 [PDF]. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 2nd Priority List. Vol.43. Report No.: EUR 21171 EN. [Consulté le 10 décembre 2017] (Disponible en anglais seulement)

[EC] European Commission. 2007. Risk assessment report on zinc metal — environmental part. Luxembourg: Publications Office of the European Union.] (Disponible en anglais seulement)

[EC] European Commission. 2008a. Risk Assessment: Zinc Oxide. Part 1: Environment. Prepared by Netherlands Organization for Applied Scientific Research (TNO) and National Institute of Public Health and Environment (RIVM). Luxembourg: Publications Office of the European Union.] (Disponible en anglais seulement)

[EC] European Commission. 2008b. Risk Assessment: Zinc Metal. Part 1: Environment. Prepared by Netherlands Organization for Applied Scientific Research (TNO) and National Institute of Public Health and Environment (RIVM). Luxembourg: Publications Office of the European Union.] (Disponible en anglais seulement)

[EC] European Commission. 2006a. Risk Assessment: Zinc Phosphate (Final Draft August 2006). Part 1: Environment. Prepared by Netherlands Organization for Applied Scientific Research (TNO) and National Institute of Public Health and Environment (RIVM). Luxembourg: Publications Office of the European Union.] (Disponible en anglais seulement)

[EC] European Commission. 2006b. Risk Assessment: Zinc Sulphate (Final Draft August 2006). Part 1: Environment. Prepared by Netherlands Organization for Applied Scientific Research (TNO) and National

Institute of Public Health and Environment (RIVM). Luxembourg: Publications Office of the European Union.] (Disponible en anglais seulement)

[EC] European Commission. 2006c. Draft Risk Assessment: Zinc Chloride (Final Draft November 2006). Part 1: Environment. Prepared by Netherlands Organization for Applied Scientific Research (TNO) and National Institute of Public Health and Environment (RIVM). Luxembourg: Publications Office of the European Union.] (Disponible en anglais seulement)

[EC] European Commission. 2006d. Draft Risk Assessment: Zinc Distearate (Final Draft August 2006). Part 1: Environment. Prepared by Netherlands Organization for Applied Scientific Research (TNO) and National Institute of Public Health and Environment (RIVM). Luxembourg: Publications Office of the European Union.] (Disponible en anglais seulement)

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2016. Données de monitoring de la qualité de l'eau à long terme de Terre-Neuve et Labrador. Ottawa (ON), Gouvernement du Canada. [Consulté le 12 novembre].

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2017. 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 concernant les substances visées par la mise à jour de l'inventaire de 2017*. Données préparées par Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada; Programme des substances existantes.

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. [Modifié le 12 mars 2017]. Catégorisation de substances chimiques. Ottawa (ON), Gouvernement du Canada. [Consulté le 5 décembre 2017].

[ECHA] European Chemicals Agency [base de données]. 2017. Registered substances database. Helsinki (FI): European Chemicals Agency. [Consulté le 24 octobre 2017]. (Disponible en anglais seulement)

[EEC Ltd & LAC Ltd] Ecoscape Environmental Consultants Ltd. & 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. Ecoscape file No. 12-976.2. p. 449. (Disponible en anglais seulement)

[ESEE] Études de suivi des effets sur l'environnement. 2016. Measured concentrations of total zinc in exposed and reference waterbodies collected under the Metal Mining Effluent Regulations from 2009-2015. Gatineau (QC): Environnement et Changement climatique Canada. [Accès restreint]. (Disponible en anglais seulement)

[EFSA] European Food Safety Authority. 2006. Tolerable upper intake levels for vitamins and minerals [PDF]. European Food Safety Authority [Consulté le 27 décembre 2017]. (Disponible en anglais seulement)

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

Environnement Canada. 2009b. Code de pratiques écologiques pour les mines et les mines de métaux [PDF]. Ottawa (ON), Gouvernement du Canada. ISBN 978-1-100-90892-2, N° de cat.: En4-107/2009F-PDF.

Environnement Canada. 2009-2012. Wastewater treatment plant data collected under the Chemicals Management Plan Environmental Monitoring and Surveillance Program. Données non publiées. Gatineau (QC): Environnement Canada. (Disponible en anglais seulement)

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

Environnement Canada, Santé Canada. 2001. Liste des substances d'intérêt prioritaire Rapport d'évaluation – Rejets des fonderies de cuivre de première et de deuxième fusion et des affineries de cuivre – Rejets des fonderies de zinc de première et de deuxième fusion et des affineries de zinc. Ottawa (ON), Gouvernement du Canada. ISBN: 0-662-85482-9, Nº de cat.: En40-215/62F.

[EPI Suite] Estimation Program Interface Suite for Microsoft Windows [estimation model]. 2017. Ver. 4.1. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. (Disponible en anglais seulement)

Evans LJ. 1989. Chemistry of metal retention by soils. *Environ Sci Technol*. 23(9):1046-1056. (Disponible en anglais seulement)

Feillet-Coudray C, Meunier N, Rambeau M, Brandolini-Bunlon M, Tressol JC, Andriollo M, Mazur A, Cashman KD, Coudray C. 2005. Long-term moderate zinc supplementation increases exchangeable zinc pool masses in late-middle-aged men: The zenith study. *Am J Clin Nutr*. 82(1):103-110. (Disponible en anglais seulement)

Field HP, Whitley AJ, Srinivasan TR, Walker BE, Kelleher J. 1987. Plasma and leucocyte zinc concentrations and their response to zinc supplementation in an elderly population. *Int J Vitam Nutr Res*. 57(3):311-317. (Disponible en anglais seulement)

Fischer PW, Giroux A, L'Abbé MR. 1984. Effect of zinc supplementation on copper status in adult man. *AM J Clin Nutr*. 40(4):743-746. (Disponible en anglais seulement)

Fortoul TI, Rodriguez-Lara V, Gonzalez-Villalva A, Rojas-Lemus M, Colin-Barenque L, Bizarro-Nevares P, García-Peláez I, Ustarroz- Cano M, López-Zepeda S, Cervantes-Yépez S et al. 2015. Health effects of metals in particulate matter. In: Farhad Nejadkoorki, editor. *Current air quality issues*. London (UK): IntechOpen Ltd. p. 571-608. (Disponible en anglais seulement)

Förstner U, Wittmann GTW. 1981. Metal pollution in the aquatic environment. 2nd ed. Berlin (DE): Springer. 532 pp. (Disponible en anglais seulement)

[MSQED] Surveillance de la qualité de l'eau et de surveillance [base de données]. 2014. Ottawa (ON), Gouvernement du Canada.

[MSQED] Surveillance de la qualité de l'eau et de surveillance [base de données]. 2016. Application cartographique sur le Web. Ottawa (ON): Gouvernement du Canada. [Accès restreint]

Freeland-Graves JH, Friedman BJ, Han W, Shorey RL, Young R. 1982. Effect of zinc supplementation on plasma high density lipoprotein and zinc. *Am J Clin Nutr*. 35:988-992. (Disponible en anglais seulement)

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

Gatto LM, Samman S. 1995. The effect of zinc supplementation on plasma lipids and low-density lipoprotein oxidation in males. *Free Radic Biol Med.* 19(4):517-521. (Disponible en anglais seulement)

Gibson RS. 2012. A Historical Review of Progress in the Assessment of Dietary Zinc Intake as an Indicator of Population Zinc Status. *Adv Nutr.* 3(6):772-782. (Disponible en anglais seulement)

Giordano PM, Mortvedt JJ. 1980. Zinc uptake and accumulation by agricultural crops. New York (NY): John Wiley & Sons. (Disponible en anglais seulement)

Gobeil C, Rondeau B, Beaudin L. 2005. Contribution of municipal effluents to metal fluxes in the St. Lawrence River. *Environ Sci Technol.* 39(2):456-464. (Disponible en anglais seulement)

Government of Alberta. 2010. [Alberta Biomonitoring Program Chemicals in Serum of Children in Southern Alberta 2004-2006 - Influence of Age Comparison to Pregnant Women \[PDF\]](#) Edmonton (AB): Health and Wellness [PDF]. [cité le 7 février 2018]. (Disponible en anglais seulement)

Gouvernement de l'Ontario. 1990a. [Environmental Protection Act: O. Reg. 560/94 Effluent Monitoring and Effluent Limits – Metal Mining Sector. R.S.O. 1990, c. E.19.](#) (Disponible en anglais seulement)

Gouvernement de l'Ontario. 1990b. [Environmental Protection Act: O. Reg. 214/95 Effluent Monitoring and Effluent Limits – Iron and Steel Manufacturing Sector. R.S.O. 1990, c. E.19.](#) (Disponible en anglais seulement)

[GSBL] [base de données]. 2017. Information System on Chemical Substances of the German Federal Government and German Federal States. Berlin (DE): German Environment Agency (Umwelt Bundesamt). [Consulté le 7 novembre 2017]. (Disponible en anglais seulement)

Guney M, Zagury GJ. 2012. Heavy metals in toys and low-cost jewelry: critical review of U.S. and Canadian legislations and recommendations for testing. *Environ Sci Technol.* 46(8):4265-4274. (Disponible en anglais seulement)

Gupta AK, Sharma SK. 1994. Bioaccumulation of zinc in *Cirrhinus mrigala* fingerlings during short-term static bioassay. *J Environ Biol.* 15(3):231-237. (Disponible en anglais seulement)

Harvey C, Mackay D, Webster E. 2007. Can the unit world model concept be applied to hazard assessment of both organic chemicals and metal ions? *Environ Toxicol Chem.* 26(10):2129-2142. (Disponible en anglais seulement)

Hays SM, Aylward LL, LaKind JS, Bartels MJ, Barton HA, Boogaard PJ, Brunk C, DiZio S, Dourson M, Goldstein DA, et al. 2008. Guidelines for the derivation of Biomonitoring Equivalents: report from the Biomonitoring Equivalents Expert Workshop. *Regul Toxicol Pharmacol* 51(3 suppl): S4-S15. (Disponible en anglais seulement)

Hays SM, Aylward LL, Gagne M, Nong A, Krishnan K. 2010. Biomonitoring Equivalents for inorganic Arsenic. *Regul Toxicol Pharmacol* 58(1):1-9. (Disponible en anglais seulement)

Santé et Bien-être social Canada, Statistique Canada. 1981. La santé des Canadiens : rapport de l'Enquête Santé Canada. (Statistique Canada, n° 82-538 au catalogue). Ottawa (ON), Gouvernement du Canada. ISBN 0-660-90512-4.

Santé Canada. 2010. [Liste des produits de formulation de l'ARLA \[PDF\]](#). Ottawa (ON), Gouvernement du Canada. SC pub.: 100461, N° de cat.: H114- 22/2010F. [Consulté le 5 décembre 2017].

Santé Canada. 2017. Zinc Breast Milk Concentrations from MIREC, Sept 9, 2017. Rapport non publié. Ottawa (ON): Direction des aliments, Santé Canada. (Disponible en anglais seulement)

Santé Canada. [Modifié 2011a, 31 janvier]. Apports alimentaires en contaminants et en autres produits chimiques chez les Canadiens, selon les groupes d'âge et le sexe [modifié 2011, 31 janvier]. Ottawa (ON), Gouvernement du Canada. [Consulté le 1^{er} février 2018].

Santé Canada. [Modifié 2011b, 22 mars]. 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 1 (2007 à 2009). Ottawa (ON), Gouvernement du Canada. [Consulté le 1^{er} février 2018].

Santé Canada. [Modifié 2012, 12 décembre]. Liste de nourriture des levures autorisée (Listes des additifs alimentaires autorisés). Publié le 17 avril 2013. Ottawa (ON), Gouvernement du Canada. [Consulté le 1^{er} février 2018].

Santé Canada. [Modifié 2013, 5 avril]. Deuxième rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada. Ottawa (ON), Gouvernement du Canada.

Santé Canada. [Modifié 2016a, 9 décembre]. 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 (ON), Gouvernement du Canada. [Consulté en mars 2018].

Santé Canada. [Modifié 2016b, 26 février]. Document d'orientation particulier à une catégorie - Autorisation de mise en marché temporaire : Aliments supplémentés. Ottawa (ON), Gouvernement du Canada. [Consulté le 1^{er} février 2018].

Santé Canada. [Modifié 2016c, 8 janvier]. Sécurité des produits de consommation : Recherche dans les étiquettes de pesticides. Ottawa (ON), Gouvernement du Canada. [Consulté le 29 novembre 2016].

Santé Canada. [Modifié 2017a, 10 août]. Résultats de l'établissement des priorités de la Liste révisée des substances commercialisées. Ottawa (ON), Gouvernement du Canada [Consulté le 5 décembre 2017].

Santé Canada. [Modifié 2017b, 1^{er} février]. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Tableau sommaire. Ottawa (ON), Gouvernement du Canada. [Consulté en mars 2018].

Santé Canada. [Modifié 2018a, 25 septembre]. Monographie des suppléments de multivitamines/minéraux. Ottawa (ON), Gouvernement du Canada [Consulté le 1^{er} février 2018].

Santé Canada. [Modifié 2018b, 14 juin]. Liste critique des ingrédients de cosmétiques : Liste des ingrédients dont l'usage est interdit dans les cosmétiques. Ottawa (ON), Gouvernement du Canada. [Consulté le 1^{er} octobre 2018].

Hem JD. 1972. Chemistry and occurrence of cadmium and zinc in surface water and groundwater. Water Resour Res. 8(3):661-679. (Disponible en anglais seulement)

Hess SY, Peerson JM, King JC, Brown KH. 2007. Use of serum zinc concentration as an indicator of population zinc status. Food Nutr Bull: 28(3 Suppl):S403-S429. (Disponible en anglais seulement)

Hiltibran RC. 1971. Effects of cadmium, zinc, manganese, and calcium on oxygen and phosphate metabolism of bluegill liver mitochondria. J Water Pollut Control Fed. 43(5):818-823. (Disponible en anglais seulement)

Hininger-Favier I, Andriollo-Sanchez M, Arnaud J, Meunier N, Bord S, Graham C, Polito A, Maiani G, O'Connor JM, Coudray C, et al. 2007. Age- and sex-dependent effects of long-term zinc supplementation on essential trace element status and lipid metabolism in European subjects: the Zenith Study. *Br J Nutr.* 97:569-578. (Disponible en anglais seulement)

Hinz C, Selim HM. 1994. Transport of zinc and cadmium in soils: experimental evidence and modeling approaches. *Soil Sci Soc Am J.* 58(5):1216-1327. (Disponible en anglais seulement)

Hodkinson CF, Kelly M, Alexander HD, et al. 2007. Effect of zinc supplementation on the immune status of healthy older individuals aged 55-70 years: the ZENITH Study. *J Gerontol A Biol Sci Med Sci.* 62:598-608. (Disponible en anglais seulement)

Hogstrand C. 2011. Zinc. In: Wood CM, Farrell AP, Brauner CJ, editors. *Homeostasis and toxicology of essential metals*. London (UK): Academic Press. p. 136-184. (Disponible en anglais seulement)

Holcombe GW, Benoit DA, Leonard EN. 1979. Long-term effects of zinc exposures on brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Trans Am Fish Soc.* 108:76-87. (Disponible en anglais seulement)

Household Products Database [base de données]. 1993. Bethesda (MD): US National Library of Medicine. [Mis à jour en septembre 2017; consulté le 6 décembre 2017]. (Disponible en anglais seulement)

[ICMM] International Council on Mining and Metals. 2007. MERAG fact sheets 5 & 6: Incorporation of bioavailability for water, soils and sediments. ICMM. [Mis à jour en mai 2016] (Disponible en anglais seulement)

[IPCS] International Programme on Chemical Safety. 2001. Environmental health criteria 221: zinc. Geneva (CH): World Health Organization. (Disponible en anglais seulement)

Ince NH, Dirilgen N, Apikyan IG, Tezcanli G, Üstün B. 1998. Assessment of toxic interaction of heavy metals in binary mixtures: A statistical approach. *Arch Environ Contam Toxicol.* 36:365-372. (Disponible en anglais seulement)

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

[IOM] Institute of Medicine. 2001. Dietary Reference Intakes for Vitamin A, Vitamin K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium, and Zinc. Washington (DC): National Academies Press (US). [Consulté le 19 décembre 2017]. (Disponible en anglais seulement)

Iyengar V, Woittiez J. 1988. Trace elements in human clinical specimens: evaluation of literature data to identify reference values. *Clin Chem.* 34:474-481. (Disponible en anglais seulement)

Iyengar GV, Subramanian KS, Woittiez, JRW. 1998. Element analysis of biological samples: Principles and Practice, Boca Raton (FL): CRC Press. (Disponible en anglais seulement)

[JECFA] Comité mixte FAO/OMS d'experts des aliments alimentaires. 1982. Évaluation de certains additifs alimentaires et contaminants. Genève (CH), Organisation mondiale de la Santé. OMS, Série de Rapports techniques 683. Vingt-sixième rapport du Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires.

