



Ébauche d'évaluation

Groupe des substances contenant de l'aluminium

**Environnement et Changement climatique Canada
Santé Canada**

Janvier 2024

Résumé

En vertu de l'article 68 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) (LCPE), les ministres de l'Environnement et de la Santé ont réalisé l'évaluation de 55 substances appelées collectivement « Groupe des substances contenant de l'aluminium »¹. Le risque d'effets cumulatifs a été pris en compte dans cette évaluation par l'examen de l'exposition cumulative liée à l'aluminium total.

Les humains et l'environnement sont exposés à l'aluminium provenant de sources naturelles et anthropiques. Les sources naturelles d'aluminium comprennent les processus d'altération météorologique et biogéochimique qui, en combinaison avec le phénomène du dépôt, contribuent au cycle complexe de l'aluminium dans l'environnement. Les sources anthropiques comprennent la production d'aluminium (par exemple, la fusion), la production de ciment, l'extraction de métaux, la production d'électricité, la fabrication de pâtes et de papiers, et l'utilisation de produits et d'articles manufacturés contenant des composés d'aluminium.

Selon les renseignements présentés en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE, sur les 54 substances examinées, 40 substances du groupe ont été fabriquées ou importées en quantités supérieures au seuil de déclaration de 0,1 tonne en 2011 ou en 2015. Les résultats des enquêtes indiquent que 8 des 54 substances visées par les enquêtes ont été fabriquées au Canada en quantités supérieures aux seuils de déclaration et que 37 des 54 substances ont été importées au Canada en quantités supérieures aux seuils de déclaration. Des 40 substances fabriquées ou importées en quantités supérieures au seuil de déclaration de 0,1 tonne, 12 ont été fabriquées ou importées en quantités supérieures à 1 000 tonnes. Ces substances sont utilisées dans un grand éventail de produits et d'applications, notamment dans le matériel d'artiste, d'artisanat et de passe-temps, les produits d'entretien automobile, les matériaux de construction, les produits de nettoyage, les emballages alimentaires, les encres, les encres en poudre, les colorants, les produits de soins personnels (cosmétiques, produits de santé naturels et médicaments en vente libre), les peintures et les revêtements, les produits antiparasitaires, les plastiques, les textiles et autres utilisations industrielles et commerciales.

Les substances du groupe des substances contenant de l'aluminium peuvent se dissoudre, se dissocier ou se dégrader par divers mécanismes de transformation et ainsi contribuer à l'exposition à l'aluminium total. Par conséquent, les concentrations d'aluminium total, modélisées ou mesurées, ont été utilisées comme données de remplacement pour déterminer l'exposition potentielle des 55 substances du groupe. Les dangers pour l'environnement ont été caractérisés en conséquence, afin d'évaluer le potentiel de toxicité de l'exposition à l'aluminium total.

L'évaluation de l'exposition de l'environnement porte principalement sur les secteurs présentant la plus grande activité commerciale avec des substances du groupe, et sur ceux qui produisent les plus grands rejets d'aluminium selon les déclarations à l'Inventaire national des rejets de

¹ Dans la version anglaise du présent document, l'orthographe internationale du mot « aluminium » est utilisée tout au long du document, sauf lorsqu'il est fait référence à un nom correspondant au numéro d'enregistrement du Chemical Abstracts Service (NE CAS) (qui, en tant que propriété de l'American Chemical Society, utilise généralement l'orthographe américaine « aluminum ») ou à d'autres noms dans les listes réglementaires qui sont écrits selon l'orthographe américaine.

polluants. Plus précisément, des scénarios d'exposition ont été élaborés pour la production primaire d'aluminium, la fabrication de ciment, l'extraction de métaux, la production d'électricité et la fabrication de pâtes et de papiers. Les concentrations estimées dans l'environnement (CEE) ont été calculées pour chacun de ces secteurs, à l'aide des données de surveillance dans les milieux récepteurs ou les effluents, ou encore des coefficients d'émission industriels. Les données canadiennes de surveillance à long terme de la qualité de l'eau de surface, associées aux classifications d'utilisation des terres et aux données disponibles sur les concentrations d'aluminium biodisponible dans le sol, ont également servi à caractériser l'exposition.

Pour ce qui est du milieu aquatique, l'évaluation des dangers tient compte des concentrations d'aluminium totales et des facteurs modifiant la toxicité, notamment le pH, la dureté de l'eau et le carbone organique dissous. Les concentrations estimées sans effet (CESE) ont été produites conformément aux Recommandations fédérales pour la qualité de l'eau pour l'aluminium. Pour ce qui est des sols, une CESE a été calculée à partir des limites publiées d'aluminium extractible à l'aide du chlorure de calcium. Ces limites tiennent compte de la biodisponibilité dans le sol. D'après les données disponibles, on estime qu'ils assurent la protection des plantes terrestres et des invertébrés du sol.

L'aluminium est considéré comme persistant dans l'environnement, comme le sont tous les éléments, mais il peut changer d'espèce chimique et de cycle d'un milieu environnemental à un autre. Bien qu'il existe certaines espèces végétales tolérantes et hyperaccumulatrices, l'aluminium n'est généralement pas considéré comme une substance bioaccumulable.

L'analyse des quotients de risque aquatique pour chaque secteur a montré que les CEE dépassaient rarement les CESE, ce qui laisse entendre un potentiel moindre de causer des effets nocifs pour l'environnement. Dans le sol, la CESE a été comparée aux données d'exposition correspondantes en fonction du pH. Dans la plage des valeurs de pH correspondant aux pH des rejets anthropiques de substances du groupe, la CESE dans le sol n'était pas dépassée. Dans les sédiments, et d'après les sources de données probantes qualitatives examinées, on a constaté que les 55 substances contenant de l'aluminium présentaient un faible potentiel de causer des effets nocifs pour l'environnement.

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente ébauche d'évaluation, les 55 substances contenant de l'aluminium présentent un risque faible de causer des effets nocifs pour l'environnement. Il est proposé de conclure que les 55 substances contenant de l'aluminium ne satisfont pas aux critères énoncés aux alinéas 64a) et b) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

La population canadienne peut être exposée aux substances dans le Groupe des substances contenant de l'aluminium par les milieux environnementaux (sol, poussière domestique et air), les aliments et l'eau potable. Les aliments traditionnels, les aliments de subsistance et les aliments prélevés dans la nature peuvent être une source d'exposition à l'aluminium pour certaines communautés autochtones du Canada. Les personnes vivant à proximité d'installations industrielles, telles que les fonderies d'aluminium de première fusion, peuvent être exposées à des concentrations élevées d'aluminium dues à des émissions ponctuelles. En outre, les Canadiens sont exposés à l'aluminium provenant d'un vaste éventail de produits et d'articles manufacturés disponibles pour les consommateurs.

L'exposition générale de la population générale canadienne âgée de plus de 3 ans aux substances du groupe des substances contenant de l'aluminium a été caractérisée à l'aide des données de biosurveillance représentatives à l'échelle nationale. La concentration de l'aluminium a été mesurée dans des échantillons de sang total mis en banque de matériel biologique et prélevés dans le cadre du cycle 2 de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS). La teneur en aluminium des échantillons de sang total constitue une mesure intégrée et biologiquement pertinente de l'exposition générale qui peut se produire par plusieurs voies (par exemple, ingestion, contact cutané et inhalation) et sources (par exemple, sources naturelles et anthropiques, milieux environnementaux, aliments et produits d'usage fréquent ou quotidien). Les concentrations d'aluminium étaient inférieures au seuil de déclaration de la méthode, soit 8 µg/L, chez 97,1 % de la population canadienne (âgée de 3 à 79 ans). Chez les enfants de moins de 3 ans, les données de biosurveillance provenant d'études à petite échelle et les estimations de l'absorption par les milieux environnementaux, les aliments et l'eau potable ont été prises en compte pour caractériser le risque. Les estimations de l'absorption par le régime alimentaire chez certaines communautés autochtones ont également été prises en compte pour caractériser le risque.

On a quantifié séparément les scénarios d'exposition par inhalation découlant de l'utilisation de produits disponibles aux consommateurs et les concentrations dans l'air ambiant, y compris à proximité des sources ponctuelles de rejets, afin d'évaluer le risque de causer des effets directs au point de contact avec les poumons. Les substances du groupe des substances contenant de l'aluminium sont présentes dans un éventail de produits en aérosol, en pulvérisateur à détente et en poudre libre, dont l'utilisation peut entraîner une exposition par inhalation. Ces produits sont, notamment, des produits de soins personnels (c'est-à-dire les cosmétiques, les produits de santé naturels et les médicaments en vente libre), les peintures, les revêtements, les articles de bricolage (par exemple, les produits de ciment et le coulis de carreaux de céramique) et les produits de nettoyage. En outre, le chlorure d'aluminium basique (n° CAS² 1327-41-9) et le pentahydroxychlorure de dialuminium (n° CAS 12042-91-0) sont utilisés dans antisudorifiques et déodorants en aérosol et en poudre.