Johnson MA, Baier MJ, Greger JL. 1982. Effects of dietary tin on zinc, copper, iron, manganese, and magnesium metabolism of adult males. Am J Clin Nutr. 35:1332–1338. (Disponible en anglais seulement)

Johnson PE, Hunt CD, Milne DB, Mullen LK. 1993. Homeostatic control of zinc metabolism in men: zinc excretion and balance in men fed diets low in zinc. Am. J. Clin. Nutr. 57: 557–565. (Disponible en anglais seulement)

Juárez-Franco MF, Sarma SSS, Nandini S. 2007. Effect of cadmium and zinc on the population growth of *Brachionus havanaensis* (Rotifera: Brachionidae). J Environ Sci Health, Part A: Environ Sci Eng. 42:1489-1493.

Judson R, Richard AM, Dix DJ, Houck KA, Elloumi F, Martin MT, Cathey T, Transue TR, Spencer R, Wolf M. 2008. ACToR – aggregated computation resource. Toxicology and Applied Pharmacology. 233(1):7-13. (Disponible en anglais seulement)

Kant AK, Moser-Veillon PB, Reynolds RD. 1989. Dietary intakes and plasma concentrations of zinc, copper, iron, magnesium, and selenium of young, middle aged and older men. Nutr Res. 9(7):717-724. (Disponible en anglais seulement)

Karthikeyan S, Macey K, Cockell K, Walker M, Lye E, Yome J, Bertinato J, Poddalogoda D. 2017. Factors Associated with the Whole Blood and Urinary Concentrations of Copper, Manganese and Zinc in the Canadian Population: Canadian Health Measures Survey Cycles 1 and 2, 2007 to 2011. Poster Presentation. Health Canada Science Forum. Unpublished. (Disponible en anglais seulement)

Kilgour & Associates Ltd. 2016. Estimating background concentration ranges data to inform ecological chemical risk assessments. Rapport non publié. Gatineau (QC): Environnement et Changement climatique Canada, Division de l'évaluation écologique. (Disponible en anglais seulement)

Kim J, Paik HY, Joung H, Woodhouse LR, Li S, King JC. 2004. Zinc supplementation reduces fractional zinc absorption in young and elderly Korean women. J Am Coll Nutr. 2004; 23:309-315 (Disponible en anglais seulement)

Kim J, Paik HY, Joung H, Woodhouse LR, Li S, King JC. 2007. Effect of dietary phytate on zinc homeostasis in young and elderly Korean women. J Am Coll Nutr. 26:1-9. (Disponible en anglais seulement)

King JC, Keen CL. 1999. Modern Nutrition in Health and Disease. 9th ed. Baltimore (MD): Williams & Wilkins. (Disponible en anglais seulement)

King JC, Shames DM, Lowe NM, Woodhouse LR, Sutherland B, Abrams SA, Turnlund JR, Jackson MJ. 2001. Effect of acute zinc depletion on zinc homeostasis and plasma zinc kinetics in men. Am J Clin Nutr. 74:116-124. (Disponible en anglais seulement)

Kraak MHS, Wink YA, Stuijfzand SC, Buckert-de Jong MC, De Groot CJ, Admiraal W. 1994. Chronic ecotoxicity of Zn and Pb to the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. Aquat Toxicol. 30:77-89. (Disponible en anglais seulement)

Krezel A, Maret W. 2016. The biological inorganic chemistry of zinc ions. Arch Biochem Biophys. 611:3-19. (Disponible en anglais seulement)

Kuhnlein HV, Receveur O. 2007. Local Cultural Animal Food Contributes High Levels of Nutrients for Arctic Canadian Indigenous Adults and Children. J Nutr. 137(4):1110-1114. (Disponible en anglais seulement)

LaKind JS, Naiman DQ. 2015. Temporal trends in bisphenol A exposure in the United States from 2003–2012 and factors associated with BPA exposure: Spot samples and urine dilution complicate data interpretation. Environ Res. 142:84-95. (Disponible en anglais seulement)

Lane and Associates Ltd. 1990. Assessment of existing natural wetlands affected by low pH, metal contaminated seepages (acid mine drainage). Final Report, Project No. E-278 Prepared for Environment Canada by P. Halifax (NS): Lane and Associates Ltd. 58 pp. (Disponible en anglais seulement)

Lavoie M, Campbell PG, Fortin C. 2012a. Extending the biotic ligand model to account for positive and negative feedback interactions between cadmium and zinc in a freshwater alga. Environ Sci Technol. 46(21):12129-12136. (Disponible en anglais seulement)

Lee D-Y, Prasad A S, Hydrick-Adair C, Brewer G. & Johnson PE. 1993. Homeostasis of zinc in marginal human zinc deficiency: role of absorption and endogenous excretion of zinc. J. Lab. Clin. Med. 122: 549–556. (Disponible en anglais seulement)

Liang CL. 2016. Descriptive statistics of metals for MIREC-CD Plus. 2016. Rapport non publié. Ottawa (ON): Division des études sur la population, Santé Canada. (Disponible en anglais seulement)

[BDPSNH] Base de données des produits de santé naturels homologués. [Modifié 2018, 26 février]. Ottawa (ON), Gouvernement du Canada. [Consulté en janvier 2018].

Lock K, Janssen CR. 2003. Influence of ageing on zinc bioavailability in soils. Environ Pollut 126(3):371-374. (Disponible en anglais seulement)

Lofts S, Tipping E. 2000. Solid-solution metal partitioning in the Humber Rivers: Application of WHAM and SCAMP. Sci Total Environ. 251/252:381–399. (Disponible en anglais seulement)

Lowe NM, Fekete K, Decsi T. 2009. Methods of assessment of zinc status in humans: a systematic review. Am J Clin Nutr. 89(6):2040S-2051S. (Disponible en anglais seulement)

Lowe NM, Medina MW, Stammers AL, Patel S, Souverein OW, Dullemeijer C, Serra-Majem L, Nissensohn M, Hall Moran V. 2012. The relationship between zinc intake and serum/plasma zinc concentration in adults: a systematic review and dose-response meta-analysis by the EURRECA Network. Br J Nutr. 108(11):1962-1971. (Disponible en anglais seulement)

Lowe NM, Dykes FC, Skinner AL, Patel S, Warthon-Medina M, Decsi T, Fekete K, Souverein OW, Dullemeijer C, Cavelaars AE. et al. 2013. EURRECA—Estimating zinc requirements for deriving dietary reference values. Crit Rev Food Sci Nutr. 53(10):1110-1123. (Disponible en anglais seulement)

Ma W. 1982. The influence of soil properties and worm-related factors on the concentration of heavy metals in earthworms. Pedobiologia. 24(2):109-119. (Disponible en anglais seulement)

Manitoba Conservation. 2007. Concentrations of Metals and Other Elements in Surface Soils of Flin Flon, Manitoba and Crighton, Saskatchewan, 2006 [PDF]. Winnipeg (MB): Manitoba Conservation. Report No. 2007-0. 64 pp. [Consulté le 12 septembre 2017]. (Disponible en anglais seulement)

Martineau C, Barber J, Bertinato J, Brooks S, Chao E, Daoust J, Lee N, Lukeman L, Marles RJ, Hinkson N. 2014. Proposed approach to setting maximum levels for vitamins, mineral nutrients, and amino acids in beverages, beverage mixes and concentrates, powders, bars and confectionaries eligible for a temporary marketing authorization in Canada. Int Food Risk Anal. 4:3. (Disponible en anglais seulement)

McGeer JC, Szebedinszky C, McDonal DG, Wood CM. 2000. Effects of chronic sublethal exposure to waterborne Cu, Cd or Zn in rainbow trout 2: tissue specific metal contamination. *Aquatic Toxicol.* 50:245-256. (Disponible en anglais seulement)

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

McHardy BM, George JJ. 1990. Bioaccumulation and toxicity of zinc in the green alga, *Cladophora glomerata*. *Environ Pollut.* 66:55-66. (Disponible en anglais seulement)

McKeague JA, Wolynetz MS. 1980. Background levels of minor elements in some Canadian soils. *Geoderma.* 24(4):299-307. (Disponible en anglais seulement)

McLaughlin MJ. 2001. Ageing of metals in soils changes bioavailability. *Environ Risk Assess.* 4:1-6. (Disponible en anglais seulement)

Medeiros DM, Mazhar A, Brunett EW. 1987. Failure of oral zinc supplementation to alter hair zinc levels among healthy human males. *Nutr Res.* 7:1109-1115. (Disponible en anglais seulement)

Meek ME, Newhook R, Liteplo RG, Armstrong VC. 1994. Approaches to assessment of risk to human health for priority substances under the Canadian Environmental Protection Act. *Environ Carcinogen Ecotoxicol Rev.* C12(2):105-134. (Disponible en anglais seulement)

Milani D, Grapentine L, Burniston DA, Graham M, Marvin C. 2017. Trends in sediment quality in Hamilton Harbour, Lake Ontario. *Aquat Ecosystem Health.* 20(3):295-307. (Disponible en anglais seulement)

Milne DB, Davis CD, Nielsen FH. 2001. Low dietary zinc alters indices of copper function and status in postmenopausal women. *Nutrition.* 17(9):701-708. (Disponible en anglais seulement)

Minoia C, Sabbioni E, Apostoli P, Pietra R, Pozzoli L, Gallorini M, Nicolaou G, Alessio L, Capodaglio E. 1990. Trace element reference values in tissues from inhabitants of the European community. I. A study of 46 elements in urine, blood and serum of Italian subjects. *Sci Total Environ.* 95:89-105. (Disponible en anglais seulement)

Mirenda RJ. 1986. Acute toxicity and accumulation of zinc in the crayfish, *Orconectes virilis* (Hagen). *Bull Environ Contam Toxicol.* 37:387-394. (Disponible en anglais seulement)

Moran VH, Skinner AL, Medina MW, Patel S, Dykes F, Souverein OW, Dullemeijer C, Lowe NM. 2012. The relationship between zinc intake and serum/plasma zinc concentration in pregnant and lactating women: A systematic review with dose-response meta-analyses. *J Trace Elem Med Biol.* 26(2-3):74-79 (Disponible en anglais seulement)

Muyssen BTA, De Schamphelaere KAC, Janssen CR. 2006. Mechanisms of chronic waterborne Zn toxicity in *Daphnia magna*. *Aquat Toxicol.* 77(4):393-401. (Disponible en anglais seulement)

[RNSPA] Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique. 2011. Données de surveillance 2009. Données non publiées. Ottawa (ON): Environnement Canada, Division de la qualité de l'air. (Disponible en anglais seulement)

[NAS] National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. 2016. Health risks of indoor exposure to particulate matter: workshop summary. Report prepared by: Butler DA, Madhavan G, Alper J for the

Health and Medicine Division (US). Washington (DC): The National Academies Press. (Disponible en anglais seulement)

Nebeker AV, Stinchfield A, Savonen C, Chapman GA. 1986. Effects of copper, nickel and zinc on three species of Oregon freshwater snails. Environ Toxicol Chem. 5:807-811. (Disponible en anglais seulement)

[BDIPSN] Base de données d'ingrédients de produits de santé naturels [base de données]. [Modifié 2018, 9 novembre]. Ottawa (ON), Gouvernement du Canada. [Consulté en mai 2018].

[INRP] Inventaire national des rejets polluants [base de données]. 2016. Ottawa (ON), Gouvernement du Canada. [Consulté en septembre 2016]

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants. 2013. Glossaire des termes et des expressions utilisés par l'INRP. Ottawa (ON), Gouvernement du Canada. [Cité en décembre 2017].

Norberg, TJ, Mount DI. 1985. A new fathead minnow (*Pimephales promelas*) subchronic toxicity test. Environ Toxicol Chem. 4:711-718. (Disponible en anglais seulement)

Nriagu JO. 1980. Zinc in the environment. New York (NY): John Wiley & Sons. (Disponible en anglais seulement)

Nriagu JO, Lawson G, Wong HVT, Cheam V. 1996. Dissolved trace metals in lakes Superior, Erie, and Ontario. Environ Sci Technol. 30:178-187. (Disponible en anglais seulement)

[RNCan] Ressources naturelles Canada. 2007. Les minéraux et les métaux. Un trésor à découvrir.

[RNCan] Ressources naturelles Canada. 2016. Faits sur les minéraux et les métaux 2015 [PDF]. [Consulté le 2 février 2017].

[OCDE] Organisation for Economic Co-operation and Development. 2004, Emission Scenario Document on Metal Finishing. Environment Directorate, Joint Meeting of the Chemical Committee and the Working Party on Chemicals Pesticides and Biotechnology. Enb/JM/MONO(2009)24. (Disponible en anglais seulement)

[OCDE] Organisation for Economic Co-operation and Development. 2012, SIDS Initial Assessment Profiles agreed in the course of the OECD HPV Chemicals Programme from 1993 to 2011, Environment Directorate Joint Meeting of the Chemicals Committee and the Working Party on Chemicals, Pesticides And Biotechnology, ENV/JM/MONO(2012)4/PART5. (Disponible en anglais seulement)

Ontario. 1990. Environmental Protection Act: O. Reg. 214/95 Effluent Monitoring and Effluent Limits – Iron and Steel Manufacturing Sector. R.S.O. 1990, c. E.19. (Disponible en anglais seulement)

Ontario 2016. Rejets d'effluents industriels. (ON), Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs, Gouvernement de l'Ontario. (Disponible en anglais seulement)

Ontario. 2015. Gamme typique de la composition chimique des sols de l'Ontario. Données depuis juillet 1991. (ON), Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs, Gouvernement de l'Ontario [Consulté en novembre 2017 28].

Pardos M, Benninhoff C, Thomas RL. 1998. Photosynthetic and population growth response of the test alga *Selenastrum capricornutum* Printz to zinc, cadmium and suspended sediment elutriates. Appl Psychol. 10(2):145-151. (Disponible en anglais seulement)

Pachotikarn C, Medeiros DM, Windham F. 1985. Effect of oral zinc supplementation upon plasma lipids, blood pressure, and other variables in young adult white males. Nutr Rep Int. 32(2):373-382. [Consulté le 8 avril 2015]. (Disponible en anglais seulement)

Palin D, Underwood BA, Denning CR. 1979. The effect of oral zinc supplementation on plasma levels of vitamin A and retinol-binding protein in cystic fibrosis. Am J Clin Nutr. 32(6):1253-1259. (Disponible en anglais seulement)

Pardos M, Benninhoff C, Thomas RL. 1998. Photosynthetic and population growth response of the test alga *Selenastrum capricornutum* Printz to zinc, cadmium and suspended sediment elutriates. Appl Psychol. 10(2):145-151. (Disponible en anglais seulement)

Payette H, Gray-Donald. 1991. Dietary intake and biochemical indices of nutritional status in an elderly population, with estimates of the precision of the 7-d food record. Am J Clin Nutr. 54:478-488. (Disponible en anglais seulement)

Peretz A, Neve J, Jeghers O, Pelen F. 1993. Zinc distribution in blood components, inflammatory status, and clinical indexes of disease activity during zinc supplementation in inflammatory rheumatic diseases. Am J Clin Nutr. 57(5):690-694. (Disponible en anglais seulement)

Poddalgoda D, Macey K, Hancock S. Derivation of Biomonitoring Equivalent values (BEs) for Zinc. Manuscript accepté par Reg Toxicol and Pharmacol (avril 2019). (Disponible en anglais seulement)

Prasad AS, Beck FW, Bao B, Fitzgerald JT, Snell DC, Steinberg JD, Cardozo LJ. 2007. Zinc supplementation decreases incidence of infections in the elderly: effect of zinc on generation of cytokines and oxidative stress. Am J Clin Nutr. 85:837-844. (Disponible en anglais seulement)

Prasad AS, Brewer GJ, Schoomaker EB, Rabbani P. 1978. Hypocupremia induced by zinc therapy in adults. J Am Med Assoc. 240:2166-2168. (Disponible en anglais seulement)

Preziosi P, Galan P, Herbeth B, Valeix P, Roussel AM, Malvy D, Paul-Dauphin A, Arnaud J, Richard MJ, Briancon S, et al. 1998. Effects of supplementation with a combination of antioxidant vitamins and trace elements, at nutritional doses, on biochemical indicators and markers of the antioxidant system in adult subjects. J Am Coll Nutr. 17:244-249. (Disponible en anglais seulement)

Rangan AM, Samman S. 2012. Zinc intake and its dietary sources: Results of the 2007 Australian National Children's Nutrition and Physical Activity Survey. Nutrients. 4(7):611-624. (Disponible en anglais seulement)

Rasmussen PE, Levesque C, Chénier M, Gardner H.D, Jones-Otazo H, Petrovic S. 2013. Canadian House Dust Study: Population-based concentrations, loads and loading rates of arsenic, cadmium, chromium, copper, nickel, lead, and zinc inside urban homes. Sci Total Environ. 443:520–529. (Disponible en anglais seulement)

Rasmussen PE, Beauchemin S, Maclean LCW, Chenier M, Levesque C, Gardner HD. 2014. Impact of humidity on speciation and bioaccessibility of Pb, Zn, Co and Se in house dust. J Anal At Spectrom. 29:1206-1217. (Disponible en anglais seulement)

Rasmussen PE. 2016. Preliminary exposure data for zinc, antimony and manganese from 2014-2017 CMP(3) research. November 15, 2016. Rapport non publié. Ottawa (ON): Santé Canada, Division de l'exposition et de la biosurveillance. (Disponible en anglais seulement)

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

Rashed MN. 2010. Monitoring of contaminated toxic and heavy metals, from mine tailings through age accumulation, in soil and some wild plants at Southeast Egypt. *J Hazard Mater.* 178(1):739-746. (Disponible en anglais seulement)

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

Richardson GM, Garrett R, Mitchell I, Mah-Paulson M, Hackbarth T. 2001. Critical review on natural global and regional emissions of six trace metals to the atmosphere. Ottawa (ON): Risklogic Scientific Services Inc. (Disponible en anglais seulement)

Rondeau B, Cossa D, Gagnon P, Pham TT, Surette C. 2005. Hydrological and biogeochemical dynamics of the minor and trace elements in the St. Lawrence River. *Appl Geochem.* 20:1391–1408. (Disponible en anglais seulement)

Roohani N, Hurrell R, Kelishadi R, Schulin R. 2013. Zinc and its importance for human health: An integrative review. *J Res Med Sci.* 18(2):144-157. (Disponible en anglais seulement)

Rosol R, Powell-Hellyer S, Chan HM. 2016. Impacts of decline harvest of country food on nutrient intake among Inuit in Arctic Canada: impact of climate change and possible adaptation plan. *Int J Circumpolar Health:* 75:31127. (Disponible en anglais seulement)

Samman S, Roberts DCK. 1987. The effect of zinc supplements on plasma zinc and copper levels and the reported symptoms in healthy volunteers. *Med J Aust.* 146(5):246-249. (Disponible en anglais seulement)

Samman S, Roberts DCK. 1988. The effect of zinc supplements on lipoproteins and copper status. *Atherosclerosis.* 70:247-252. (Disponible en anglais seulement)

Sandstead HH, Freeland-Graves JH. 2014. Dietary phytate, zinc and hidden zinc deficiency. *J Trace Elem Med Biol.* 28(4):414-417. (Disponible en anglais seulement)

[SCCS] Scientific Committee on Consumer Safety. 2018. Addendum to the scientific opinion on zinc pyrithione [PDF]. Luxembourg: Publications Office of the European Union. [Consulté en mars 2018ch 8]. (Disponible en anglais seulement)

Sheppard MI, Sheppard SC, Grant CA. 2007. Solid/liquid partition coefficients to model trace element critical loads for agricultural soils in Canada. *Revue canadienne de la science du sol = Can J Soil Sci.* 87(2):189-201. (Disponible en anglais seulement)

Shuhaimi-Othman M, Pascoe D, Borgmann U, Norwood WP. 2006. Reduced metals concentrations in water, sediment and *Hyalella Azteca* from lakes in the vicinity of the Sudbury metal smelters, Ontario, Canada. *Environ Monit Assess.* 117(1):27-44. (Disponible en anglais seulement)

Shuman LM. 1975. The effect of soil properties on zinc adsorption by Soils. *Soil Sci Soc Am J.* 39(3):454-458. (Disponible en anglais seulement)

Shutes B, Ellis B, Revitt M, Bascombe A. 1993. The use of freshwater invertebrates for the assessment of metal pollution in urban receiving water. In: Dallinger R, Rainbow PS, eds, Ecotoxicology of Metals in Invertebrates. Lewis, Boca Raton (FL). pp 201–222. (Disponible en anglais seulement)

Sibley PK, Ankley GT, Cotter AM, Leonard EN. 1996. Predicting chronic toxicity of sediments spiked with zinc: An evaluation of the acid-volatile sulfide model using a life-cycle test with the midge *Chironomus tentans*. Environ Toxicol Chem. 15(2):2102-2112. (Disponible en anglais seulement)

Siddique R. 2010. Utilization of coal combustion by-products in sustainable construction materials. Resour Conserv Recycl. 54:1060-1066. (Disponible en anglais seulement)

Singh VP. 2005. Metal toxicity and tolerance in plants and animals. New Delhi (IN): Sarup & Sons. (Disponible en anglais seulement)

Skidmore JF. 1970. Respiration and osmoregulation in rainbow trout with gills damaged by zinc sulphate. J Exp Biol. 52(2):481-494. (Disponible en anglais seulement)

Skidmore JF, Tovell WA. 1972. Toxic effects of zinc sulphate on the gills of rainbow trout. Water Res. 6:217-230. (Disponible en anglais seulement)

Smolders E, Oorts K, Van Sprang P, Schoeters I, Janssen CR, McGrath SP et al. 2009. Toxicity of trace metals in soil as affected by soil type and aging after contamination: using calibrated bioavailability models to set ecological soil standards. Environ Toxicol Chem. 28:1633-1642. (Disponible en anglais seulement)

Smolders E, McGrath S, Fairbrother A, Hale BA, Lombi E, McLaughlin M, Rutgers M, Van der Vliet L. 2007. Hazard assessment of inorganic metals and metal substances in terrestrial systems. In: Adams WJ, Chapman PM, editors. Assessing the Hazard of Metals and Inorganic Metal Substances in Aquatic and Terrestrial Systems. Proceedings from the Workshop on Hazard Identification Approach for Metals and Inorganic Metal Substances. Pensacola Beach 3-8 May 2003. Boca Raton (FL) CRC Press. p. 113-133. (Disponible en anglais seulement)

Spear FS. 1981. An experimental study of hornblende stability and compositional variability in amphibole. Am J Sci. 281:697-734. (Disponible en anglais seulement)

Spehar RL. 1976. Cadmium and zinc toxicity to flagfish, *Jordanella floridae*. Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada = J Fish Res Board Can. 33(9): 1939-1945. (Disponible en anglais seulement)

Spry DJ, Hodson PV, Wood CM. 1988. Relative contributions of dietary and waterborne zinc in the rainbow trout, *Salmo gairdneri*. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques 45(1):32-41. (Disponible en anglais seulement)

Spry DJ, Wood CM. 1985. Ion flux rates, acid-base status, and blood gases in rainbow trout, *Salmo gairdneri*, exposed to toxic zinc in natural soft water. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques 42(8):1332-1341. (Disponible en anglais seulement)

Sandstead HH, Au W. 2015. Zinc. In: Nordberg GF, Fowler BA, Nordberg M, editors. Handbook on the Toxicology of Metals. 4th ed. London (UK): Academic Press. (Disponible en anglais seulement)

Stumm W, Morgan JJ. 1981. Aquatic Chemistry. New York (NY): Wiley. (Disponible en anglais seulement)

Statistique Canada. 2017. Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes – Nutrition : Apports nutritionnels provenant des aliments et suppléments nutritifs. Publié à 8 h 30 HNE dans Le Quotidien, mardi, 20 juin 2017. Ottawa (ON), Gouvernement du Canada. [Consulté le 6 décembre 2017].

Stur M, Tittl M, Reitner A, Meisinger V. 1996. Oral zinc and the second eye in age-related macular degeneration. *Invest Ophthalmol Vis Sci.* 37(7):1225-1235. (Disponible en anglais seulement)

Sullivan VK, Cousins RJ. 1997. Competitive reverse transcriptase-polymerase chain reaction shows that dietary zinc supplementation in human increases monocyte metallothionein mRNA levels. *J Nutr.* 127(5):694-698. (Disponible en anglais seulement)

Swanson CA, Mansourian R, Dirren H, Rapin CH. 1988. Zinc status of healthy elderly adults: Response to supplementation. *Am J Clin Nutr.* 48(2):343-349. (Disponible en anglais seulement)

Tessier A, Campbell PGC, Bisson M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal Chem.* 51(7):844-850. (Disponible en anglais seulement)

Thibault DH, Sheppard MI, Smith PA. 1990. A critical compilation and review of default soil solid/liquid partition coefficients, Kd, for use in environmental assessments. Report 10125. Atomic Energy of Canada, Pinawa, MB. (Diponible en anglais seulement)

Timmermans KR, Peeters W, Tonkes M. 1992. Cadmium, zinc, lead and copper in *Chironomus riparius* (Meigen) larvae (Diptera, Chironomidae): Uptake and effects. *Hydrobiologia.* 241(2): 119-134. (Disponible en anglais seulement)

Timmermans KR, van Hattum B, Kraak MHS, Davids C. 1989. Trace metals in a littoral food web: Concentrations in organisms, sediment, and water. *Sci Total Environ.* 87/88:477–494.

[TOXNET] Toxicology Data Network [base de données]. 2017. Bethesda (MD): US National Library of Medicine. [Consulté le 30 octobre 2017]. (Disponible en anglais seulement)

Tugulea AM. 2016. National survey of disinfection by-products and selected drinking water contaminants in Canadian drinking water (2009-2010). Rapport non publié. Ottawa (ON): Division de l'exposition et de la biosurveillance, Santé Canada. (Disponible en anglais seulement)

Turner DR, Whitfield M, Dickson AG. 1981. The equilibrium speciation of dissolved components in freshwater and seawater at 25°C and 1 atm pressure. *Geochim Cosmochim Ac.* 45(6):855-881. (Disponible en anglais seulement)

Turnlund, J. R., Durkin, N., Costa, F. & Margen, S. 1986. Stable isotope studies of zinc absorption and retention in young and elderly men. *J. Nutr.* 116: 1239–1247. (Disponible en anglais seulement)

Umebese CE, Motajo AF. 2008. Accumulation, tolerance and impact of aluminium, copper, and zinc on growth and nitrate reductase activity of *Ceratophyllum demersum* (Hornwort). *J Environ Biol.* 29(2):197-200 (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 1987. Ambient Water Quality Criteria for Zinc - 1987. Washington (DC): Office of Water, US EPA. EPA-440/5-87-003. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 1996. The Metals Translator: guidance for calculating a total recoverable permit limit from a dissolved criterion. Washington (DC): US EPA. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] US Environmental Protection Agency. 2005. Toxicological Review of Zinc and Compounds [PDF]. Washington (DC): US EPA. [Consulté en novembre 2017] (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2008. Coal Mining Detailed Study. Washington (DC): US EPA. EPA-821-R-08-012. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2015. Appendix J – Calculating hardness in freshwater receiving waters for hardness dependent metals [PDF]. Washington (DC): US EPA. (Disponible en anglais seulement)

Van Hattum B, Timmermans KR, Govers HA. 1991. Abiotic andbiotic factors influencing trace-metal levels in macroinvertebrates in freshwater systems. Environ Toxicol Chem. 10:275–292. (Disponible en anglais seulement)

Van Riemsdijk WH. 2001. Physical chemical reactivity of Zn in soil and its relationship with bioavailability: A reaction in relation to the discussion between the Zn-industry and the rapporteur of the EU. Wageningen (NL): Wageningen University & Research. (Disponible en anglais seulement)

Wada, L., Turnlund, J. R. & King, J. C. 1985. Zinc utilization in young men fed adequate and low zinc intakes. J. Nutr. 115: 1345-1354 (Disponible en anglais seulement)

Walker JB, Houseman J, Seddon L, McMullen E, Tofflemire K, Mills C, Corriveau A, Weber JP, LeBlanc A, Walker M, et al. 2006. Maternal and umbilical cord blood levels of mercury, lead, cadmium, and essential trace elements in Arctic Canada. Environ Res. 100(3):295-318. (Disponible en anglais seulement)

Walker M. 2016. Metals analysis for pregnant women in CHMS. January 20, 2016. Rapport non publié. Ottawa (ON): Bureau de la science et de la recherche en santé environnementale, Santé Canada. (Disponible en anglais seulement)

Walker M. 2017. Cu, Mn, Zn Analysis – Preliminary Results. June 23, 2017. Rapport non publié. Ottawa (ON): Bureau de la science et de la recherche en santé environnementale, Santé Canada. (Disponible en anglais seulement)

Wang N, Ingersoll CG, Ivey CD, Hardesty DK, May TW, Augspurger T, Roberts AD, Van Genderen E, Barnhart MC 2010. Sensitivity of early life stages of freshwater mussels (Unionidae) to acute and chronic toxicity of lead, cadmium, and zinc in water. Environ Toxicol Chem. 29(9):2053-2063.