Plusieurs organisations internationales ont établi des valeurs guides fondées sur des critères sanitaires pour l'aluminium (par exemple des doses hebdomadaires tolérables) d'après les effets neurologiques et neurodéveloppementaux, et les effets sur la reproduction. Ainsi, pour caractériser le risque pour la santé humaine, un équivalent de biosurveillance (EB) du sang entier a été calculé pour établir les doses d'absorption journalières, associées à une dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHTP) à partir d'un critère de toxicité critique qui a été déterminé d'après une étude de neurotoxicité chronique et de neurotoxicité pour le développement menée par le Comité mixte de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture et de l'Organisation mondiale de la Santé d'experts des additifs alimentaires (JECFA). En ce qui concerne l'exposition par inhalation, une concentration sans effet nocif observé (CSENO) tirée d'une étude menée chez les travailleurs a été utilisée comme critère de toxicité propre à cette voie d'exposition au Groupe des substances contenant de l'aluminium. De plus, l'inhalation répétée de pentahydroxychlorure de dialuminium produit des effets sur les poumons qui ne sont pas observés après l'inhalation d'autres substances

² Le numéro au registre du Chemical Abstracts Service (no CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution, sauf si elle est nécessaire pour répondre aux exigences réglementaires et/ou pour rédiger des rapports pour le gouvernement du Canada lorsque de l'information et des rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society.

contenant de l'aluminium. Par conséquent, la pneumonie granulomateuse a été choisie comme effet critique sur la santé, propre à cette voie d'exposition, pour le chlorure d'aluminium basique et le pentahydroxychlorure de dialuminium.

Selon l'ECMS, les concentrations médianes et au 95^e centile de l'aluminium total dans le sang entier étaient inférieures à la valeur de l'EB calculée. Les concentrations plasmatiques moyennes d'aluminium chez les enfants de moins de 3 ans, provenant d'études de biosurveillance à petite échelle, étaient également inférieures à la valeur de l'EB calculée. En outre, les estimations de l'absorption par l'exposition aux milieux environnementaux, aux aliments et à l'eau potable chez les enfants de moins de 3 ans, ainsi que les estimations de l'absorption par la consommation d'aliments prélevés dans la nature, chez certaines communautés autochtones, étaient inférieures à la dose d'absorption journalière associée à la DHTP du JECFA. Par conséquent, l'exposition générale aux substances contenant de l'aluminium est jugée peu préoccupante pour la santé de la population canadienne aux concentrations d'exposition actuelles. En outre, les marges d'exposition résultantes estimées pour l'exposition par inhalation et la CSENO de 53 des 55 substances contenant de l'aluminium ont été jugées suffisantes pour tenir compte des incertitudes dans les données disponibles sur les effets sur la santé et l'exposition, utilisées pour caractériser le risque. Les marges d'exposition entre les concentrations d'exposition par inhalation découlant de l'utilisation d'antisudorifiques en aérosol et de déodorants en aérosol pour les pieds et l'effet critique du chlorure d'aluminium basique (n° CAS 1327-41-9) et du pentahydroxychlorure de dialuminium (n° CAS 12042-91-0) sur la santé pourraient être insuffisantes pour lever les incertitudes liées aux données disponibles sur l'exposition et les effets sur la santé, utilisées pour caractériser le risque.

L'évaluation des effets sur la santé humaine a pris en considération les sous-groupes de la population canadienne qui pourraient, en raison d'une plus grande vulnérabilité ou exposition, être plus à risque de subir des effets nocifs pour la santé. Par exemple, l'exposition en fonction de l'âge est régulièrement estimée et les risques d'effets nocifs sur la santé sont évalués à l'aide d'études sur la toxicité pour le développement et la reproduction. On disposait de données de biosurveillance humaine sur les nourrissons, les enfants et les femmes enceintes. Ces sous-populations ont été prises en compte dans les résultats de l'évaluation des risques associés aux substances contenant de l'aluminium. En outre, l'exposition découlant à la consommation d'aliments traditionnels, de subsistance ou issus de la nature chez certaines communautés autochtones et l'exposition à l'air extérieur des personnes vivant à proximité de sources de rejet ont été examinées.

À la lumière des renseignements contenus dans la présente ébauche d'évaluation, il est proposé de conclure que le chlorure d'aluminium basique (n° CAS 1327-41-9) et le pentahydroxychlorure de dialuminium (n° CAS 12042-91-0) satisfont au critère énoncé à l'alinéa 64c) de la LCPE, car ils pénètrent ou peuvent pénétrer 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.

À la lumière des renseignements contenus dans la présente ébauche d'évaluation, il est proposé de conclure que 53 des 55 substances contenant de l'aluminium ne satisfont pas au critère énoncé à l'alinéa 64c) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il est donc proposé de conclure que le chlorure d'aluminium basique (n° CAS 1327-41-9) et le pentahydroxychlorure de dialuminium (n° CAS 12042-91-0) satisfont à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE. Il est proposé de conclure que les 53 autres substances contenant de l'aluminium ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE. Il est également proposé de conclure que le chlorure d'aluminium basique et le pentahydroxychlorure de dialuminium 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	i
1. Introduction	1
2. Identité des substances.....	3
3. Propriétés physiques et chimiques	4
4. Sources et utilisations	4
4.1 Sources naturelles	4
4.2 Sources anthropiques	4
4.3 Utilisations	5
5. Rejets dans l'environnement	8
6. Devenir et comportement dans l'environnement	11
6.1 Distribution dans l'environnement.....	11
6.2 Persistance dans l'environnement	13
6.3 Potentiel de bioaccumulation	14
7. Potentiel de causer des effets nocifs pour l'environnement.....	15
7.1 Évaluation des effets sur l'environnement	15
7.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement	20
7.3 Caractérisation des risques pour l'environnement	28
8. Potentiel de causer des effets nocifs pour la santé humaine	45
8.1 Évaluation des effets sur la santé	45
8.2 Évaluation des effets de l'exposition sur la santé	59
8.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine	74
8.4 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine	79
9. Conclusion.....	81
Bibliographie	83
Annexe A. Renseignements sur l'identité des substances	107
Annexe B. Propriétés physico-chimiques des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium	109
Annexe C. Quantités, activités et utilisations des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium déclarées en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE.....	113
Annexe D. Rejets déclarés à l'INRP de 2013 à 2017 pour l'aluminium (fumée ou poussière seulement) et l'oxyde d'aluminium (formes fibreuses seulement)	125
Annexe E. Concentrations de fond et facteurs modifiant la toxicité	129
Annexe F. Potentiel de causer des effets nocifs pour les invertébrés du sol	130
Annexe G. Exposition par les milieux environnementaux, les aliments et l'eau potable	132
Annexe H. Exposition humaine par inhalation découlant de l'utilisation de produits disponibles aux consommateurs	138
Annexe I. Données sur la biosurveillance de l'aluminium.....	143
Annexe J. Modèle PBPK	145

Liste des tableaux et des figures

Figure 5-1. Secteurs ayant déclaré les plus importants rejets d'aluminium (sous forme de fumée ou de poussière seulement) à l'Inventaire national des rejets de polluants de 2013 à 2017 (INRP [modifié en 2022])	9
Figure 5-2. Secteurs ayant déclaré les plus importants rejets d'oxyde d'aluminium (sous forme fibreuse seulement) à l'Inventaire national des rejets de polluants de 2013 à 2017 (INRP [modifié en 2022])	10
Figure 6-1. Cycle de l'aluminium (adapté de Driscoll et Postek 1996)	12
Figure 7-1. Concentrations moyennes et médianes d'aluminium total dans les zones exposées divisées par les concentrations correspondantes dans les zones de référence	25
Figure 7-2. Quotients de risque pour la fusion primaire de l'aluminium dans 10 installations, d'après les données de surveillance des effluents de 2011	30
Figure 7-3. Fréquence des dépassements des CESE dans les zones exposées du secteur de l'extraction de métaux (points de rejet final) moins la fréquence des dépassements des CESE dans les zones de référence correspondants (%)	32
Figure 7-4. Concentrations mesurées d'aluminium total ($\mu\text{g/L}$) dans les zones exposées et les zones de référence de certains sites du secteur de l'extraction des métaux soumis au REMMMD, entre 2013 et 2017 (programme de SEE, 2018)	33
Figure 7-5. Quotients de risque pour les sites sélectionnés du secteur de l'extraction des métaux soumis au REMMMD, entre 2013 et 2017 (programme de SEE, 2018)	34
Figure 7-6. Quotients de risque calculés pour les installations de production d'électricité entre 2012 et 2016 (Ontario 2019)	35
Figure 7-7. Quotients de risque pour les fabriques de pâtes et papiers ayant déclaré des concentrations d'aluminium au programme de SEE prévu au REFPP (Canada, 2018b)	37
Figure 7-8. Quotients de risque du secteur des pâtes et papiers, dans 27 installations ayant rejeté de l'aluminium entre août 2018 et janvier 2019 (NCASI 2020)	38
Figure 7-9. QR médians pour les stations de surveillance à long terme de la qualité de l'eau, d'après les utilisations des terres où se trouvent ces stations (Canada [modifié en 2017a])	39
Figure 7-10. Concentrations d'aluminium biodisponibles dans les sols canadiens (Webber et coll., 1977)	40

1. Introduction

En vertu de l'article 68 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) (LCPE) (Canada 1999), les ministres de l'Environnement et de la Santé ont réalisé l'évaluation d'un groupe de 55 substances (présentées à l'annexe A) désignées collectivement « groupe des substances contenant de l'aluminium »³, afin de déterminer si ces substances présentent ou pourraient présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine. De ce groupe, 47 substances ont été jugées prioritaires pour une évaluation, car elles répondaient aux critères de catégorisation ou l'ont été selon d'autres mécanismes (ECCC, SC [modifié en 2017]). Il a été déterminé que 8 autres substances devaient subir un examen approfondi à la suite de l'établissement des priorités selon la Liste révisée des substances commercialisées (LRSC)⁴ (ECCC, SC [modifié en 2017]; Santé Canada [modifié en 2017]).

Santé Canada et Environnement Canada ont antérieurement publié une évaluation des substances de la deuxième Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP2) comprenant trois sels d'aluminium (chlorure d'aluminium, nitrate d'aluminium et sulfate d'aluminium) (EC, SC, 2010). La présente évaluation s'appuie sur l'évaluation de la LSIP2 et en élargit la portée pour viser d'autres substances. D'autres composés d'aluminium présents sur la Liste intérieure des substances (LIS) ont été traités dans des rapports séparés (EC, SC, 2010, 2013, 2016).

La présente évaluation porte uniquement sur les effets associés à l'aluminium et ne traite pas des autres éléments ou groupements qui peuvent être présents dans le groupe des substances contenant de l'aluminium (notamment, le magnésium, le fluorure, le zirconium ou des composants organiques des substances organométalliques et des sels organométalliques). Certains de ces autres éléments ou groupements ont été examinés lors d'évaluations antérieures menées dans le cadre du programme associé à la Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP) de la LCPE ou peuvent l'être dans le cadre d'autres initiatives du Plan de gestion des produits chimiques (PGPC). Les nanomatériaux d'ingénierie contenant de l'aluminium (1 à 100 nm) qui peuvent être présents dans des milieux environnementaux ou des produits ne sont pas explicitement pris en compte dans les scénarios d'exposition de la présente évaluation, mais des concentrations mesurées d'aluminium dans l'environnement ou les données de biosurveillance humaine pourraient comprendre l'aluminium provenant de ces sources. De même, la présente évaluation ne tient pas compte explicitement des effets sur l'environnement ou la santé associés aux nanomatériaux contenant de l'aluminium. L'aluminium est un adjuvant dans certains vaccins et le composant principal de certains médicaments en vente libre utilisés pour neutraliser l'acide gastrique en cas de brûlures d'estomac ou

³ Dans la version anglaise du présent document, l'orthographe internationale du mot « aluminium » est utilisée tout au long du document, sauf lorsqu'il est fait référence à un nom dans le registre CAS (qui, en tant que propriété de l'American Chemical Society, utilise généralement l'orthographe américaine « aluminum ») ou à d'autres noms dans les listes réglementaires qui sont écrits avec l'orthographe américaine.

⁴ La Liste révisée des substances commercialisées (LRSC) est une liste administrative de substances potentiellement utilisées dans des produits réglementés par la *Loi sur les aliments et drogues* et qui ont été commercialisées au Canada entre le 1^{er} janvier 1987 et le 13 septembre 2001. Le gouvernement du Canada a classé ces substances par ordre de priorité et les examine en fonction de leur impact potentiel sur la santé humaine et l'environnement afin de gérer les risques liés à ces substances, le cas échéant.

d'inflammation des voies gastriques supérieures (antiacides). Ces utilisations n'ont pas été examinées dans la présente évaluation.

L'évaluation environnementale de ce groupe de substances sera axée sur les rejets d'aluminium associés à la fabrication, à l'importation et à l'utilisation des 55 substances contenant de l'aluminium, ainsi que sur les rejets accidentels d'aluminium. Dans l'environnement, les données de surveillance de l'aluminium en milieu aquatique ou celles de la modélisation prédictive, s'il y a lieu, en combinaison avec les Recommandations fédérales sur la qualité de l'eau, récemment élaborées, constituent les principaux éléments de preuve pour évaluer le potentiel d'exposition et de danger des substances de ce groupe (ECCC, 2022a).

On constate depuis des décennies les effets importants de l'aluminium sur les écosystèmes d'eau douce, dus aux précipitations acides qui mobilisent les métaux présents dans la nature, avec des problèmes persistants connexes, surtout dans des régions du Bouclier précambrien canadien (Gensemer et Playle, 1999; Wilson, 2012; Adams et coll., 2018; Canada [modifié en 2018a]; Rotteveel et Stirling, 2020). Cependant, cette évaluation environnementale porte sur les préoccupations pouvant être associées aux activités industrielles faisant appel aux 55 substances contenant de l'aluminium. Les conséquences possibles de l'acidification de l'environnement sont complexes, notamment sur le plan de la solubilisation, de la biodisponibilité et de l'écotoxicité de l'aluminium ambiant. Ces conséquences et les efforts déployés pour y remédier ont été décrits ailleurs (Environnement Canada, 2004; Canada [modifié en 2013a], [modifié en 2013b], [modifié en 2018a]).

Les risques de causer des effets généraux sur la santé humaine ont été caractérisés selon la Méthode fondée sur la biosurveillance 2 (Santé Canada [modifié en 2016]), qui permet de comparer les données de biosurveillance humaine (exposition) aux valeurs guides de biosurveillance (effets sur la santé) qui sont conformes aux valeurs guides fondées sur la santé, comme les équivalents de biosurveillance (EB) afin de déterminer si les substances sont peu préoccupantes pour la santé humaine. Des estimations additionnelles de l'exposition ont été prises en compte afin de caractériser les risques de causer des effets généraux sur la santé chez des groupes d'individus qui ne sont pas représentés dans les données de biosurveillance réalisée à l'échelle de la population. En outre, on s'est appuyé sur une méthode propre à chaque voie d'exposition (en l'occurrence l'inhalation) pour caractériser les effets au point de contact des substances du groupe des substances contenant de l'aluminium.

La présente ébauche d'évaluation prend en compte les renseignements sur les propriétés chimiques, le devenir dans l'environnement, les dangers, les utilisations et l'exposition, y compris les renseignements supplémentaires soumis par les parties intéressées. Les données pertinentes ont été recensées jusqu'en juillet 2021. Les données empiriques provenant d'études clés ainsi que les résultats issus de la modélisation ont été utilisés pour parvenir aux conclusions proposées. Lorsqu'elles étaient disponibles et pertinentes, les données présentées dans les évaluations réalisées par d'autres instances ont été prises en compte.

La présente ébauche d'évaluation a été préparée par le personnel du Programme d'évaluation des risques de la LCPE travaillant à Santé Canada et à Environnement et Changement climatique Canada, et tient compte des commentaires d'autres programmes de ces ministères. Les parties de la présente évaluation portant sur l'environnement et la santé humaine ont également fait l'objet d'un examen externe. Des commentaires sur les parties techniques concernant l'environnement ont été reçus de M. Geoff Granville (GCGranville Consulting Corp.), de M. Claude Fortin (Institut national de la recherche scientifique), de M. Scott Smith (Université

Wilfrid-Laurier), de la Direction générale de l'évaluation technique et de l'élaboration des normes du ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario, et de la Direction générale de la protection de l'eau et de la durabilité du ministère de l'Environnement et de la Stratégie sur les changements climatiques de la Colombie-Britannique. Des commentaires sur les parties techniques concernant la santé humaine ont été reçus de Tetra Tech. En outre, la partie de la présente évaluation portant sur la santé repose sur le document sur l'approche scientifique (DAS) (publié le 9 décembre 2016) traitant de la Méthode fondée sur la biosurveillance 2. Le DAS a fait l'objet d'un examen externe par les pairs et d'une consultation publique de 60 jours. Bien que les commentaires externes aient été pris en considération, le contenu final et le résultat de cette évaluation demeurent la responsabilité de Santé Canada et d'Environnement et Changement climatique Canada.