Warren LA, Zimmerman AP. 1994. The influence of temperature and NaCl on cadmium, copper, and zinc partitioning among suspended particulate and dissolved phases in an urban river. Water Res. 28:1921–1931. (Disponible en anglais seulement)

Washington State Department of Ecology. 2014. Metals in Children's and Consumer Products and Packaging [PDF]. Olympia (WA): Washington State, Department of Ecology, Hazardous Waste and

Toxics Reduction Program. Publication no. 14-04-014. [Consulté le 8 février 2018] (Disponible en anglais seulement)

Wastney ME, Aamodt RL, Rumble WF, Henkin RI. 1986. Kinetic analysis of zinc metabolism and its regulation in normal humans. *Am J Physiol.* 251(2 Pt 2):R398-408. (Disponible en anglais seulement)

Watanabe T, Kiron V, Satoh S. 1997. Trace minerals in fish nutrition. *Aquaculture.* 151(1):185-207. (Disponible en anglais seulement)

Watson WS, Mitchell KG, Lyon TDB, Kerr N. 1999. A two-compartment model for zinc in humans. *J Trace Elem Med Biol.* 13(3):141-149. (Disponible en anglais seulement)

Weatherley AH, Lakes PS, Rogers SC. 1980. Zinc pollution and the ecology of the freshwater environment. In: Nriagu JO, editor. *Zinc in the environment.* New York (NY): Wiley-Interscience. p. 337-418. (Disponible en anglais seulement)

[OMS] Organisation mondiale de la santé. 2001. Zinc. Environmental Health Criteria 221. Geneva (CH): World Health Organization. [Consulté en avril 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[OMS] Organisation mondiale de la santé. 2003. Zinc in Drinking Water: Background Document for Development of Guidelines for Drinking Water Quality. Geneva (CH): World Health Organization. (Disponible en anglais seulement)

Wilson RL, Grieger JA, Bianco-Miotto T, Roberts CT. 2016. Association between Maternal Zinc Status, Dietary Zinc Intake and Pregnancy Complications: A Systematic Review. *Nutrients.* 8(10). pii: E641. (Disponible en anglais seulement)

Wright AJA, Southon S, Bailey AL, Finglas PM. 1995. Nutrient intake and biochemical status of non-institutionalized elderly subjects in Norwich: comparison with younger adults and adolescents from the same general community. *Br J Nutr.* 74:453-475. (Disponible en anglais seulement)

Wuehler SE, Sempertegui F, Brown KH. 2008. Dose-response trial of prophylactic zinc supplements, with or without copper, in young Ecuadorian children at risk of zinc deficiency. *Am J Clin Nutr.* 87:723-733. (Disponible en anglais seulement)

Yadrick MK, Kenney MA, Winterfeldt EA. 1989. Iron, copper, and zinc status: response to supplementation with zinc or zinc and iron in adult females. *Am J Clin Nutr.* 49(1):145-150. (Disponible en anglais seulement)

Zidek A, Macey K, MacKinnon L, Patel M, Poddalgoda D, Zhang Y. 2017. A review of human biomonitoring data used in regulatory risk assessment under Canada's Chemicals Management Program. *Int J Hyg Environ Health.* 220(2 Pt A):167-178. (Disponible en anglais seulement)

Zlotkin S. 2006. A critical assessment of the upper intake levels for infants and children. *J Nutr.* 136(2):S502-S506. (Disponible en anglais seulement)

Annexes

Annexe A. Données sur l'identité des substances

Tableau A-1. Substances dont l'évaluation est jugée prioritaire en vertu du paragraphe 73(1) de la LCPE et de la Liste révisée des substances commercialisées (LRSC)

Nº CAS	Nom dans la LIS ou la LRSC	Inventaire / Priorité
127-82-2	Bis(4-hydroxybenzènesulfonate) de zinc	LIS
136-23-2	Bis(dibutyldithiocarbamate) de zinc	LIS
136-53-8	Bis(2-éthylhexanoate) de zinc	LIS
155-04-4	Disulfure de zinc et de di(benzothiazol-2-yle)	LIS
546-46-3	Dicitrate de trizinc	LRSC
556-38-7	Divalérate de zinc	LRSC
557-05-1	Distéarate de zinc	LIS
557-07-3	Dioléate de zinc	LIS
557-08-4	Diundéc-10-énoate de zinc	LIS
557-34-6	Di(acétate) de zinc	LIS
1314-13-2	Oxyde de zinc	LIS
1314-22-3	Peroxyde de zinc	LIS
1314-84-7	Diphosphure de trizinc	LRSC
1314-98-3	Sulfure de zinc	LIS
1345-05-7	Sulfure et sulfate de baryum et de zinc	LIS
1405-89-6	Bacitracine zincique	LRSC
2452-01-9	Dilaurate de zinc	LIS
3486-35-9	Carbonate de zinc	LIS
4259-15-8	Bis(dithiophosphate) de zinc et de bis[O,O-bis(2-éthylhexyle)]	LIS
4468-02-4	Bis(D-gluconato-O1,O2)zinc	LIS
5970-45-6	Acide acétique, sel de zinc, dihydrate	LIS
7446-19-7	Sel de zinc de l'acide sulfurique (1:1), monohydrate	LIS
7446-20-0	Sel de zinc de l'acide sulfurique (1:1), heptahydrate	LIS
7446-26-6	Pyrophosphate de dizinc	LIS
7646-85-7	Chlorure de zinc	LIS
7733-02-0	Sulfate de zinc	LIS
7779-88-6	Nitrate de zinc	LIS
7779-90-0	Bis(orthophosphate) de trizinc	LIS
8011-96-9	Calamine (préparation pharmaceutique)	LIS
8048-07-5	Jaune de sulfure de zinc et de cadmium	LIS
10139-47-6	Iodure de zinc	LRSC
11103-86-9	Hydroxyoctaoxodizincatedichromate(1-) de potassium	LIS
12001-85-3	Acides naphténiques, sels de zinc	LIS
12122-17-7	Hydrozincite	LIS
12442-27-2	Sulfure de cadmium et de zinc	LIS
13189-00-9	Méthacrylate de zinc	LIS
13463-41-7	Pyrithione zincique	LIS
13530-65-9	Chromate de zinc	LIS
13598-37-3	Bis(dihydrogénophosphate) de zinc	LIS
14324-55-1	Bis(diéthyldithiocarbamate) de zinc	LIS

Nº CAS	Nom dans la LIS ou la LRSC	Inventaire / Priorité
14476-25-6	Smithsonite (Zn(CO ₃))	LIS
14726-36-4	Bis(dibenzylidithiocarbamate) de zinc	LIS
15337-18-5	Bis(dipentylidithiocarbamate) de zinc	LIS
15454-75-8	(T-4)- Bis(5-oxo-L-prolinato-N1,O2)zinc	LRSC
16260-27-8	Dimyristate de zinc	LIS
16283-36-6	Disalicylate de zinc	LIS
16871-71-9	Hexafluorosilicate de zinc	LIS
17949-65-4	Picolinate de zinc	LRSC
19210-06-1	Acide phosphorodithioïque, sel de zinc	LIS
20427-58-1	Hydroxyde de zinc	LIS
24308-84-7	Bis(benzènesulfinate) de zinc	LIS
24887-06-7	Bis(hydroxyméthanesulfinate) de zinc	LIS
27253-29-8	Néodécanoate de zinc	LIS
28016-00-4	Bis(dinonylnaphtalènesulfonate) de zinc	LIS
28629-66-5	Bis(dithiophosphate) de zinc et de bis(O,O-diisoctyle)	LIS
36393-20-1	Bis[L-aspartato(2-)N,O1]zincate(2-) de dihydrogène	LRSC
37300-23-5	C.I. jaune pigment 36	LIS
38714-47-5	Carbonate de tétraamminezinc(2++)	LIS
40861-29-8	Biscarbonate de diammonium et de zinc	LIS
49663-84-5	Octahydroxychromate de pentazinc	LIS
50922-29-7	Oxyde de chrome et de zinc	LIS
51810-70-9	Phosphure de zinc	LRSC
61617-00-3	1,3-Dihydro-4(ou-5)-méthyl- 2H-benzimidazole-2-thione, sel de zinc (1:2)	LIS
68457-79-4	Acide phosphorodithioïque, mélange d'esters O,O-bis(isobutyle et pentyle), sels de zinc	LIS
68611-70-1	Sulfure de zinc (ZnS) dopé au chlorure de cuivre	LIS
68649-42-3	Acide phosphorodithioïque, esters de O,O-dialkyles en C1-14, sels de zinc	LIS
68784-31-6	Acide phosphorodithioïque, esters mixtes d'O,O-bis(sec-butyle et 1,3-diméthylbutyle), sels de zinc	LIS
68918-69-4	Pétrolatum (pétrole) oxydé, sel de zinc	LIS
68988-45-4	Phosphorodithioates mixtes d'O,O-bis(2-éthylhexyle, isobutyle et pentyle), sels de zinc	LIS
73398-89-7	Tétrachlorozincate de 3,6-bis(diéthylamino)-9-[2-(méthoxycarbonyl)phényl]xanthylum	LIS
84605-29-8	Phosphorodithioate d'esters O,O-bis(1,3-diméthylbutylique et isopropylique), sels de zinc	LIS
85940-28-9	Acide phosphorodithioïque, mélange d'esters O,O-bis(2-éthylhexyl, isobutyl et isopropyl), sels de zinc	LIS
102868-96-2	Zinc, bis[N-(acétyl-.kappa.O)-L-méthioninato-.kappa.O]-, (T-4)-	LRSC
113706-15-3	Acide phosphorodithioïque, mélange d'ester d'O,O-bis(sec-butyle et isoocytyle), sels de zinc	LIS
1434719-44-4	Hydrolysats de protéines, <i>Saccharomyces cerevisiae</i> , complexes de zinc	LRSC

Annexe B. Propriétés physico-chimiques

Tableau B-1. Propriétés physico-chimiques des substances contenant du zinc et dont l'évaluation est jugée prioritaire en vertu du paragraphe 73(1) de la LCPE

Nom dans la LIS	Formule	N° CAS	Masse moléculaire (g·mol-1)	Solubilité (mg/L H ₂ O)
Benzenesulfonic acid, 4-hydroxy-, zinc salt	C ₁₂ H ₁₀ O ₈ S ₂ Zn	127-82-2	411,72	625 000 dans « l'eau froide » ^c
Bis(dibutylthiocarbamate) de zinc	C ₁₈ H ₃₆ N ₂ S ₄ Zn	136-23-2	474,14	0,1 à 25 °C ^a
Bis(2-éthylhexanoate) de zinc	C ₆ H ₃₀ O ₄ Zn	136-53-8	351,8	5 586 à 20 °C, pH = 6,2-6,5 ^a
Disulfure de zinc et de di(benzothiazol-2-yle)	C ₁₄ H ₈ N ₂ S ₄ Zn	155-04-4	397,88	20,6 à 20 °C, pH = 6,3 ^a
Distéarate de zinc	C ₃₆ H ₇₀ O ₄ Zn	557-05-1	632,33	Insoluble ^a
Dioléate de zinc	C ₃₆ H ₆₆ O ₄ Zn	557-07-3	628,3	-
Diundéc-10-énoate de zinc	C ₂₂ H ₃₈ O ₄ Zn	557-08-4	431,92	-
Di(acétate) de zinc	C ₈ H ₇ BrO ₂	557-34-6	215,04	3,0 x 10 ⁵ à 0 °C ^b
Oxyde de zinc	ZnO	1314-13-2	81,408	Insoluble ^a
Peroxyde de zinc	ZnO ₂	1314-22-3	97,39	Insoluble ^c
Sulfure de zinc	ZnS	1314-98-3	97,46	4,57 x 10 ⁻⁷ à pH = 5,7 ^a
Sulfure et sulfate de baryum et de zinc	BaO ₅ S ₂ Zn ₂	1345-05-7	412,23	-
Dilauroate de zinc	C ₂₄ H ₄₆ O ₄ Zn	2452-01-9	464,01	5,2 à 20 °C, pH = 7,8 ^a
Carbonate de zinc	CO ₃ Zn	3486-35-9	125,4	100 à 15 °C ^b
Bis(dithiophosphate) de zinc et de bis[O,O-bis(2-éthylhexyle)]	C ₃₂ H ₆₈ O ₄ P ₂ S ₄ Zn	4259-15-8	772,47	9,1 à 22 °C ^a
Bis(D-gluconato-O ¹ ,O ²)zinc	C ₁₂ H ₂₂ O ₁₄ Zn	4468-02-4	455,68	-
Acide acétique, sel de zinc, dihydrate	C ₄ H ₁₀ O ₆ Zn	5970-45-6	219,51	-
Sel de zinc de l'acide sulfurique (1:1), monohydrate	H ₂ O ₅ Zn	7446-19-7	179,47	-
Sel de zinc de l'acide sulfurique (1:1), heptahydrate	H ₁₄ O ₁₁ Zn	7446-20-0	287,56	-
Pyrophosphate de dizinc	O ₇ P ₂ Zn ₂	7446-26-6	304,72	-
Chlorure de zinc	ZnCl ₂	7646-85-7	136,315	408 à 25 °C ^a
Sulfate de zinc	O ₄ SZn	7733-02-0	161,45	2,10 x 10 ⁵ à 20 °C, pH = 3,7-4,07 ^a
Nitrate de zinc	N ₂ O ₆ Zn	7779-88-6	189,4	9,98 x 10 ⁵ à 22 °C, pH = 6,96 ^a
Bis(orthophosphate) de trizinc	O ₈ P ₂ Zn ₃	7779-90-0	386,11	2,7 à 20 °C ^a
Calamine	Fe ₂ O ₄ Zn	8011-96-9	241,07	-

Jaune de sulfure de zinc et de cadmium	CdS2Zn	8048-07-5	-	0,00148 à 22 °C ^a
Acides naphténiques, sels de zinc	2(C11H7O2)-Zn	12001-85-3	319,71	-
Hydrozincite	C2H2O6Zn	12122-17-7	187,42	-
Sulfure de cadmium et de zinc	CdS2Zn	12442-27-2	241,93	-
Méthacrylate de zinc	C8H10O4Zn	13189-00-9	235,55	652 à 20 °C ^a
Pyrithione zincique	C10H8N2O2S2Zn	13463-41-7	317,7	4,93 à 20 °C, pH = 7,3-7,6 ^a
Bis(dihydrogénophosphate) de zinc	H4O8P2Zn	13598-37-3	259,36	1,0 x 106 à 22 °C, pH = 6,96 ^a
Bis(diéthyldithiocarbamate) de zinc	C10H20N2S4Zn	14324-55-1	361,93	1,06 à 20 °C, pH = 5,9-6,4 ^a
Smithsonite	CH2O3·Zn	14476-25-6	127,41	-
Bis(dibenzylidithiocarbamate) de zinc	C30H28N2S4Zn	14726-36-4	610,21	1,06 à 20 °C, pH = 5,9-6,4 ^a
Bis(dipentylidithiocarbamate) de zinc	C22H44N2S4Zn	15337-18-5	530,25	-
Dimyristate de zinc	C28H54O4Zn	16260-27-8	520,12	-
Disalicylate de zinc	C14H10O6Zn	16283-36-6	339,62	-
Hexafluorosilicate de zinc	F6SiZn	16871-71-9	207,47	500 à 20 °C ^f
Acide phosphorodithioïque, sel de zinc	O4P2S4Zn3	19210-06-1	450,38	-
Hydroxyde de zinc	H2O2Zn	20427-58-1	99,4	648 à 20 °C, pH = 6,81-6,94 ^a
Bis(benzènesulfinate) de zinc	C12H14O6S2Zn	24308-84-7	383,76	-
Bis(hydroxyméthanesulfinate) de zinc	C2H6O6S2Zn	24887-06-7	255,59	-
Néodécanoate de zinc	C20H38O4Zn	27253-29-8	407,9	740,6 à 20 °C, pH = 5,9-6,1 ^a
Bis(dinonylnaphthalènesulfonate) de zinc	C56H86O6S2Zn	28016-00-4	984,8	2,29 x 10 ⁻⁴ à 20 °C ^a
Bis(dithiophosphate) de zinc et de bis(O,O-diisoctyle)	C16H35O2PS2·½ Zn	28629-66-5	772,5	32,9 à 20 °C, pH = 5-6 ^a
Carbonate de tétraamminezinc(2++)	CH12N4O3Zn	38714-47-5	193,5	-
Biscarbonate de diammonium et de zinc	C2H8N2O6Zn	40861-29-8	221,5	-
1,3-Dihydro-4(ou-5)-méthyl-2H-benzimidazole-2-thione, sel de zinc (1:2)	C16H14N4S2Zn	61617-00-3	391,83	32 à 20 °C, pH = 5,9-7 ^a

Acide phosphorodithioïque, mélange d'esters O,O-bis(isobutyle et pentyle), sels de zinc	C16H36O4P2S4Zn	68457-79-4	548,05	$1,66 \times 103$ à pH = 5, 22 °C ^a
Sulfure de zinc (ZnS) dopé au chlorure de cuivre	SZn	68611-70-1	-	0,0251 à pH = 8,9, 20 °C ^a
Acide phosphorodithioïque, esters de O,O-dialkyles en C1-14, sels de zinc	C28H60O4P2S4Zn	68649-42-3	716,39	Insoluble ^a
Pétrolatum (pétrole) oxydé, sel de zinc	-	68918-69-4	-	-
Acide phosphorodithioïque, esters mixtes d'O,O-bis(sec-butyle et 1,3-diméthylbutyle), sels de zinc	C20H44O4P2S4Zn	68784-31-6	604,18	617 à pH = 7, 25 °C ^a
Phosphorodithioates mixtes d'O,O-bis(2-éthylhexyle, isobutyle et pentyle), sels de zinc	-	68988-45-4	-	$6,74 \times 10^{-7}$ à 25 °C ^a
Tétrachlorozincate de 3,6-bis(diéthylamino)-9-[2-(méthoxycarbonyl)phényl]xanthylum	C58H66Cl4N4O6Zn	73398-89-7	1122,37	22 100 à 20 °C pH = 2,6 ^a
Phosphorodithioate d'esters O,O-bis(1,3-diméthylbutylique et isopropylique), sels de zinc	C18H40O4P2S4Zn	84605-29-8	576,12	$2,76 \times 103$ à pH = 5, 22 °C ^a
Phosphorodithioate d'esters O,O-bis(1,3-diméthylbutylique et isopropylique), sels de zinc	-	85940-28-9	-	$1,62 \times 10^{-5}$ à 20 °C ^a
Acide phosphorodithioïque, mélange d'ester d'O,O-bis(sec-butyle et isoctyle), sels de zinc	C24H52O4P2S4Zn	113706-15-3	660,28	1,09 à 20 °C ^e
Hydroxyoctaoxodizincatedichromate(1-) de potassium	HCr ₂ KO ₉ Zn ₂	11103-86-9	418,91	500-1 500 à pH = 6-9 ^a
Chromate de zinc	CrO ₄ Zn	13530-65-9	181,4	-
C.I. jaune pigment 36	CrKO ₄ Zn	37300-23-5	220,5	-
Octahydroxychromate de pentazinc	CrH ₈ O ₁₂ Zn ₅	49663-84-5	579,00	500 à pH = 6-9 ^a
Oxyde de chrome et de zinc	Cr ₂ O ₅ Zn ₂	50922-29-7	314,77	-

^aECHA (2017)

^bUS EPA (2017)

^cTOXNET (2017)

^dLIS canadienne (2017)

^eJudson et coll. (2008)

^fGSBL (2017)

"-" = sans objet

Annexe C. Résumé de l'information sur la fabrication et l'importation de composés du zinc au Canada

Tableau C-1. Résumé des renseignements sur la fabrication et l'importation du zinc et de ses composés au Canada déclarés dans le cadre d'une enquête en vertu de l'article 71 de la LCPE

Nº CAS	Nom chimique	Quantité fabriquée maximale – total (t)	Quantité importée maximale – total (t)	Année de déclaration	Référence de l'enquête
127-82-2	Bis(4-hydroxybenzènesulfonate) de zinc	N.D.	1-10	2008	Environnement Canada 2009a
136-23-2	Bis(dibutyldithiocarbamate) de zinc	1-10	100-1 000	2008	Environnement Canada 2009a
136-53-8	Bis(2-éthylhexanoate) de zinc	0,1-1	10-100	2008	Environnement Canada 2009a
155-04-4	Disulfure de zinc et de di(benzothiazol-2-yle)	N.D.	10-100	2008	Environnement Canada 2009a
546-46-3	Dicitrate de trizinc	N.D.	1-10	2015	ECCC 2017
556-38-7	Divalérate de zinc	N.D.	N.D.	2015	ECCC 2017
557-05-1	Distéarate de zinc	100-1 000	1 000-10 000	2008	Environnement Canada 2009a
557-07-3	Dioléate de zinc	N.D.	10-100	2008	Environnement Canada 2009a
557-08-4	Diundéc-10-énoate de zinc	N.D.	N.D.	2008	Environnement Canada 2009a
557-34-6	Di(acétate) de zinc	< 0,1	10-100	2008	Environnement Canada 2009a
1314-13-2	Oxyde de zinc	1 000-10 000	1 000-10 000	2008	Environnement Canada 2009a
1314-22-3	Peroxyde de zinc	N.D.	0,1-1	2008	Environnement Canada 2009a
1314-84-7	Diphosphure de trizinc	N.D.	N.D.	2015	ECCC 2017
1314-98-3	Sulfure de zinc	1 000-10 000	1 000-10 000	2008	Environnement Canada 2009a
1345-05-7	Sulfure et sulfate de baryum et de zinc	N.D.	10-100	2008	Environnement Canada 2009a
1405-89-6	Bacitracine zincique	N.D.	N.D.	2015	ECCC 2017
2452-01-9	Dilaurate de zinc	10-100	N.D.	2008	Environnement Canada 2009a
3486-35-9	Carbonate de zinc	< 0,1	100-1 000	2008	Environnement Canada 2009a
4259-15-8	Bis(dithiophosphate) de zinc et de bis[O,O'-bis(2-éthylhexyle)]	< 0,1	1 000-10 000	2008	Environnement Canada 2009a
4468-02-4	Bis(D-gluconato-O ¹ ,O ²)zinc	N.D.	1-10	2008	Environnement Canada 2009a
5970-45-6	Acide acétique, sel de zinc, dihydrate	N.D.	1-10	2008	Environnement Canada 2009a

Nº CAS	Nom chimique	Quantité fabriquée maximale – total (t)	Quantité importée maximale – total (t)	Année de déclaration	Référence de l'enquête
7446-19-7	Sel de zinc de l'acide sulfurique (1:1), monohydrate	100-1 000	1 000-10 000	2008	Environnement Canada 2009a
7446-20-0	Sel de zinc de l'acide sulfurique (1:1), heptahydrate	100-1 000	< 0,1	2008	Environnement Canada 2009a
7446-26-6	Pyrophosphate de dizinc	N.D.	1-10	2008	Environnement Canada 2009a
7646-85-7	Chlorure de zinc	100-1 000	1 000 -10 000	2008	Environnement Canada 2009a
7733-02-0	Sulfate de zinc	1 000-10 000	100-1 000	2008	Environnement Canada 2009a
7779-88-6	Nitrate de zinc	1-10	100-1 000	2008	Environnement Canada 2009a
7779-90-0	Bis(orthophosphate) de trizinc	10-100	1 000-10 000	2008	Environnement Canada 2009a
8011-96-9	Calamine (préparation pharmaceutique)	N.D.	0,1-1	2011	Environnement Canada 2012
8048-07-5	Jaune de sulfure de zinc et de cadmium	< 0,1	1-10	2008	Environnement Canada 2009a
10139-47-6	Iodure de zinc	N.D.	N.D.	2015	ECCC 2017
11103-86-9	Hydroxyoctaoxodizinc atedichromate(1-) de potassium	N.D.	0,1-1	2011	Environnement Canada 2012
12001-85-3	Acides naphténiques, sels de zinc	10-100	10-100	2008	Environnement Canada 2009a
12122-17-7	Hydrozincite	N.D.	10-100	2008	Environnement Canada 2009a
12442-27-2	Sulfure de cadmium et de zinc	N.D.	N.D.	2011	Environnement Canada 2012
13189-00-9	Méthacrylate de zinc	N.D.	10-100	2008	Environnement Canada 2009a
13463-41-7	Pyrithione zincique	N.D.	100-1 000	2008	Environnement Canada 2009a
13530-65-9	Chromate de zinc	N.D.	1-10	2011	Environnement Canada 2012
13598-37-3	Bis(dihydrogénophosphate) de zinc	N.D.	1 000-10 000	2008	Environnement Canada 2009a
14324-55-1	Bis(diéthyldithiocarbamate) de zinc	< 0,1	10-100	2008	Environnement Canada 2009a
14476-25-6	Smithsonite (Zn(CO ₃))	N.D.	N.D.	2011	Environnement Canada 2012
14726-36-4	Bis(dibenzylidithiocarbamate) de zinc	N.D.	10-100	2008	Environnement Canada 2009a
15337-18-5	Bis(dipentylidithiocarbamate) de zinc	N.D.	0,1-1	2008	Environnement Canada 2009a
15454-75-8	(T-4)- Bis(5-oxo-L-prolinato-N1,O2)zinc	N.D.	0,1-1	2015	ECCC 2017

Nº CAS	Nom chimique	Quantité fabriquée maximale – total (t)	Quantité importée maximale – total (t)	Année de déclaration	Référence de l'enquête
16260-27-8	Dimyristate de zinc	N.D.	N.D.	2008	Environnement Canada 2009a
16283-36-6	Disalicylate de zinc	N.D.	N.D.	2011	Environnement Canada 2012
16871-71-9	Hexafluorosilicate de zinc	N.D.	1 - 10	2011	Environnement Canada 2012
17949-65-4	Picolinate de zinc	N.D.	N.D.	2015	ECCC 2017
19210-06-1	Acide phosphorodithioïque, sel de zinc	N.D.	N.D.	2011	Environnement Canada 2012
20427-58-1	Hydroxyde de zinc	1 000-10 000	1-10	2008	Environnement Canada 2009a
24308-84-7	Bis(benzènesulfinate) de zinc	N.D.	0,1-1	2008	Environnement Canada 2009a
24887-06-7	Bis(hydroxyméthanesulfinate) de zinc	N.D.	0,1-1	2008	Environnement Canada 2009a
27253-29-8	Néodécanoate de zinc	< 0,1	10-100	2008	Environnement Canada 2009a
28016-00-4	Bis(dinonylnaphtalène sulfonate) de zinc	< 0,1	10-100	2008	Environnement Canada 2009a
28629-66-5	Bis(dithiophosphate) de zinc et de bis(O,O-diisoctyle)	N.D.	0,1-1	2008	Environnement Canada 2009a
36393-20-1	Bis[L-aspartato(2-)-N,O1]zincate(2-) de dihydrogène	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
37300-23-5	C.I. jaune pigment 36	N.D.	< 0,1	2008	Environnement Canada 2009a
38714-47-5	Carbonate de tétraamminezinc(2++)	1-10	100-1 000	2008	Environnement Canada 2009a
40861-29-8	Biscarbonate de diammonium et de zinc	0,1-1	10-100	2008	Environnement Canada 2009a
49663-84-5	Octahydroxychromate de pentazinc	N.D.	N.D.	2011	Environnement Canada 2012
50922-29-7	Oxyde de chrome et de zinc	-	0,1 - 1	2011	Environnement Canada 2012
51810-70-9	Phosphure de zinc	N.D.	N.D.	2015	ECCC 2017
61617-00-3	1,3-Dihydro-4(ou-5)-méthyl-2H-benzimidazole-2-thione, sel de zinc (1:2)	N.D.	10-100	2008	Environnement Canada 2009a
68457-79-4	Acide phosphorodithioïque, mélange d'esters O,O-bis(isobutyle et pentyle), sels de zinc	N.D.	10-100	2008	Environnement Canada 2009a

Nº CAS	Nom chimique	Quantité fabriquée maximale – total (t)	Quantité importée maximale – total (t)	Année de déclaration	Référence de l'enquête
68611-70-1	Sulfure de zinc (ZnS) dopé au chlorure de cuivre	N.D.	1-10	2008	Environnement Canada 2009a
68649-42-3	Acide phosphorodithioïque, esters de O,O-dialkyles en C1-14, sels de zinc	1 000-10 000	1 000-10 000	2008	Environnement Canada 2009a
68784-31-6	Acide phosphorodithioïque, esters mixtes d'O,O-bis(sec-butyle et 1,3-diméthylbutyle), sels de zinc	< 0,1	100-1 000	2008	Environnement Canada 2009a
68918-69-4	Pétrolatum (pétrole) oxydé, sel de zinc	N.E.	N.E.	N.E.	NS
68988-45-4	Phosphorodithioates mixtes d'O,O-bis(2-éthylhexyle, isobutyle et pentyle), sels de zinc	N.D.	10-100	2008	Environnement Canada 2009a
73398-89-7	Tétrachlorozincate de 3,6-bis(diéthylamino)-9-[2-(méthoxycarbonyl)phényl]xanthyllium	N.D.	0,1-1	2008	Environnement Canada 2009a
84605-29-8	Phosphorodithioate d'esters O,O-bis(1,3-diméthylbutylique et isopropylique), sels de zinc	N.D.	100-1 000	2008	Environnement Canada 2009a
85940-28-9	Acide phosphorodithioïque, mélange d'esters O,O-bis(2-éthylhexyl, isobutyl et isopropyl), sels de zinc	N.D.	100-1 000	2008	Environnement Canada 2009a
102868-96-2	Zinc, bis[N-(acétyl-kappa.O)-L-méthioninato-.kappa.O]-, (T-4)-	N.D.	N.D.	2015	ECCC 2017
113706-15-3	Acide phosphorodithioïque, mélange d'ester d'O,O-bis(sec-butyle et isoctyle), sels de zinc	N.D.	100-1 000	2008	Environnement Canada 2009a

Nº CAS	Nom chimique	Quantité fabriquée maximale – total (t)	Quantité importée maximale – total (t)	Année de déclaration	Référence de l'enquête
1434719-44-4	Hydrolysats de protéines, <i>Saccharomyces cerevisiae</i> , complexes de zinc	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.

Abréviations : N.D. : quantité non déclarée au-delà des seuils établis; N.E. : substance non visée par l'enquête.

Annexe D. Rejets déclarés à l'INRP, de 2011 à 2015, pour le zinc et ses composés

Le seuil de déclaration pour le « zinc et ses composés » est de 10 tonnes produites, traitées ou autrement utilisées (PTAU) à une concentration de 1 % ou plus. Les 43 principaux secteurs couverts par l'INRP (SCIAN 4) sont énumérés dans le tableau C-2 et apparaissent par ordre décroissant en termes de rejets totaux sur place (dans l'air, l'eau ou le sol).

Les unités sont en tonnes de zinc sur une base élémentaire. Aux fins de la présente évaluation, le terme « fabriqué » comprend la production indirecte de zinc ou de composés du zinc à toute concentration résultant de la fabrication, de la transformation ou d'autres utilisations d'autres substances, mélanges ou produits. En d'autres termes, la production non intentionnelle d'une substance en tant que sous-produit est considérée comme une production indirecte. Cette définition est équivalente à celle qui est utilisée par l'INRP d'Environnement Canada (INRP 2013).