Pour la détermination de la conformité des substances aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE, les évaluations s'appuient sur des renseignements scientifiques essentiels, dont des informations, si elles sont disponibles, sur les sous-populations susceptibles d'être plus sensibles ou plus exposées, les environnements vulnérables et les effets cumulatifs⁵, et en utilisent une approche fondée sur le poids des preuves et sur le principe de précaution⁶. Cette évaluation provisoire présente les données essentielles et les éléments sur lesquelles se fondent les conclusions proposées.

2. Identité des substances

Les 55 substances contenant de l'aluminium appartiennent à diverses catégories de substances chimiques, notamment les composés inorganiques, les sels organométalliques, les composés organométalliques et les substances de composition inconnue ou variable, produits de réaction complexe ou matières biologiques (substances dites UVCB). Les numéros au registre du CAS⁷, les noms sur la LIS et les noms communs de chacune des substances de ce groupe sont présentés dans le tableau A-1 de l'annexe A.

⁵ La prise en compte des effets cumulatifs dans le cadre de la LCPE peut impliquer une analyse, une caractérisation et éventuellement une quantification des risques combinés pour la santé ou l'environnement résultant d'expositions à de multiples substances chimiques

⁶ La détermination de la conformité à l'un ou à plusieurs des critères énoncés à l'article 64 repose sur une évaluation des risques pour l'environnement ou la santé humaine occasionnés par l'exposition dans l'environnement général. Pour les humains, cela comprend, entre autres, l'exposition à l'air ambiant ou intérieur, à l'eau potable, à des aliments et à des produits disponibles aux consommateurs. Une conclusion établie aux termes de la LCPE n'est pas pertinente pour une évaluation en fonction des critères de risque 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 s'appuyant sur les critères définis à l'article 64 de la LCPE n'empêche pas la prise de mesures en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

⁷ Les numéros au registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) sont la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution, sauf si elle est nécessaire pour répondre aux exigences réglementaires et/ou pour des rapports au gouvernement du Canada lorsque de l'information et des rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society.

3. Propriétés physiques et chimiques

L'aluminium est un métal appartenant au groupe 13 du tableau périodique. Seul l'état d'oxydation trivalent de l'aluminium est pertinent dans l'environnement naturel (Wilson 2012). L'aluminium forme des ions Al^{3+} en perdant son électron de valence p et deux électrons de valence s et peut remplacer le silicium dans les solides ioniques pour former de nombreux minéraux (Miessler et coll., 2014). Les oxydes d'aluminium se présentent sous diverses formes (polymorphes), et sous forme d'espèces hydratées et d'hydroxydes (Cotton et Wilkinson 1999). Aux concentrations pertinentes pour l'environnement, l'aluminium forme des composés hydrosolubles avec des ions tels que le fluorure, le sulfate et des chélateurs organiques tels que les acides fulviques et humiques (US EPA, 2018).

La solubilité dans l'eau des substances de ce groupe varie de très faible à entièrement soluble. Par exemple, les valeurs rapportées de solubilité dans l'eau varient de qualitativement non soluble à « supérieure à 10^6 mg/L ». Les valeurs de pression de vapeur sont négligeables pour la plupart des substances, en particulier lorsqu'elles sont mesurées à des températures pertinentes sur le plan physiologique et environnemental. La solubilité dans l'eau et la pression de vapeur sont moins pertinentes pour les composés organoaluminiques, car ceux-ci sont généralement pyrophoriques (c'est-à-dire qu'ils peuvent s'enflammer spontanément dans l'air) et très réactifs avec l'eau (Sleppy 2007; Krause et coll., 2012). Un résumé des données disponibles sur les propriétés physiques et chimiques des substances du groupe est présenté à l'annexe B.

4. Sources et utilisations

4.1 Sources naturelles

L'aluminium est le métal le plus abondant et le troisième élément le plus abondant de la lithosphère, derrière l'oxygène et le silicium (Haynes 2016). L'aluminium est principalement associé aux roches métamorphiques et ignées, aux gisements de minéraux et d'argile, et aux minéraux argileux des sols météorisés. En raison de la météorisation et des processus biogéochimiques, de petites fractions de l'aluminium total de la lithosphère entrent dans le cycle complexe de l'aluminium dans l'environnement (Driscoll et Postek 1996). Le dépôt atmosphérique d'aluminium n'est pas une source naturelle importante, mais il peut être important pour les eaux de surface isolées (Driscoll et coll., 1994). Le cycle de l'aluminium sera décrit plus en détail dans la section sur son devenir dans l'environnement.

Sur les 55 substances du groupe contenant de l'aluminium, peu devraient être de sources naturelles dans l'environnement. La plupart de ces substances sont sous forme de produits de l'hydroxyde d'aluminium non métallurgique en aval (c'est-à-dire à partir de la fraction du minerai de bauxite raffiné qui n'est pas utilisée pour la fusion avec l'aluminium métallique) ou à partir d'autres sources (CEH 2021).

4.2 Sources anthropiques

4.2.1 Production d'aluminium

Le minerai de bauxite, le principal matériau utilisé pour la production d'aluminium, n'est pas produit au Canada. Il est plutôt importé. Il l'a été à hauteur d'environ 3,7 millions de tonnes

en 2015 (RNCAN, 2016). Ce minerai est ensuite raffiné en alumine métallurgique pour être fondu en aluminium métallique, ou en alumines de base et de spécialité pour diverses utilisations, notamment la production d'autres composés d'aluminium (RNCAN, 2016; CEH, 2021). En 2016, on comptait au Canada une installation qui produisait de l'alumine métallurgique et non métallurgique, et dix fonderies d'aluminium primaires. Neuf fonderies d'aluminium sont situées au Québec et une en Colombie-Britannique (RNCAN 2016).

4.2.2 Fabrication et importations

Des 55 substances visées par la présente évaluation, 54 ont fait l'objet d'enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE pour l'année de déclaration 2011 ou 2015 (Canada, 2012; Canada, 2017b). Des réponses ont été reçues pour 40 des 54 substances visées par les enquêtes (tableau C-1, annexe C). Selon les renseignements présentés en réponse à ces enquêtes, 8 des 54 substances visées ont été fabriquées au Canada et 37 des 54 substances visées ont été importées au Canada en quantités supérieures au seuil de déclaration de 0,1 tonne. Sur les 40 substances pour lesquelles des réponses ont été reçues, 12 ont été fabriquées ou importées en quantités supérieures à 1 000 tonnes. Aucune activité de fabrication ou d'importation en quantités supérieures au seuil de déclaration de 0,1 tonne n'a été déclarée pour les 14 autres substances visées par les enquêtes (tableau C-2, annexe C)⁸. L'hydroxyde d'aluminium (nº CAS 21645-51-2) est la seule substance du groupe actuel à avoir été jugée d'intérêt prioritaire pour une évaluation et à ne pas avoir fait l'objet d'une enquête prévue à l'article 71 de la LCPE pour l'année de déclaration 2011 ou 2015.

Des données sur le commerce international ont également été recueillies pour les substances du groupe des substances contenant de l'aluminium. On a obtenu les codes du Système harmonisé (SH) pertinents pour 20 substances, pour les années 2010 à 2013, et les données sur les importations annuelles sont présentées dans le tableau C-3 de l'annexe C. Les données sur le commerce international indiquaient également que l'hydroxyde d'aluminium (code SH 2818.30.0000), non visé par les enquêtes mentionnées ci-dessus, a été importé en quantités supérieures à 1 000 tonnes (ASFC 2016).

4.3 Utilisations

Les utilisations ou activités associées au groupe des substances contenant de l'aluminium, d'après les codes de fonction présentés en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE, sont présentées dans le tableau C-5 (annexe C) (Canada, 2012, 2017b). Bien qu'une centaine de codes de secteur et de fonction uniques aient été déclarés, les utilisations et les activités les plus importantes en matière de quantité sont la production d'aluminium et la fabrication de ciment (Environnement Canada, 2013; ECCC, 2017). Ces deux activités représentent respectivement environ deux tiers et un tiers des quantités globales déclarées. Cependant, lorsqu'on corrige les valeurs en fonction du pourcentage approximatif d'aluminium dans chaque substance, les quantités liées à la production d'aluminium augmentent à environ 90 % des quantités globales déclarées, et les quantités liées à la fabrication de ciment chutent à environ 5 %. Toutes les autres utilisations et activités

⁸ Les valeurs désignent les quantités déclarées en réponse à une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2012; Canada, 2017b). Veuillez consulter les enquêtes pour connaître les inclusions et les exclusions particulières (annexes 2 et 3).

représentent cumulativement moins de 5 % des quantités globales déclarées normalisées d'aluminium, bien qu'elles représentent toujours environ 400 000 tonnes.

Les autres activités faisant appel à des substances du groupe ayant déclaré les plus grandes quantités étaient les suivantes : production de pétrole, matériaux réfractaires, adhésifs, produits d'étanchéité, produits intermédiaires, additifs de lubrifiants, agents de séparation des solides, abrasifs, régulateurs de procédés, produits de remplissage et produits ignifuges, substances de laboratoire, pigments, adsorbants et absorbants, agents antiadhésifs, catalyseurs, pellicules plastiques et filtrage de la bière (Environnement Canada, 2013; ECCC, 2017). Toutes les utilisations déclarées autres que celles mentionnées ci-dessus l'ont été soit sous forme de renseignements commerciaux confidentiels (RCC) soit ont été associées à des quantités commerciales inférieures à 1 000 tonnes par an. Les tableaux C-5 et C-6 de l'annexe C présentent certains détails sur les substances concernant les utilisations et les secteurs associés aux plus grandes quantités déclarées, selon les renseignements présentés en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE.

Les données obtenues par d'autres recherches dans la littérature scientifique et des études de marché et celles sur le commerce international corroborent en général les résultats des enquêtes présentés ci-dessus. Cependant, elles semblent également indiquer que la consommation canadienne dans les applications faisant appel aux produits de remplissage, aux produits ignifuges, aux pâtes et papiers et aux revêtements pigmentaires, ainsi que dans le traitement de l'eau a augmenté de manière significative par rapport aux données déclarées de l'enquête de 2011 (Darragh et Ertell, 2003; Helmboldt et coll., 2012; Hudson et coll., 2012; ASFC, 2016; CEH 2021). De plus, les recherches dans la littérature scientifique laissent entendre que les substances du groupe des substances contenant de l'aluminium peuvent être présentes dans un vaste éventail de produits disponibles aux consommateurs, notamment les produits de soins corporels (c'est-à-dire les cosmétiques, les produits de santé naturels et les médicaments en vente libre), les peintures, les revêtements, les articles de bricolage (par exemple, les produits de ciment et le coulis de carreaux de céramique) et les produits de nettoyage (voir la section 8.2.2). D'autres utilisations des substances du groupe des substances contenant de l'aluminium sont présentées dans le tableau 4-1.

Au Canada, l'aluminium peut être présent dans les aliments par l'ajout d'additifs alimentaires contenant de l'aluminium, comme composant d'additifs indirects utilisés dans les établissements de transformation des aliments, et comme composant dans la fabrication de certains matériaux d'emballage alimentaire (communication personnelle, courriel de la Direction des aliments [DA], Santé Canada, au Bureau de l'évaluation des risques des substances existantes [BERSE], Santé Canada, le 2 octobre 2018 et le 31 mars 2022; sans référence). De plus, certaines substances du groupe des substances contenant de l'aluminium sont présentes dans des produits antiparasitaires homologués au Canada en tant que produits de formulation (communication personnelle, courriel de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire [ARLA], Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, le 18 juin 2018; sans référence; Santé Canada, 2010).

Des substances du groupe des substances contenant de l'aluminium sont présentes dans les cosmétiques, d'après les avis présentés au titre du *Règlement sur les cosmétiques* (communication personnelle, courriels de la Direction de la sécurité des produits disponibles aux consommateurs et des produits dangereux [DSPCPD], Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, le 25 juin 2018; sans référence). Des substances de ce groupe sont également présentes en tant qu'ingrédients médicinaux ou non médicinaux dans les désinfectants, les

produits pharmaceutiques pour usage humain ou vétérinaire, ainsi que les produits de santé naturels (communication personnelle, courriel de la Direction des produits thérapeutiques [DPT], Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, le 11 juin 2018; sans référence; BDPP [modifié en 2022]; BDPSNH [modifié en 2022]; BDIPSN [modifié en 2022]; communication personnelle, courriel de la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance [DPSNSO], Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, le 12 juin 2018; sans référence). Certaines des substances du groupe sont utilisées comme ingrédients antisudorifiques dans les produits de soins personnels disponibles aux consommateurs. Le chlorure d'aluminium basique (n° CAS 1327-41-9), le pentahydroxychlorure de dialuminium (n° CAS 12042-91-0) et les complexes d'aluminium et de zirconium (n° CAS 57158-29-9 et 90604-80-1) sont des substances d'utilisation restreinte ou interdite dans les générateurs d'aérosol ou sont interdites en combinaison avec d'autres composés d'aluminium inscrits sur la Liste critique des ingrédients dont l'usage est interdit ou restreint dans les cosmétiques, aux entrées des complexes d'aluminium et de zirconium et du pentahydroxychlorure de dialuminium et ses complexes associés (Santé Canada [modifié en 2022a]).

Tableau 4-1. Autres utilisations des substances du groupe des substances contenant de l'aluminium au Canada

Utilisation	Utilisation visée par le groupe des substances contenant de l'aluminium
Additif alimentaire ^a	O
Additif indirect ^b	O
Matériaux d'emballage alimentaire ^b	O
Ingrédients médicinaux ou non médicinaux dans les produits désinfectants et les médicaments à usage humain ou vétérinaire ^c	O
Ingrédients médicinaux ou non médicinaux dans les produits de santé naturels ^d	O
Liste des ingrédients dont l'usage est interdit ou restreint dans les cosmétiques ^e	O
Substances présentes dans les cosmétiques, selon les avis présentés en conformité avec le <i>Règlement sur les cosmétiques</i> ^f	O
Produit de formulation dans les produits antiparasitaires homologués ^g	O

Abréviation : O = oui. Cette utilisation a été déclarée pour ces substances

^a Au Canada, les additifs alimentaires sont réglementés par le *Règlement sur les aliments et drogues* (RAD) et les autorisations connexes de mise en marché. Les additifs alimentaires autorisés et leurs conditions d'utilisation sont énumérés dans la Liste des additifs alimentaires autorisés. L'utilisation du sulfate d'aluminium d'ammonium, du sulfate d'aluminium de potassium, du sulfate d'aluminium de sodium et du phosphate d'aluminium de sodium est actuellement autorisée dans certains aliments prescrits par une ou plusieurs des listes (communication personnelle, de la DA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 31 mars 2022; sans référence).

^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 les substances qui sont utilisées dans les usines de transformation des aliments et qui pourraient devenir des résidus présents de manière fortuite dans les aliments (par exemple, nettoyants et désinfectants) (communication personnelle, courriel de la DA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, le 2 octobre 2018; sans référence).

^c Communication personnelle, courriel de la DPT, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, le 11 juin 2018; sans référence; BDPP [modifié en 2022].

^d BDPSNH [modifié en 2022]; communication personnelle, courriels de la DPSNSO, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, le 12 juin 2018; sans référence; BDIPSN [modifié en 2022].

^e Santé Canada [modifié en 2022a]; la Liste critique des ingrédients dont l'usage est interdit ou restreint dans les cosmétiques est un outil administratif que Santé Canada emploie pour informer les fabricants et d'autres personnes que certaines substances peuvent contrevenir à l'interdiction générale énoncée à l'article 16 de la *Loi sur les aliments et drogues* (LAD) (Canada 1985) ou à une ou plusieurs dispositions du *Règlement sur les cosmétiques* (Canada, 2009). Le chlorure d'aluminium basique (n° CAS 1327-

41-9), le pentahydroxychlorure de dialuminium (n° CAS 12042-91-0) et les complexes d'aluminium et de zirconium (n° CAS 57158-29-9 et 90604-80-1) sont des substances à usage restreint sur la Liste critique des ingrédients dont l'usage est interdit ou restreint dans les cosmétiques. En juillet 2023, Santé Canada a publié un Avis aux parties intéressées proposant la révision de l'ajout de chlorhydrate d'aluminium et ses complexes associés dans la Liste critique des ingrédients de cosmétiques (Santé Canada [modifié en 2023]). Cette révision propose d'interdire le chlorhydrate d'aluminium et ses complexes associés dans les produits en aérosol.
^f Communication personnelle, courriels de la DSPCPD, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, le 25 juin 2018; sans référence.
^g Santé Canada, 2010; communication personnelle, courriel de l'ARLA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, le 18 juin 2018; sans référence.

5. Rejets dans l'environnement

L'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) du Canada publie les rejets annuels dans l'environnement, les quantités annuelles recyclées et les quantités annuelles éliminées dans des formes physiques particulières de deux substances contenant de l'aluminium : l'aluminium (sous forme de fumée ou de poussière seulement) et l'oxyde d'aluminium (sous forme fibreuse seulement).

Les données de l'INRP pour 2013 à 2017 sont présentées dans les tableaux et figures ci-dessous. Elles ont été ventilées dans les secteurs industriels d'après les codes du Système de classification des industries de l'Amérique du Nord (SCIAN) jusqu'au niveau à 4 chiffres, selon les déclarations faites à l'INRP. L'aluminium (sous forme de fumée ou de poussière seulement) et l'oxyde d'aluminium (sous forme fibreuse seulement) ont été rejetés principalement dans l'air dans tous les secteurs, sauf les usines de pâtes à papier, de papier et de carton, où des rejets plus importants dans l'eau ont été déclarés. De plus amples renseignements sont fournis à l'annexe D.