Tableau D-1. Plages de rejets annuels déclarés à l'INRP, de 2011 à 2015, pour le zinc et ses composés (en tonnes)^{a,b}

Secteurs (SCIAN 4)	Air (t)	Sol (t)	Eau (t)	Total ^c (par année) (t)
Production et transformation d'alumine et d'aluminium (3313)	0,2 - 6	20,8 - 26	0 - 0	0,2 - 28
Fabrication d'aliments pour animaux (3111)	0,1 - 11	0 - 0	0 - 0	0,1 - 11
Fabrication de produits d'architecture ou d'éléments de charpentes métalliques (3323)	0,8 - 2	0 - 0	0 - 0	0,8 - 2
Fabrication de produits chimiques de base (3251)	0,1 - 11	0 - 0	0,2 - 2	0,3 - 11
Fabrication de ciment et de produits de béton	0 - 0,1	0 - 0	0 - 0	0 - 0,1
Extraction de charbon (2121)	0 - 0,1	2 - 20	0,7 - 12	0,7 - 23
Revêtement, gravure, traitement thermique et activités analogues (3328)	14 - 17	0 - 0	0 - 0	14 - 17
Services de défense (9111)	0,2 - 0,6	51 - 92	0 - 0	51,2 - 92
Production, transport et distribution d'électricité (2211)	1,6 - 10	0 - 0	0 - 0,8	2 - 10,8
Forgeage et estampage (3321)	1,8 - 4	0 - 0	0 - 0	1,8 - 4
Fonderies (3315)	21,5 - 69	0 - 0	2,9 - 6	27,6 - 72,8
Sidérurgie (3311)	67,9 - 83,3	0 - 0	10,2 - 16,1	81,3 - 95,9
Extraction de minerais métalliques (2122)	31,8 - 108,3	4,5 - 16,5	10 - 222 ^d	50,3 - 1 421,93
Fabrication de carrosseries et de remorques de véhicules automobiles (3362)	18,5 - 37	0 - 0	0 - 0	18,5 - 37

Secteurs (SCIAN 4)	Air (t)	Sol (t)	Eau (t)	Total ^c (par année) (t)
Fabrication de véhicules automobiles (3361)	0,34 - 0,8	0 - 0	0,2 - 0,7	0,7 - 1,3
Fabrication de pièces pour véhicules automobiles (3363)	0- 2	0 - 0	0- 0	0 - 2
Production et transformation de métaux non ferreux (sauf l'aluminium) (3314)	116,1 - 140,5	0 - 0	10,7- 12,4	127,6 - 151,2
Extraction de pétrole et de gaz (2111)	2- 5,7	0- 0	0- 0	2 – 5,7
Fabrication d'autres produits chimiques (3259)	0,2- 0,2	0 - 0	0 - 0	0 - 0,2
Autres activités diverses de fabrication (3399)	0- 0,1	0- 0	0 - 0	0 - 0,1
Fabrication de pesticides, d'engrais et d'autres produits chimiques agricoles	0,1 - 0,3	0- 0	0 - 0	0,1 - 0,3
Fabrication de produits du pétrole et du carbone ^e	1,5 - 5,5	0 - 0	0 - 25,7	1,5 - 27,4
Usines de pâte à papier, de papier et de carton (3221)	5 - 38,5	11,6 - 47,1	32,3 - 53,6	61,6 - 128,4
Grossistes-marchands de matières recyclables (4181)	0,1 - 0,2	0 - 0	0 - 0	0,1 – 0,2
Fabrication de résines, de caoutchouc synthétique et de fibres et de filaments artificiels et synthétiques (3252)	0,3 - 0,5	0 - 0	0 - 0	0,3 – 0,5
Fabrication de produits en caoutchouc (3262)	5,4 - 6,1	0 - 0	0 - 0,2	5,4 – 6,3
Fabrication de produits en acier à partir d'acier acheté (3312)	9,8 - 10,8	0 - 0	0- 0,5	9,8 – 11,1
Activités de soutien au transport par eau (4883)	0 - 0	0 - 0	0,7 - 0,7	0 - 0,7
Traitement et élimination des déchets (5622)	0 - 4,7	0 - 0	0 - 0	0 – 4,7
Réseaux d'eau, d'égout et autres (2213)	1, 2 - 1,5	0- 0	110,6 - 132,7	112- 134

^a La quantité minimale totale de rejets de zinc, de 2011 à 2015, présentée ici peut être inférieure aux rejets annuels minimaux, puisqu'il n'y a pas eu de rejets déclarés dans certains milieux environnementaux.

^c Cette valeur (222 t) exclut le déversement de 1 342,47 tonnes de zinc dans l'eau en raison de la rupture de la digue de résidus de Mount Polley en 2014. Les rejets plus élevés de zinc dans l'eau signalés pour 2014 (1 564 t) sont attribuables à la rupture de la digue de retenue des résidus de Mount Polley. Les données comprennent 1 342,47 t, rejetées à la suite du déversement par Imperial Metals Corporation (mine de Mount Polley) en 2014. La quantité totale sans le déversement est de 222 t.

^e Les rejets de zinc dans l'eau provenant de la fabrication de produits du pétrole et du charbon sont passés de 0,15 t à 13 t entre 2013 et 2014, et de 13 t à 25 t entre 2014 et 2015. La raffinerie de Suncor à Edmonton (ID 3903) a déclaré que ces changements étaient dus respectivement à un changement dans la production et à la présence de corrosion dans la tour de refroidissement.

¹ Il y a un certain degré de complexité au sujet de la déclaration de données à l'INRP, comme le respect des seuils de déclaration et la possession de données clés et, en conséquence, des incertitudes dans les quantités déclarées. Les chiffres ont été arrondis à 0,1 t. Les quantités pour l'élimination sur place et hors site et pour le recyclage hors site ne sont pas indiquées.

² L'INRP exige que le zinc contenu dans les résidus et les sous-produits soit inclus dans le calcul du seuil de déclaration, quelle que soit la concentration du zinc dans ces matériaux (y compris les concentrations inférieures à 1 %). Tous les rejets, éliminations et transferts de zinc (sauf pour les quantités de stériles à moins de 1 %) doivent être déclarés à l'INRP si le seuil de déclaration est atteint. Cette exigence d'inclure tout le zinc présent dans les résidus dans le calcul du seuil PTAU peut contribuer à une déclaration plus exhaustive par le secteur des mines de métaux, comparativement à d'autres secteurs.

Annexe E. Résumé des coefficients de partage pour le zinc

Tableau E-1. Résumé des coefficients de partage pour le zinc

Coefficient de partage	Coefficient expérimental ou prévu	Plage des valeurs	Moyenne	Référence
Log K_{se} (coefficient de partage sol-eau, sans dimension)	Expérimental	2,477-4,006	3,384	Thibault et al. 1990
Log K_{sde} (coefficient de partage sédiments-eau, sans dimension)	Expérimental	3,405-5,112	4,067	Borgmann et coll. 2004; Cain et coll. 1992; Davis et coll. 1996; van Hattum et coll. 1991; Shutes et coll. 1993; Timmermans et coll. 1989; Diamond et coll. 1990; Besser et coll. 2001 Harvey et al. 2007.
Log K_{sse} (coefficient de partage sédiments en suspension-eau, sans dimension)	Expérimental	4,441-6,262	5,261	Lofts et coll. 2000; Warren et Zimmerman 1994; Rondeau et coll. 2005; Gobeil et coll. 2005; Chiffolleau et coll. 1994; Diamond et coll. 1990

Annexe F. Ensemble de données de toxicité chronique utilisé pour élaborer les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau (RCQE) pour le zinc (CCME 2018c) à long terme basées sur la DSE

Tableau F-1. Ensemble de données de toxicité chronique utilisé pour élaborer les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau (RCQE) pour le zinc (CCME 2018c) à long terme basées sur la DSE

DSE, par ordre	Espèce	Paramètre	Stade de vie	Qualité des données	Concentration mesurée produisant un effet ^a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Référence	Concentration ajustée produisant un effet ^b ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
1	<i>Chironomus riparius</i> (chironomidé)	CMEO – 11 semaines – Développement	1 ^{er} stade	2	100	Timmermans et coll. 1992	9,89
2	<i>Ceriodaphnia dubia</i> (cladocère)	CMAT après 7 jours (Reproduction)	Nouveau- né	1	18,1	Cooper et coll. 2009	11,3
3	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (algues vertes)	CE ₁₀ 72 h (taux de croissance)	Phase exponenti elle	-	Moyenne géométrique	-	13,8
4	<i>Daphnia magna</i> (cladocère)	CE ₁₀ 21 j (reproduction)	Nouveau- né juvénile	-	Moyenne géométrique	-	15,0
5	<i>Potamopyrgus jenkinsi</i> (escargot)	CMAT 12 sem. (croissance)	Juvénile	2	91	Dorgelo et coll. 1995	19,1
6	<i>Jordanella floridae</i> (jordanelle de Floride)	CMAT 100 j (croissance)	Larve	2	36	Spehar 1976	27,9
7	<i>Cottus bairdi</i> (chabot tacheté)	CE ₁₀ 30 j (mortalité)	Moins de 2 mois	1	155,7	Brinkman et Woodling 2005	31,5
8	<i>Brachionus havanaensis</i> (rotifère)	CE ₁₀ 18 j (inhibition de la croissance de la population)	Adultes et juvéniles	2	78,2	Juarez- Franco et coll. 2007	36,5
9	<i>Phoxinus phoxinus</i> (mené eurasien)	CL ₁₀ 150 j (mortalité)	Oursons d'un an	2	102	Bengtsson 1974	51,0
10	<i>Dreissena polymorpha</i> (moule zébrée)	CL ₁₀ 10 sem. (mortalité)	Adulte	2	517	Kraak et coll. 1994	51,1
11	<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule)	CL ₁₀ 7 j (croissance)	Larve	2	83,9	Norberg et Mount 1985	68,2

DSE, par ordre	Espèce	Paramètre	Stade de vie	Qualité des données	Concentration mesurée produisant un effet ^a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Référence	Concentration ajustée produisant un effet ^b ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
12	<i>Brachionus calyciflorus</i> (rotifère)	CE ₁₀ 48 h (taux intrinsèque de croissance de la population)	Moins de 2 heures	-	Moyenne géométrique	-	73,0
13	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en- ciel)	CL ₁₀ 30 j (mortalité)	Juvénile	-	Moyenne géométrique	-	101
14	<i>Lampsilis siliquoidea</i> (lampsile siliquoïde)	CL ₁₀ 28 j (longueur)	Juvénile	1	55 (95 % IC 24-181)	Wang et coll. 2010	104
15	<i>Bufo boreas</i> (crapeau boréal)	CMAT 4 sem. (développement)	Œufs	1	264	Davies et Brinkman 1999	108
16	<i>Lymnaea stagnalis</i> (escargot)	CE ₁₀ 28 j (croissance)	21 jours	-	Moyenne géométrique	-	113
17	<i>Salmo trutta</i> (truite brune)	CMAT 58 j (poids)	Premiers stades de vie	1	196	Davies et coll. 2002	130
18	<i>Prosopium williamsoni</i> (ménomini de montagnes)	Cl ₁₀ 90 j (biomasse)	Œufs embryonn és à alevins	1	380	Brinkman et Vieira 2008	133
19	<i>Salvelinus fontinalis</i> (omble de fontaine)	Cl ₁₀ 24 sem. (fragilité des œufs)	Œufs	2	200	Holcombe et coll. 1979	161
20	<i>Oncorhynchus clarkii pleuriticus</i> (truite fardée)	CMAT 30 j (biomasse)	Alevin nageant	-	Moyenne géométrique	-	169
21	<i>Chlorella sp.</i> (algues vertes)	Cl ₅₀ 48 h (taux de croissance)	Croissanc e exponenti elle	-	Moyenne géométrique	-	225
22	<i>Physa gyrina</i> (escargot)	CSEO/DSEO 30 j (mortalité)	Adulte	2	570	Nebeker et coll. 1986	344
23	<i>Lemna minor</i> (lenticule mineure)	CE ₁₀ 7 j (croissance)	Non signalé	2	1 379,05	Ince et coll. 1999	400
24	<i>Lyngbya sp.</i> (cyanobactérie)	CE ₁₀ 18 j (taux de croissance)	Populatio n	2	2 438	Cairns et coll. 1978	415

DSE, par ordre	Espèce	Paramètre	Stade de vie	Qualité des données	Concentration mesurée produisant un effet ^a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Référence	Concentration ajustée produisant un effet ^b ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
25	<i>Cyclotella meneghiniana</i> (diatomée)	CE ₁₀ 5 j (taux de croissance)	Population	2	2 803	Cairns et coll. 1978	477
26	<i>Ceratophyllum demersum</i> (cornifle nageant)	CMEO 15 j (contenu en chlorophylle et biomasse)	Non signalé	2	3 000	Umebese et Motajo 2008	1 116
27	<i>Chlamydomonas sp.</i> (algues vertes)	CE ₁₀ 10 j (taux de croissance)	Population	2	8 381	Cairns et coll. 1978	1 428
28	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (algues vertes)	CE ₁₀ 5 j (taux de croissance)	Population	2	9 559	Cairns et coll. 1978	1 628
29	<i>Rhithrogena hageni</i> (heptagénie de Hagen)	CE ₁₀ 10 j (mortalité)	Nymphe	1	2 069,2	Brinkman et Johnston 2008	1 696

^a Valeur moyenne géométrique tirée d'études portant sur la même espèce, le même critère d'effet et la même durée, ainsi que des paramètres similaires pour les stades de vie et la qualité de l'eau. Des moyennes géométriques ont également été calculées à partir d'études dans lesquelles la dureté, le pH et/ou le COD variaient parce que l'équation de normalisation RLM à long terme pour *Oncorhynchus mykiss* a normalisé les valeurs des critères d'effet pour ces variables. Pour de plus amples renseignements sur les diverses études qui ont été utilisées pour calculer la moyenne géométrique, et pour en savoir plus sur toutes les études, voir l'annexe de CCME 2018b.

^b Les concentrations ajustées produisant un effet ont été calculées à l'aide de l'équation de normalisation RLM pour *Oncorhynchus mykiss* : CE₁₀ normalisée = $\exp[\ln(\text{CE}_{10\text{mesurée}}) - 0,398(\ln[\text{COD}_{\text{mesuré}}] - \ln[\text{COD}_{\text{cible}}]) + 0,815(\text{pH}_{\text{mesuré}} - \text{pH}_{\text{cible}})] - 0,947(\ln[\text{dureté}_{\text{mesurée}}] - \ln[\text{dureté}_{\text{cible}}])$. Les concentrations totales ont été converties en concentrations dissoutes suivant un facteur de conversion zinc total: zinc dissous de 0,986 (US EPA 1996).

Annexe G. Concentrations de zinc et facteurs modifiant la toxicité pour les écozones canadiennes et les Grands Lacs

Tableau G-1. Concentrations de zinc total (Zn_T) pour les écozones canadiennes et les Grands Lacs

Région	Taille de l'échantillon	Plage de Zn _T ($\mu\text{g/L}$)	Concentration médiane ^b de Zn _T ($\mu\text{g/L}$)
Maritime de l'Atlantique ^a	12	0,150-2,00	0,225
Cordillère boréale	301	0,100-2,30	1,05
Plaines boréales	645	0,100-29,9	2,03
Bouclier boréal	1 949	0,0004-48,4	2,29
Plaines à forêts mixtes	4 501	0,00273-48,5	2,01
Cordillère montagnarde	1 943	0,025-85,7	1,00
Maritime du Pacifique	1 265	0,025-0,312	0,770
Prairies	335	0,500-0,442	3,50
Taïga de la Cordillère	21	0,200-0,530	3,60
Taïga du bouclier	162	0,190-36,1	0,400
Lac Érié ^c	106	< 0,050-16,6	0,445
Lac Ontario ^d	165	0,090-12,2	0,370
Lac Supérieur ^d	83	0,140-4,30	0,200

^a Les concentrations médianes de zinc total ne sont pas disponibles pour l'écozone maritime de l'Atlantique et les concentrations médianes de zinc dissous sont donc indiquées.

^b BQMA 2015; FQMS 2014; FQMS 2016; NLTWQM 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 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.

^c ECCC 2016

^d Communication personnelle, données fournies par la Division du monitoring et de la surveillance de la qualité des eaux douces, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC), pour la Division de l'évaluation écologique, ECCC, 20 juin 2017; sans référence.