Tableau 5-1. Quantités annuelles totales d'aluminium (sous forme de fumée ou de poussière seulement) rejetées dans l'air, le sol et l'eau, de 2013 à 2017

Année	Air (tonnes)	Terre (tonnes)	Eau (tonnes)	Milieu non précisé (tonnes)	Total annuel (tonnes)
2013	137,8	0,0	3,3	0,2	141,3
2014	95,6	0,0	1,8	1,1	98,5
2015	125,2	0,0	6,0	1,7	132,9
2016	98,0	0,0	2,1	1,7	101,8
2017	93,8	0,0	2,8	2,1	98,7

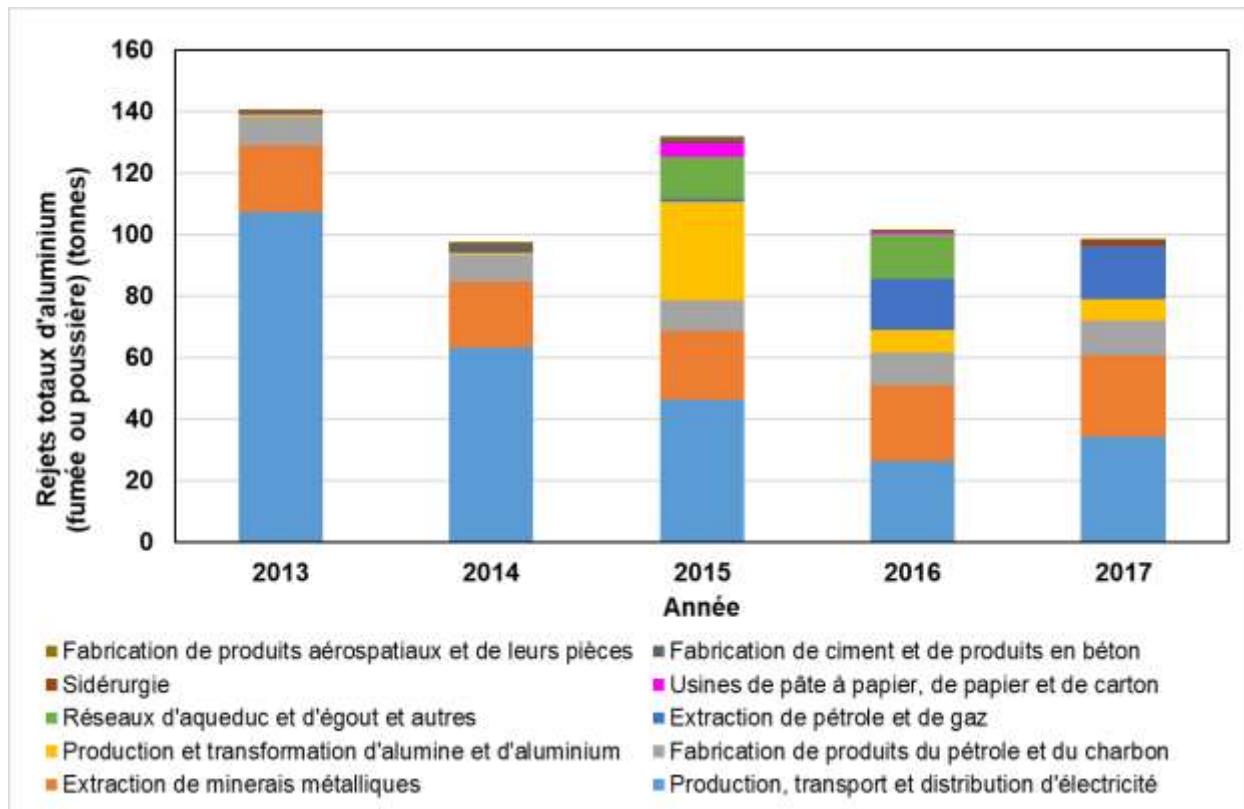


Figure 5-1. Secteurs ayant déclaré les plus importants rejets d'aluminium (sous forme de fumée ou de poussière seulement) à l'Inventaire national des rejets de polluants de 2013 à 2017 (INRP [modifié en 2022])

La **Error! Reference source not found.** montre que la proportion des rejets totaux d'aluminium (sous forme de fumée ou de poussière seulement) provenant du secteur de la production d'électricité a généralement diminué de 2013 à 2017, ce qui pourrait concorder avec les fermetures, la conversion à d'autres sources de combustible, les améliorations technologiques ou la diminution des activités de certaines centrales au charbon (Ontario [modifié en 2021]; CER [modifié en 2022]). Les rejets dus à l'extraction de minéraux métalliques et à la fabrication de produits du pétrole et du charbon sont restés en quantités relativement constantes.

Tableau 5-2. Quantités annuelles totales d'oxyde d'aluminium (sous forme fibreuse seulement) rejetées dans l'air, le sol et l'eau de 2013 à 2017

Année	Air (tonnes)	Terre (tonnes)	Eau (tonnes)	Milieu non précisé (tonnes)	Total annuel (tonnes)
2013	40,9	0,0	0,0	0,2	41,1
2014	43,2	0,0	0,0	1,9	45,1
2015	30,6	0,0	0,0	1,5	32,1
2016	0,0	0,0	0,0	1,3	1,3
2017	0,0	0,0	0,0	1,3	1,3

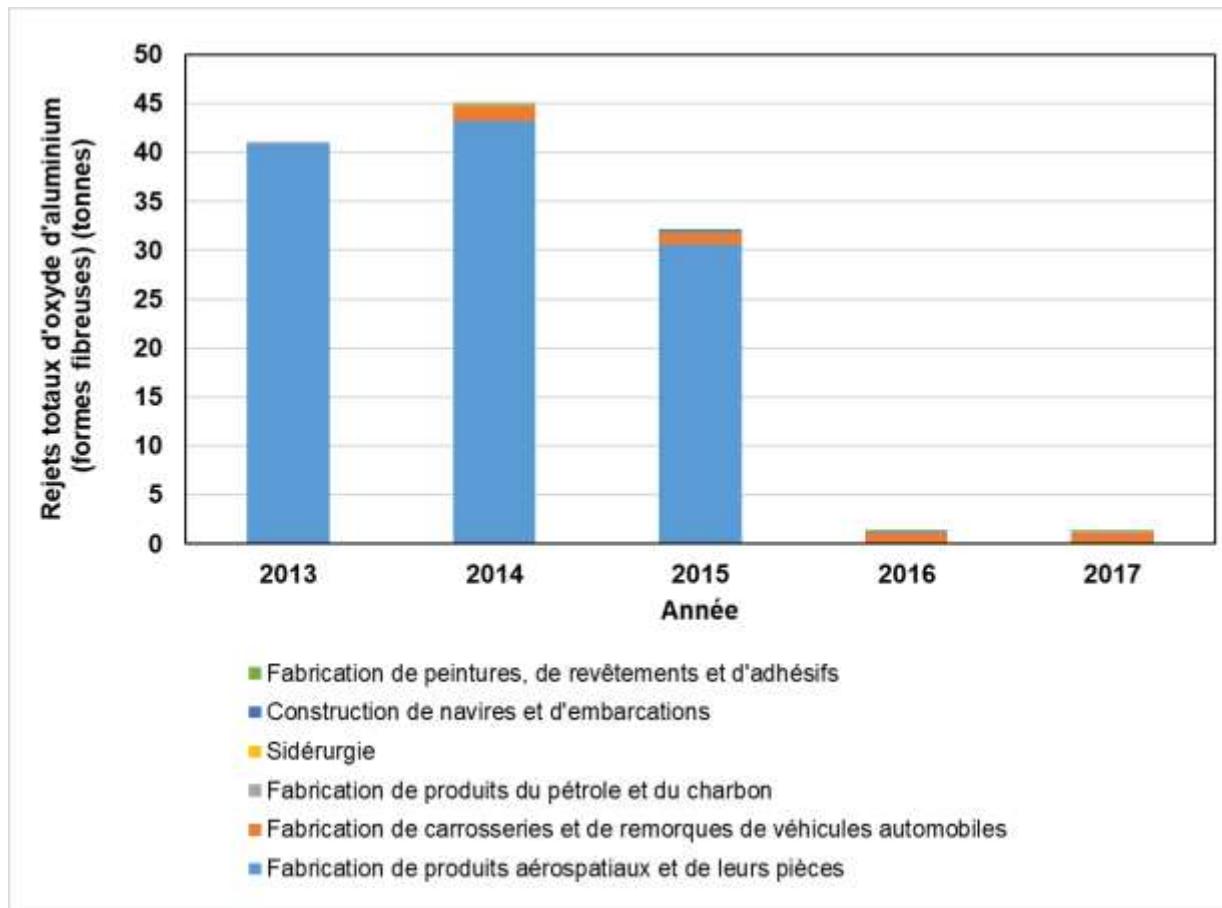


Figure 5-2. Secteurs ayant déclaré les plus importants rejets d'oxyde d'aluminium (sous forme fibreuse seulement) à l'Inventaire national des rejets de polluants de 2013 à 2017 (INRP [modifié en 2022])

Comme l'indique la Figure 5-2, les rejets déclarés d'oxyde d'aluminium (sous forme fibreuse seulement) du secteur aérospatial (produits et pièces) ont cessé après 2015. Selon les notes accompagnant la déclaration des données à l'INRP en 2016 par l'entreprise concernée (responsable de 95 % à plus de 99 % des rejets totaux déclarés), il semble que la forme d'oxyde d'aluminium rejetée n'était pas fibreuse et, par conséquent, que de tels rejets ne sont plus à déclarer. Les récents rejets déclarés d'oxyde d'aluminium (sous forme fibreuse seulement) sont très modestes par rapport à ceux ayant été déclarés pour l'aluminium (sous forme de fumée ou de poussière seulement).