Tableau G-1. Facteurs modifiant la toxicité^a pour les écozones canadiennes et les Grands Lacs, utilisés pour le calcul des CESE

Région	Taille de l'échantillon pour la dureté totale	Moyenne géométrique de la dureté totale (mg/L)	Taille de l'échantillon pour le pH	Moyenne du pH	Taille de l'échantillon pour le COD	Moyenne géométrique du COD (mg/L)
Maritime de l'Atlantique	5	32	110	7,2	35	4,4
Cordillère boréale	305	79	283	8,0	294	1,5
Plaines boréales	643	120	656	8,1	486	19
Bouclier boréal	1 655	40	1 981	7,8	1 009	7,4
Plaines à forêts mixtes	4 941	150	5 154	8,3	1 394	5,3
Cordillère montagnarde	1 936	61	1 858	7,9	1 853	1,2

Région	Taille de l'échantillon pour la dureté totale	Moyenne géométrique de la dureté totale (mg/L)	Taille de l'échantillon pour le pH	Moyenne du pH	Taille de l'échantillon pour le COD	Moyenne géométrique du COD (mg/L)
Maritime du Pacifique	1 490	19	1 475	7,3	1 184	1,4
Prairies	369	260	420	8,1	20	10
Taïga de la Cordillère	22	110	22	8,0	20	10
Taïga du bouclier	98	7,4	175	6,9	161	3,6
Lac Érié	362	118	1 666	8,03	560	2,5
Lac Ontario	305	125	1 990	7,98	260	2,3
Lac Supérieur	46	45,3	1 150	7,60	79	1,6

^a Le calcul des moyennes géométriques pour la dureté totale et le COD a été préféré, car ces paramètres suivent une distribution log-normale dans l'environnement, tandis que le calcul des moyennes a été préféré pour le pH, car celui-ci suit une distribution normale. Les tendances centrales des FMT ont également été calculées pour certains Grands Lacs à l'aide des données recueillies entre 2005 et 2015 (communication personnelle, données fournies par la Division du monitoring et de la surveillance de la qualité des eaux douces, ECCC, pour la Division de l'évaluation écologique, ECCC, 20 juin 2017; sans référence). Les moyennes géométriques pour la dureté ont été calculées à partir de mesures du calcium et du magnésium dissous (US EPA 2015), car on ne disposait pas de mesures directes (communication personnelle, données fournies par la Division du monitoring et de la surveillance de la qualité des eaux douces, ECCC, pour la Division de l'évaluation écologique, ECCC, 27 juillet 2017; sans référence).

Tableau G-2. Facteurs modifiant la toxicité et CESE calculées pour les eaux de surface dans les zones exposées et les zones de référence pour 7 installations minières assujetties au REMMMD, de 2011 à 2015 (ESEE 2016)

Site	Surface type	Plage de la dureté totale (mg CaCO ₃ /L)	Plage du pH	Plage du COD ^a (mg/L)	Plage des CESE ^b (µg/L)	CESE médiane (µg/L)	Type de données FMT
1	Exposition	31,6-189	6,95-7,89	1,4	5,3-33	15	S, E
1	Référence	6,62-19,2	6,01-8,08	1,4	3,2-12	5,2	S, E
2	Exposition	0,370-455	6,90-7,50	2,4-4,2	9,1-130	315	S
2	Référence	12,8-24,1	6,50-7,60	2,3-3,1	6,1-15	7,0	S
3	Exposition	9,20-610	4,25-7,20	2,6-12	18-170	37	S
3	Référence	13,0-24,0	6,66-9,22	3,5-9,8	5,7-18	12	S
4	Exposition	50,9-130	6,74-8,02	0,25-12	8,1-38	17	S
4	Référence	29,4-76,0	7,21-7,94	0,25-9,0	6,0-17	10	S
5	Exposition	150-1,8x10 ³	6,22-7,70	7,4	120-330	180	S, E
5	Référence	8,00-36,0	5,02-7,17	7,4	16-31	22	S, E

Site	Surface type	Plage de la dureté totale (mg CaCO ₃ /L)	Plage du pH	Plage du COD ^a (mg/L)	Plage des CESE ^b (µg/L)	CESE médiane (µg/L)	Type de données FMT
6	Exposition	62,6-936	6,66-9,24	7,4	15-230	87	S, E
6	Référence	29,7-103	6,89-10,8	7,4	8,2-40	19	S, E
7	Exposition	27,0-322	5,70-7,90	7,4	8,2-240	56	S, E
7	Référence	12,0-92,0	6,02-7,60	7,4	9,4-36	22	S, E

Type de données FMT : S = données propres aux sites; E = pour l'écozone : moyenne géométrique pour la dureté ou le COD ou moyenne pour le pH.

^a Pour les installations dans les écozones Arctique Nord et Arctique Sud, on ne disposait pas de données de surveillance pour ces écozones, et on a donc utilisé les moyennes géométriques pour le COD dans l'écozone de la taïga du Bouclier.

^b Les limites RLM pour les RQE à long terme pour le milieu aquatique sont de 6,5 à 8,13 pour le pH, 23,4 à 399 mg/L pour la dureté, et de 0,3 à 22,9 mg/L pour le COD. Les valeurs à l'extérieur de cette plage sont remplacées par la limite inférieure ou supérieure, le cas échéant.

Tableau G-3. Facteurs modifiant la toxicité et CESE calculées pour les eaux de surface dans les zones exposées et les zones de référence pour les fonderies et affineries de métaux communs

Site	Surface type	Plage de la dureté totale (mg CaCO ₃ /L)	Plage du pH	Plage du COD (mg/L)	Plage des CESE ¹ (µg/L)	CESE médiane s	Type de données FMT
1	Exposition	90,0-517	7,00-9,40	7,4	23-180	69	S, E
1	Référence	30,0-484	6,60-9,50	7,4	22-120	40	S, E
2	Exposition	275-501	6,40-7,60	7,4	110-330	190	S, E
2	Référence	19,2-375	6,41-7,40	7,4	13-220	23	S, E
3	Exposition	375-1 850	6,65-8,71	7,4	82-290	94	S, E
3	Référence	33,4-69,9	7,20-8,95	7,4	8,3-22	11	S, E
4	Exposition	0,500-1670	6,80-8,96	7,4	6,7-150	87,1	S, E
4	Référence	32,1-178	6,85-7,97	7,4	12-64	39,2	S, E
5	Exposition	96,2-232	7,18-8,74	7,4	23-56	37	S, E
5	Référence	67,2-223	7,18-8,45	7,4	21-72	33	S, E
6	Exposition	56,3-74,1	7,93-8,11	1,2	7,53-9,26	s.o.	TTOR
6	Référence	53,9-74,9	7,09-8,6	1,2	8,24-15,1	s.o.	TTOR

S.O. = Sans objet.

Type de données FMT : S = données propres aux sites; E = pour l'écozone : moyenne géométrique pour la dureté ou le COD ou moyenne pour le pH; GL = tendances centrales pour les Grands Lacs : moyenne géométrique pour la dureté et/ou le COD et/ou moyenne pour le pH; TTOR = rapport de Teck Trail Operations.

¹ Les limites RLM pour les RQE à long terme pour le milieu aquatique sont de 6,5 à 8,13 pour le pH, 23,4 à 399 mg/L pour la dureté, et de 0,3 à 22,9 mg/L pour le COD. Les valeurs à l'extérieur de cette plage sont remplacées par la limite inférieure ou supérieure, le cas échéant. Pour les fonderies et affineries de métaux communs, les données FMT pour le lac Érié ont été utilisées pour calculer une CESE propre au site de l'installation 7. Pour l'installation 6, des données FMT propres au site (pH et dureté) ont été fournies pour chaque échantillon, mais la moyenne géométrique du COD (1,2 mg/L, tableau G-2) pour l'écozone de la Cordillère montagnarde a été utilisée, car il n'y avait pas de données disponibles dans l'étude.

Tableau G-5. Facteurs modifiant la toxicité et CESE propres aux sites pour le secteur de la sidérurgie

Site ^a	Dureté totale ^b (mg/L)	pH	Carbone organique dissous (mg/L)	CESE (μg Zn/L)	Type de données FMT
1	45	7,60	1,6	9,3	GL
2	120	7,98	2,3	20	GL
3	120	7,98	2,3	20	GL
4	120	8,03	2,5	19	GL

Type de données FMT : GL = pour les Grands Lacs : moyenne géométrique pour la dureté et/ou le COD et/ou moyenne pour le pH.

^a Le lac Supérieur a été choisi pour fournir des FMT représentatifs pour l'installation 1.

^b Valeur calculée d'après les mesures de calcium dissous et de magnésium dissous.

Tableau G-6. Facteurs modifiant la toxicité et CESE calculées pour le secteur du traitement des eaux usées

Site	Dureté totale (mg/L) ^a	pH	Carbone organique dissous (mg/L)	CESE (μg Zn/L) ^b	Type de données FMT
1	40	7,8	7,4	13	E
2	150	8,3	5,3	30	E
3	32	7,2	4,4	13	E
4	150	8,3	5,3	30	E
5	260	8,2	10	65	E
6	150	8,3	5,3	30	E
7	40	7,8	7,4	13	E
8	79	8	1,5	11	E
9	150	8,3	5,3	30	E
10	150	8,3	5,3	30	E
11	19	7,3	1,4	6,0	E
12	32	7,2	4,4	13	E
13	45	7,6	1,6	9,2	GL
14	120	7,98	2,3	20	GL
15	150	8,3	5,3	30	E
16	120	7,98	2,3	20	GL
17	120	7,98	2,3	20	GL
18	120	7,98	2,3	20	GL
19	260	8,2	10	65	E
20	260	8,2	10	65	E
21	61	7,9	1,2	8,6	E

Type de données FMT : E = moyenne géométrique de l'écozone pour la dureté et/ou le COD et/ou le pH moyen; GL = pour les Grands Lacs : moyenne géométrique pour la dureté et/ou le COD et/ou moyenne pour le pH.

^a Pour la moyenne géométrique des écozones, les valeurs mesurées de dureté totale exprimées en mg CaCO₃/L ont été déclarées, tandis que pour les Grands Lacs, les valeurs calculées d'après les mesures de calcium dissous et de magnésium dissous ont été déclarées.

^b Les limites RLM pour les RQE à long terme pour le milieu aquatique sont de 23,4 à 399 mg/L pour la dureté, 6,5 à 8,13 pour le pH et 0,3 à 22,9 mg/L pour le COD. Les valeurs à l'extérieur de cette plage sont remplacées par la limite inférieure ou supérieure, le cas échéant.

Annexe H. Renseignements sur l'évaluation des effets sur la santé

Tableau H-1. Valeurs indicatives d'exposition disponibles pour le zinc afin d'assurer une protection contre la toxicité (d'après Poddalgoda et coll. 2019)

Critère, organisation (année)	Critère d'effet critique et références	Dose	FI	Valeur indicative d'exposition
AMT ^a IOM (2001)	Diminution de la teneur en cuivre mesurée par la diminution de l'activité du superoxyde dismutase à cuivre-zinc (SOD-E) dans les érythrocytes chez des femmes adultes en santé volontaires, ayant reçu un supplément de zinc (50 mg Zn/j par le supplément + 10 mg Zn/j par l'alimentation) pendant 10 semaines (étude principale : Yadrick et coll. 1989 et étayée par Fischer et coll. 1984; Samman et Roberts, 1988).	DMENO = 0,86 mg Zn/kg/j	1,5	0,57 mg Zn/kg p.c./j (40 mg Zn/j)
DRf US EPA (2005)	Diminution de la teneur en cuivre mesurée par la diminution de l'activité de la SOD-E chez des hommes et femmes adultes en santé volontaires, ayant reçu un supplément de 50 mg Zn/j + un apport alimentaire de 10 mg/j pendant environ 13 semaines ⁱ (études principales : Milne et coll. 2001; Davis et coll. 2000; Yadrick et coll. 1989; Fischer et coll. 1984)	DSENO moyenne = 0,91 mg Zn/kg/j ^b	3	0,3 mg Zn/kg p.c./j (20 mg Zn/j)
LMR intermédiaire et chronique ATSDR (2005)	Changements subcliniques dans l'état du cuivre (activité moindre du SOD-E) et le statut du fer (diminution des concentrations de ferritine) chez des femmes ayant reçu un supplément de zinc 50 mg Zn/j plus apport alimentaire de 10 mg/j pendant 10 semaines ^g (étude principale : Yadrick et coll. (1989), étayée par Milne et coll. 2001; Davis et coll. 2000; Black et coll. 1988; Fischer et coll. 1984; Freeland-Graves et coll. 1982; Prasad et coll. 1978).	DSENO = 0,83 mg Zn/kg/j ^c	3	0,3 mg Zn/kg p.c./j (20 mg Zn/j)
AMT EFSA (2006)	D'après l'absence d'effets nocifs sur un large éventail d'indicateurs pertinents de la teneur en cuivre chez les adultes en santé (Bonham et coll. 2002a, 2002b; Milne et coll. 2001; Davis et coll. 2000).	DSENO = 0,83 mg Zn/kg p.c./j ^c	2	0,42 mg Zn/kg p.c./j (25 mg Zn/j)

DJMTP JECFA (1982)	Basé sur les résultats d'études toxicologiques chez des animaux de laboratoire, y compris les effets du zinc dans des études sur l'état du cuivre et du fer et des études cliniques chez les humains.	Études cliniques démontrant une dose tolérable quotidienne de 200 mg ZnSO ₄ /j (81 mg Zn/ j ^d)	s.o.	1,0 mg Zn/kg p.c./j ^e (on ne dispose pas des renseignements sur le calcul de cette dose).
DSENO et DMENO CE (2004)	DSENO de 50 mg Zn/j (études principales : Milne et coll. 2001, Davis et coll. 2000, étayées par Yadrick et coll. 1989; Fischer et coll. 1984) et DMENO de 150 mg Zn/j d'après des symptômes de maux de tête et d'inconfort gastrique signalés après 6 semaines de supplémentation. L'apport alimentaire n'est pas inclus dans ces critères d'effet (Samman et Roberts, 1987).	DSENO = 0,83 mg Zn/kg p.c./j ^c DMENO (hommes, femmes) = 2,0, 2,4 mg Zn/kg p.c./j ^f , respectivement	1 ^g	S.O. ^h
DSENO et DMENO, SCCS (2018)	DSENO de 0,5 mg Zn/kg p.c./j et DMENO de 2,5 mg/kg p.c./j basées sur une diminution de la masse musculaire et une dégénérescence axonale chez des femmes adultes dans un essai de toxicité pour la reproduction sur deux générations. La substance d'essai utilisée était le pyrithione de zinc, une substance que l'on retrouve uniquement dans les shampoings antipelliculaires. Les résultats de cette étude orale n'ont pas été jugés pertinents pour la voie d'exposition prévue.			

Abréviations : IOM : Institute of Medicine; ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry; US EPA : US Environmental Protection Agency; EFSA : Autorité européenne de sécurité des aliments; JECFA : Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires; BME : besoin moyen estimatif; AQR : apport quotidien recommandé; AMT : Apport maximal tolérable; DRf : dose de référence; LMR : limite maximale de résidus, DJMTP : dose journalière maximale tolérable provisoire, EC : rapport d'analyse des risques (RAR) de l'Union européenne; FI : facteur d'incertitude.

^a Les valeurs indicatives dans le rapport de l'IOM (2001) étaient présentées en mg/j de zinc, et non sur une base de poids corporel.

Pour la conversion en poids corporel, on a présumé un poids corporel pour les hommes et femmes adultes de 70 kg.

^b Le facteur de conversion de dose était basé sur les poids corporels de référence pour les adultes selon le sexe, d'après US EPA (2005).

^c Le poids corporel présumé était de 60 kg pour les femmes selon ATSDR (2005).

^d Les masses moléculaires présumées de Zn et de ZnSO₄ étaient de 65,39 et 161,452, respectivement, selon ChemIDPlus.

^e Le poids corporel présumé était de 70 kg selon JECFA (1982).

^f Le poids corporel présumé était de 73,9 et 61,3 kg pour les hommes et les femmes, respectivement, selon Samman et Roberts (1987).

^g Le FI présumé était de 1, car ces études ont été réalisées sur des femmes, qui étaient considérées comme étant la sous-population la plus sensible à la toxicité du zinc.

^h Le rapport d'analyse des risques de l'EC n'a pas établi de valeur indicative d'exposition.

ⁱ La durée de l'exposition était la durée de l'étude principale/des études principales.

Tableau H-2. Résumé des concentrations plasmatiques/sériques de zinc et des apports utilisés pour la corrélation par régression visant à calculer les valeurs EB dans le sang pour les points de départ critiques (d'après Poddalgoda et coll. 2019)

Type de cohorte (sexe et âge en années), n ^{bre} de participants	Type/durée d'exposition (alimentation/ supplément) et type d'essai	Apport moyen (mg Zn/kg p.c./j) ^e	Concentration moyenne de Zn dans le plasma ± É.T. (µg Zn/L) ^e	Référence
HF (73-106), 23	Régime alimentaire	0,10 ^a	811 ± 44 ^{c, g}	Boukaiba et coll. 1993
HF (65-95), 53	Régime alimentaire, ECR	0,13 ^a	850 ± 13 ^{c, g}	Swanson et coll. 1988
H (65-75), 12	Régime alimentaire	0,15 ^a	791 ± 52 ^{c, g}	Kant et coll. 1989
H (65-89), 35	Régime alimentaire	0,09 ^a	955 ± 164 ^{c, g}	Payette et Gray-Donald, 1991
F (65-89), 47	Régime alimentaire	0,07 ^a	824 ± 170 ^{c, g}	Payette et Gray-Donald, 1991
HF (70-85), 24	Régime alimentaire	0,13 ^a	719 ^{c, g}	Bunker et Clayton, 1989
H (68-73), 32	Régime alimentaire	0,14 ^a	981 ^{c, g}	Wright et coll. 1995
H (74-90), 28	Régime alimentaire	0,14 ^a	981 ^{c, g}	Wright et coll. 1995
F (68-73), 42	Régime alimentaire	0,12 ^a	981 ^{c, g}	Wright et coll. 1995
F (74-90), 43	Régime alimentaire	0,12 ^a	1 046 ^{c, g}	Wright et coll. 1995
H (71-91), 8	Régime alimentaire	0,14 ^a	634 ^{c, g}	Artacho et coll. 1997
F (74-89), 36	Régime alimentaire	0,12	698 ^{c, g}	Artacho et coll. 1997
H (21.1), 23	Régime alimentaire, avant/après	0,16 ^a	760 ^d	Pachotikarn et coll. 1985
H (19-29), 9	Placebo (régime alimentaire), ECR	0,16	883 ± 23 ^c	Black et coll. 1988
H (25-35), 12	Régime alimentaire	0,16	980	Kant et coll. 1989
H (45-55), 12	Régime alimentaire	0,15	870	Kant et coll. 1989
HF (60-89), 36	Placebo (régime alimentaire)	0,11	818	Bogden et coll. 1988
HF (55-70), 188	Placebo (régime alimentaire)	0,15	844	Hininger-Favier et coll., 2007
HF (55-87), 25	Placebo (régime alimentaire)	0,14	885	Prasad et coll. 2007
HF (35-60), 200	Placebo (régime alimentaire)	0,14	804	Preziosi et coll. 1998

H (24.3), 10	Régime alimentaire (avant supplémentation), ECR	0,22	837 ^c	Gatto et Saman 1996
HF (20-60), 83	Régime alimentaire (avant supplémentation)	0,14	975 ^f	Duchateau et coll. 1981
H (65-75), 12	Régime alimentaire	0,15	980	Kant et coll. 1989
H (adulte), 26	Supplémentation, 6 semaines, ECR	0,86 ^{a, b}	1 200	Fischer et coll. 1984
HF (37.5), 15	Supplémentation, 6 semaines	0,79 ^{a, b}	1 030	Abdulla and Suck 1998
HF (37), 15	Supplémentation, 6 semaines	0,57 ^{a, b}	950	Abdulla and Suck 1998
HF (38), 15	Supplémentation, 6 semaines	0,36 ^{a, b}	910	Abdulla and Suck 1998
H (28.2), 21	Supplémentation, 6+6 semaines, ECR	2,17 ^b	1 347 ± 301	Samman et Roberts 1987
F (26.8), 20	Supplémentation, 6+6 semaines, ECR	2,61 ^b	1 517 ± 412 ^c	Samman et Roberts 1987
H (21.1), 23	Supplémentation, 6 semaines, avant/après	0,86 ^{a, b}	1 050 ± 3 ^d	Pachotikarn et coll. 1986
Adulte (25), 7	Supplémentation, 12 semaines, avant/après	2,10 ^{a, b}	1 250 ± 150 ^c	Abdulla et Svensson (1979).
F (71-93), 5	Supplémentation, 28 jours, avant/après	0,86 ^{a, b}	779 ± 128 ^c	Field et coll. (1987)
F (71-93), 5	Supplémentation, 28 jours, avant/après	1,57 ^{a, b}	783 ± 159 ^c	Field et coll. (1987)
F (71-93), 5	Supplémentation, 28 jours, avant/après	2,29 ^{a, b}	1 162 ± 337 ^c	Field et coll. (1987)
H (19-29), 13	Supplémentation, 12 semaines	0,86 ^{a, b}	1 010 ^{c, g}	Medeiros et coll. (1987)
H (19-29), 9	Supplémentation, 12 semaines	1,21 ^{a, b}	1 180 ^{c, g}	Medeiros et coll. (1987)
HF (55-70), 28	Supplémentation, 12 semaines, ECR	0,35 ^a	850 ± 31 ^{c, g}	Hodkinson et coll. (2007)
HF(55-70), 34	Supplémentation, 12 semaines, ECR	0,56 ^a	935 ± 50 ^{c, g}	Hodkinson et coll. (2007)
H (18-29), 23	Supplémentation 6 semaines, avant/après	0,86 ^a	1 050 ± 3 ^{c, g}	Pachotikarn et coll. (1985)
HF (> 64), 53	Supplémentation, 28 jours, ECR	0,59 ^a	876 ± 20 ^{c, g}	Swanson et coll. (1988)

H (58-68), 16	Supplémentation, 6 mois	0,36 ^{a, b}	983 ± 147 ^c	Feillet-Coudray et coll. (2005)
H (58-68), 16	Supplémentation, 6 mois	0,57 ^{a, b}	1 124 ± 228 ^c	Feillet-Coudray et coll. (2005)
F (23-44), 12	Supplémentation, 22 jours	0,05	850	Freeland-Graves et coll. (1981)
F (50-63), 5	Réplétion de zinc (27 jours)	0,49 ^a	866 ± 222	Milne et coll. (1987)
H/F (moyenne 72,3), 56	Supplémentation, 24 mois, ECR	1,30 ^{a, b}	1 087 ^g	Stur et coll. ,1996
H (19-35), 25	Supplémentation, 18 jours	0,83 ^b	903 ± 39 ^c	Sullivan et Cousins (1997)
F (25-40), 18	Supplémentation, 10 semaines (50 mg/j)	0,71 ^a	1 059 ^{c, g}	Yadrick et coll. 1989
H (24,3), 10	Supplémentation, 2 semaines	0,86	994 ^c	Gatto et Saman 1995
HF (24-), 18	Supplémentation, 2 mois	0,79 ^{a, b}	1 203 ^c	Peretz et coll. 1993
HF (36-64), 18	Supplémentation, 2 mois, ECR	0,79 ^{a, b}	1 288 ^c	Peretz et coll. 1993
HF (20-60), 83	Supplémentation, 4 semaines	2,14	1 290 ^g	Duchateau et coll. 1981
H (19-29), 13	Supplémentation, 12 semaines, ECR	0,85 ^b	1 014 ± 29 ^{c, g}	Black et coll. 1988
H (19-29), 9	Supplémentation, 12 semaines, ECR	1,10 ^b	1 184 ± 88 ^{c, g}	Black et coll. 1988
HF (60-89), 36	Supplémentation (3 mois)	0,34	857	Bogden et coll. 1988
HF (60-89), 31	Supplémentation (3 mois)	1,49	1 099	Bogden et coll. 1988
HF (55-70), 188	Supplémentation (6 mois)	0,36	870	Hininger-Favier et coll. 2007
HF (55-70), 66	Supplémentation (6 mois)	0,58	935	Hininger-Favier et coll. 2007
HF (55-87), 24	Supplémentation (12 mois)	0,79	1 040	Prasad et coll. 2007
HF (35-60), 109	Supplémentation (6 mois), ECR	0,43	902	Preziosi et coll. 1998

H : groupe d'hommes seulement; F : groupe de femmes seulement; HF : groupe mixte, hommes et femmes; avant/après : avant et après l'étude; ECR : essai clinique randomisé.

^aLe poids présumé est de 70 kg selon Meek et coll. (1994).

^b En l'absence d'apport alimentaire, un apport alimentaire moyen de 10 mg/j selon l'IOM (2001) a été ajouté.

^c Données présentées en µmol/L – masse moléculaire du zinc de 65,4 g/mol utilisée pour convertir en µg/L.

^d Données présentées en ppm; correspondance présumée ppm = mg/L. Les valeurs en mg ont été converties en µg pour obtenir des µg/L.

^e Données présentées sur la base du zinc (Zn).

^f Données présentées en µg/100 ml. La valeur a été convertie en L en multipliant par 10.

^g Concentration sérique de zinc.

Annexe I. Données sur la biosurveillance du zinc

Tableau I-1. Concentrations de zinc total dans le sang total (mg/L) chez les Canadiens

Étude / population	Année(s) d'échantillonnage	Âge (années)	Sexe	n	Valeur médiane (95 % IC)	95 ^e centile (95 % IC)
ECMS Population générale ^a	2007-2011	6+	H+F	10 884	6,2 (6,1-6,3)	7,8 (7,8-7,9)
MIREC-CD Plus ^b Enfants	2013-2014	1 à ≤ 3	H+F	214	4,6	5,7
ECMS Population générale ^c	2009-2011	3-5	H+F	495	4,6 (4,5 - 4,7)	5,6 (5,4 - 5,9)
ECMS Population générale ^a	2007-2011	6-11	H+F	1 861	5,1 (5,0 -5,2)	6,3 (6,2-6,5)
ECMS Population générale ^a	2007-2011	12-19	H+F	1 942	5,8 (5,7-5,8)	7,2 (7,1-7,3)
ECMS Population générale ^a	2007-2011	20-39	H+F	2 478	6,2 (6,1-6,3)	7,8 (7,7-8,0)
ECMS Population générale ^a	2007-2011	40-59	H+F	2 442	6,3 (6,3-6,4)	7,8 (7,8-7,9)
ECMS Population générale ^a	2007-2011	60-79	H+F	2 161	6,4 (6,4-6,5)	7,9 (7,8-8,0)
ECMS Population générale ^a	2007-2011	6+	H	5 260	6,5 (6,4-6,5)	8,0 (7,8-8,2)
ECMS Population générale ^a	2007-2011	6+	F	5 624	5,9 (5,9-6,0)	7,2 (7,1-7,4)
ECMS Femmes enceintes ^d	2007-2011	18-49	F	67	5,7 (5,3-6,1)	6,5 (5,7-7,4)
IBPN Populations autochtones ^e	2011	20+	H+F	473	5,8 (5,7-5,9)	6,9 (6,6-7,2)
Québec ^f	2001	18-65	H+F	472	6,2 (6,1-6,3)	7,3

Abréviations : n = taille de l'échantillon, IC = intervalle de confiance, H = hommes, F = femmes

^a Walker 2017

^b Liang 2016

^c Santé Canada [modifié 2013]

^d Walker 2016

^e AFN 2013

^f INSPQ 2004

Tableau I-2. Concentrations de zinc total dans le sérum ou le plasma (mg/L) dans les populations canadienne et américaine

Étude / population	Année(s) d'échantillonnage	Âge (années)	Sexe	n	Matrice	Valeur médiane (95 % IC)	95 ^e centile (95 % IC)
Canada Enquête sur la santé ^a	1978	15 à < 65	H+F	17 491	Sérum	0,867 ^b	S.O.
Québec ^c	2001	18-65	H+F	472	Sérum	0,90 (0,89-0,91)	1,07 ^d
Alberta ^e	2005	< 25 à 31+	F	151 bassins (n = 28 484)	Sérum	1,39 ^f	S.O.
Alberta ^e	2004-2006	< 5 à 13	H+F	6 bassins (n = 1 373 échantillons)	Sérum	0,8 ^f	S.O.
Arctique canadien Caucasiens ^g	1994-1999	15-45	F	132	Plasma	0,567 ^h	Non déclaré
Arctique canadien Dénés/Métiss ^g	1994-1999	15-45	F	91	Plasma	0,552 ^h	Non déclaré
Arctique canadien Inuits ^g	1994-1999	15-45	F	144	Plasma	0,544 ^h	Non déclaré
Arctique canadien Autres ^{g, i}	1994-1999	15-45	F	13	Plasma	0,579 ^h	Non déclaré
NHANES ^j	2013-2014	6 ans et plus	H+F	2 519	Sérum	0,807 (0,78-0,83)	1,1 (1,0-1,1)

Abréviations : n = taille de l'échantillon, IC = intervalle de confiance, H = hommes, F = femmes, S.O. = sans objet.

^a Santé et Bien-être Canada, Statistique Canada 1981

^b Moyenne arithmétique

^c INSPQ 2004

^d 90^e centile

^e Alberta Health and Wellness 2008; gouvernement de l'Alberta 2010

^f Moyenne des bassins.

^g Walker et coll. 2006, femmes enceintes.

^h Moyenne géométrique, valeurs non significativement différentes les unes des autres (valeur p = 0,60).

ⁱ Origine chinoise, indienne, philippine et ethnicités multiples.

^j CDC 2017

Tableau I-3. Concentrations de zinc total dans l'urine ($\mu\text{g/g}$ de créatinine) chez les Canadiens

Population / étude	Année(s) d'échantillonage	Âge (années)	Sexe	n	Valeur médiane (95 % IC)	95 ^e centile (95 % IC)
Population générale canadienne ^a	2007-2011	6-79	H+F	11 187	320 (300 - 330)	810 (780 - 840)
Population générale canadienne ^b	2009-2011	3-5	H+F	572	630 (600 - 670)	1 300 (1 100 – 1 500)
Population générale canadienne ^a	2007-2011	6-11	H+F	2 078	440 (420 - 470)	910 (830 - 990)
Population générale canadienne ^a	2007-2011	12-19	H+F	2 021	340 (320 - 360)	740 (670 - 820)
Population générale canadienne ^a	2007-2011	20-39	H+F	2 484	260 (250 - 270)	590 (560 - 630)
Population générale canadienne ^a	2007-2011	40-59	H+F	2 441	310 (290 - 330)	770 (720 - 810)
Population générale canadienne ^a	2007-2011	60-79	H+F	2 163	390 (380 - 410)	1 100 (1 000 – 1 200)
Population générale canadienne ^a	2007-2011	6+	H	5 388	330 (320 - 340)	790 (750 - 820)
Population générale canadienne ^a	2007-2011	6+	F	5 799	290 (280 - 300)	830 (790 - 860)
IBPN Populations autochtones ^c	2011	20+	H+F	494	429 (367 - 490)	1 210 (1 031 - 1 390)

Abbreviations : n = taille de l'échantillon, IC = intervalle de confiance, H = hommes, F = femmes.

^a Walker 2017

^b Santé Canada [modifié 2013]

^c AFN 2013