Des quantités importantes et très variables d'aluminium (sous forme de fumée ou de poussière seulement) et d'oxyde d'aluminium (sous forme fibreuse seulement) sont éliminées sur place et hors site par les installations déclarantes (tableau D-2 et Tableau D-4). Entre 2013 et 2017, la quantité moyenne annuelle totale de rejets d'aluminium (sous forme de fumée ou de poussière seulement) a varié de 149 à 10 727 tonnes, tandis que l'oxyde d'aluminium (sous forme fibreuse seulement) a varié de 98 à 3 226 tonnes. Pour ces deux substances, les rejets les plus importants ont généralement eu lieu dans les sites d'enfouissement. Au total, les secteurs ayant déclaré les plus grandes quantités de rejets étaient ceux dont les activités variaient du

traitement et de l'élimination des déchets, de l'extraction de minerais métalliques, de la fabrication de pâte à papier, de papier et de carton à la production d'alumine et d'aluminium.

6. Devenir et comportement dans l'environnement

Les substances du groupe des substances contenant de l'aluminium appartiennent à un grand éventail de catégories chimiques (par exemple, substances inorganiques, organométalliques et UVCB) et leurs propriétés chimiques sont plutôt variées. Examinée isolément, chaque substance a des propriétés uniques de devenir et de comportement dans l'environnement. Cependant, même si les vitesses de réaction peuvent varier considérablement, on juge que chaque substance du groupe a le potentiel de se dissoudre, de se décomposer, de se biodégrader ou de se transformer d'une autre manière pour contribuer à la quantité d'« aluminium total » dans l'environnement. Compte tenu des exclusions décrites dans l'introduction, cette approche est conforme sur le plan conceptuel aux orientations internationales sur le regroupement des produits chimiques et à plusieurs études de cas réalisées ailleurs dans le monde (Worth et Patlewicz 2007; OCDE 2014). Par conséquent, aux fins de la présente évaluation, l'évaluation du devenir et du comportement dans l'environnement portera sur le groupement aluminium.

6.1 Distribution dans l'environnement

L'aluminium est présent à l'état naturel dans tous les milieux de l'environnement : air, sol, eau, sédiments et biote. La présence d'aluminium dans les sols est principalement attribuable au dépôt de particules de poussière présentes dans l'air, et elle y est en quantité généralement faible (Driscoll et coll., 1994). La plupart des substances du groupe ont une volatilité négligeable à une température et à une pression pertinente pour l'environnement. Les substances qui ont une certaine volatilité (par exemple, les composés organoaluminiques) sont pyrophoriques et, par conséquent, ne devraient pas persister dans l'air (Krause et coll., 2012). L'aluminium étant un constituant omniprésent dans le sol, la quantité d'aluminium présente dans le milieu atmosphérique en raison des flux naturels de poussières transportées par le vent devrait être beaucoup plus importante que celle due aux rejets industriels des substances du groupe (EC, SC, 2010). Pour la même raison, le potentiel de transport à grande distance (PTGD) n'a pas été évalué en détail. Même si on sait que les particules contenant de l'aluminium provenant de l'érosion naturelle parcourrent de grandes distances, il semble que les particules contenant de l'aluminium associées à des sources industrielles, par exemple la fabrication d'acier ou de ciment, se déposent généralement près de leur source (Eisenreich 1980; Heimburger et coll., 2012; Abril et coll., 2014).

L'aluminium dans le sol et les sédiments, principalement sous forme d'aluminosilicates, représente le plus grand réservoir d'aluminium naturel dans l'environnement (Sparling et Lowe 1996). L'aluminium est peu mobile et peu soluble dans les sols neutres, mais il est soluble dans les sols acides, l'hydrolyse étant la réaction la plus importante dans la météorisation chimique des minéraux silicatés communs (Shiller et Frilot 1996; Courchesne et Hendershot 1997). Les mécanismes de météorisation et de dégradation mobilisent l'aluminium du sol et des sédiments et l'introduisent dans le milieu aquatique. À l'inverse, des mécanismes tels que la précipitation et la rétention sur les surfaces et les particules réduisent la mobilité de l'aluminium dans le milieu aquatique. Le résultat net de ces mécanismes opposés est un cycle biogéochimique complexe qui, pour l'aluminium, est particulièrement sensible au pH et à d'autres facteurs, dont la disponibilité d'ions complexants et la température (Lydersen 1990; Driscoll et Postek 1996).

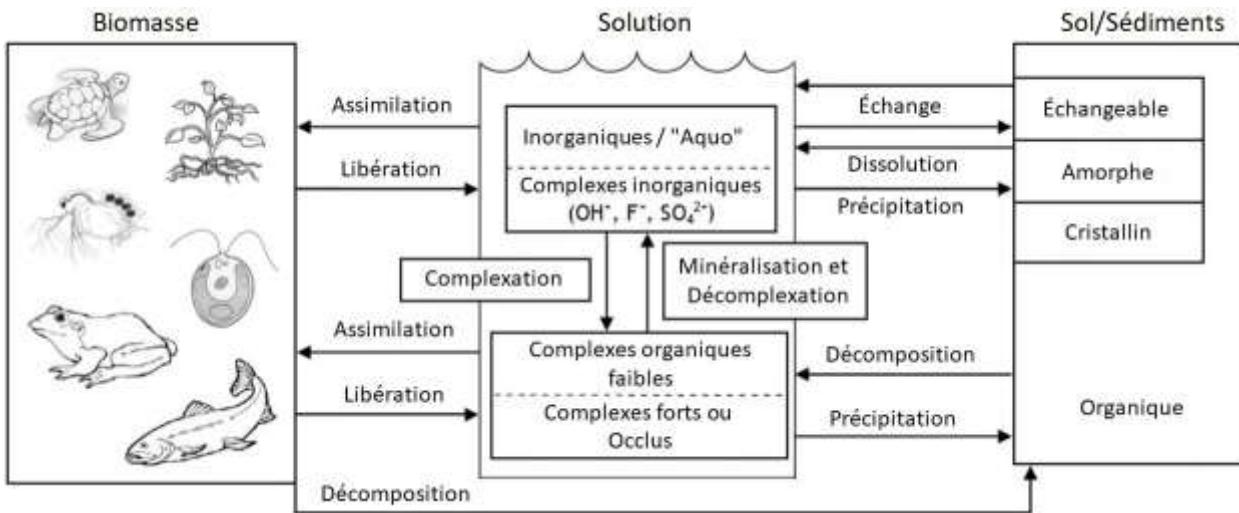


Figure 6-1. Cycle de l'aluminium (adapté de Driscoll et Postek 1996)

La répartition des espèces d'aluminium dans le milieu aquatique est un aspect important à considérer dans l'évaluation des dangers et de l'exposition pour l'environnement. L'aluminium est relativement peu soluble à un pH neutre ou presque (par exemple, 6 à 8), sa solubilité étant minime entre 6,2 et 6,5 (Martin 1986; Driscoll et Schecher 1990; Gensemer et Playle 1999). En tant qu'acide dur (acide de Lewis), Al^{3+} a une grande affinité pour former des complexes avec les bases dures, y compris les ligands donneurs d'ions oxygène, dont les hydroxydes, les carboxylates (et, par extension, les acides fulviques et humiques) et les phosphates. Par conséquent, Al^{3+} peut entrer en compétition avec des cations biologiquement pertinents de calcium, de fer, de magnésium et peut-être d'autres, pour se fixer aux sites de liaison riches en oxygène et aux oxyanions physiologiques (Brothers et Ruggiero, 2011). Al^{3+} forme également des complexes avec d'autres bases dures comme des ligands fluorures (par exemple, AlF_2^{2-} , AlF_2^+) et le sulfate (par exemple, $\text{Al}(\text{SO}_4)^+$) (Driscoll et Postek 1996; Krstic et coll., 2012).

Par conséquent, la spéciation de l'aluminium dans les milieux aquatiques, y compris dans l'eau interstitielle du sol et des sédiments, est très complexe. Le long d'un gradient croissant de concentrations d'aluminium et d'hydroxyde (c'est-à-dire à un pH croissant), l' Al^{3+} subira une hydrolyse mononucléaire [par exemple, s'hydrolysera en $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ et en $\text{Al}(\text{OH})_2^{+}$] et se « polymérisera » en diverses espèces polynucléaires (par exemple, $\text{AlO}_4\text{Al}_{12}(\text{OH})_{24}(\text{H}_2\text{O})_{12}^{7+}$, aussi connu sous le nom de « Al_{13} »], et s'hydrolysera ensuite en macromolécules, en formes colloïdales et finalement en cristaux de gibbsite ($\alpha\text{-Al(OH)}_3$) (Poléo et coll., 1994; Poléo 1995). Les espèces polynucléaires peuvent être de puissants capteurs d'anions, et ce processus de polymérisation est la principale utilité des composés d'aluminium comme floculants dans le traitement de l'eau (Bertsch et Parker 1996). La température joue également un rôle important dans la mobilité de l'aluminium, d'où l'importance de la cinétique dans ce processus (Vesely et coll., 2003). Lydersen (1990) a constaté qu'à un même pH, des températures plus froides augmentaient de manière significative la proportion d' Al^{3+} mesurée par rapport aux espèces cationiques hydrolysées [$\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^{+}$]. Aux concentrations d'aluminium plus faibles attendues dans l'environnement, les espèces anioniques telles que le phosphate, le sulfate et le fluorure peuvent interférer avec l'hydrolyse et la polymérisation de l'aluminium (Jardine et Zelazny 1996).

La chimie de l'adsorption de l'aluminium dans les sols et les sédiments est également complexe. Les aluminosilicates sont un composant commun des sols et des sédiments (Stumm et Morgan 1981). La rétention de l'aluminium par les sédiments diminue avec la baisse du pH (Dillon et coll., 1988; Nilsson 1988), et les sédiments des bassins versants acidifiés peuvent constituer une source d'aluminium dans la colonne d'eau (Nriagu et Wong 1986; Wong et coll., 1989). Cela a été démontré par l'augmentation rapide des concentrations d'aluminium mesurées après une acidification expérimentale des lacs et des limnocoïtaux (Schindler et coll., 1980). Le rejet direct des boues contenant de l'hydroxyde d'aluminium, qui proviennent du traitement de l'eau potable et des eaux usées⁹, dans les eaux de surface sont la principale voie anthropique par laquelle l'aluminium pénètre dans les sédiments. Si la vitesse de l'eau est faible au point de rejet, une grande partie des boues rejetées se déposera localement à la surface des sédiments. Au Canada, le pH des eaux recevant de tels rejets est généralement presque neutre. Par conséquent, la solubilité des espèces d'aluminium dans les boues devrait rester faible, en général (EC, SC, 2000).

Dans le sol, l'aluminium adsorbé peut être échangeable à divers degrés par des cations en solution, ou il peut se trouver à divers stades de précipitation, passant des formes amorphes à des formes plus cristallines (Jardine et Zelazny 1996). Dans les sols acides, une plus grande quantité d'aluminium est dissoute dans la solution du sol, et les nutriments cationiques (Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^+) peuvent être remplacés dans le complexe d'échange cationique (CEC) par l' Al^{3+} , qui est en général le plus abondant dans les sols dont le pH est inférieur à 5 (Violante et coll., 2010). Dans les sols forestiers des régions froides et humides, comme ceux de l'Est du Canada, l'aluminium migre des horizons supérieurs aux horizons inférieurs du sol minéral par la formation de complexes avec les acides organiques sur le feuillage qui sont lessivés et par la lente décomposition des matières organiques dans le sol forestier (Courchesne et Hendershot 1997). La majeure partie de l'aluminium dissous dans la solution du sol forestier est liée à des composés organiques, et ces complexes aluminium-composés organiques deviennent moins abondants avec la profondeur du sol (Nilsson et Bergkvist 1983; David et Driscoll 1984; Driscoll et coll., 1985).

6.2 Persistance dans l'environnement

Presque tout l'aluminium sur la Terre est sous forme de l'isotope stable ^{27}Al (Haynes 2016). Comme il est mentionné ci-dessus, divers processus, dont l'hydrolyse et la biodégradation, s'appliqueront à des degrés et à des vitesses variables à certaines substances du groupe. L'aluminium contenu dans chaque substance est considéré comme étant persistant, car il ne peut se dégrader au-delà de l'espèce monomère [l'ion hexahydro $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, fréquemment abrégé en Al^{3+}], bien qu'il puisse se transformer en différentes espèces chimiques, se répartir

⁹ Dans la présente évaluation, le terme « système de traitement des eaux usées » (STEU) désigne un système qui collecte les eaux usées domestiques, commerciales et/ou institutionnelles et éventuellement les eaux usées industrielles (après leur rejet à l'égout), généralement en vue de leur traitement et de leur rejet éventuel dans l'environnement. Sauf indication contraire, le terme « système de traitement des eaux usées » ne fait aucune distinction quant au type de propriété ou d'exploitant (municipal, provincial, fédéral, autochtone, privé, partenariat). Les systèmes situés sur les sites industriels et expressément conçus pour traiter les effluents industriels seront identifiés par les termes « systèmes de traitement des eaux usées sur place » et/ou « systèmes de traitement des eaux usées industrielles ».

entre différentes phases et milieux environnementaux, ou les deux. La persistance de chaque composé d'origine potentiel n'a pas été examinée individuellement pour la présente évaluation.

6.3 Potentiel de bioaccumulation

Dans le milieu aquatique, l'aluminium s'accumule facilement dans les branchies et le mucus des poissons lors d'une exposition aiguë, mais il pénètre lentement dans le sang et les organes internes (Handy et Eddy, 1989; Spry et Wiener, 1991). Dussault et coll. (2001) ont observé une accumulation importante d'aluminium dans les branchies de la truite arc-en-ciel, mais une accumulation faible et non liée à la dose dans le foie. Plusieurs espèces d'algues peuvent accumuler de grandes quantités d'aluminium sans dommage apparent (Sparling et Lowe, 1996; Roy, 1999). Divers facteurs, dont le pH et l'abondance de matières organiques, sont des aspects importants dans les études de bioaccumulation de l'aluminium, et l'accumulation mesurée est souvent fonction de ces paramètres. L'effet de ces facteurs sur la bioaccumulation dans les algues varie fortement en fonction de l'espèce étudiée. Parent et Campbell (1994) ont fait état de la suppression de l'accumulation d'aluminium par *Chlorella pyrenoidosa* à un pH plus faible. Roy et Campbell (1997) ont constaté que l'acide fulvique réduisait la toxicité de l'aluminium chez le saumon atlantique juvénile, tandis que Winter et coll. (2005) ont constaté que la matière organique naturelle dissoute éliminait l'aluminium accumulé dans les branchies des truites arc-en-ciel juvéniles dans un éventail de valeurs de pH. Parent et coll. (1996) ont découvert que l'acide fulvique du sol pouvait avoir favorisé l'accumulation d'aluminium chez *Chlorella pyrenoidosa*.

Dans un examen exhaustif de la littérature, l'Environmental Protection Agency des États-Unis (US EPA) (2018) a trouvé trois études acceptables de bioaccumulation de l'aluminium pour les organismes aquatiques. Bien que les résidus d'aluminium mesurés soient probablement à la fois liés à la surface et présents à l'intérieur de ces organismes, Cleveland et coll. (1991) ont constaté que les facteurs de bioconcentration (FBC) cinétiques du corps entier chez l'omble de fontaine étaient inversement corrélés au pH, les FBC allant de 215 à un pH de 5,3 à 36 à un pH de 7,2. L'aluminium était rapidement dépuré dans tous les groupes visés par le traitement, et les résidus avaient commencé à diminuer avant la fin de la période d'exposition. Buckler et coll. (1995) ont noté une diminution similaire des concentrations tissulaires chez le saumon de l'Atlantique pendant la période d'exposition, et ils ont formulé l'hypothèse que cet effet pouvait être attribuable à la diminution de la capacité des branchies à adsorber l'aluminium lorsqu'elles sont endommagées, à une modification des réponses physiologiques ou à une dilution par la croissance. Enfin, Dobranskyte et coll. (2004) ont mesuré l'accumulation d'aluminium dans la glande digestive et d'autres tissus mous chez les escargots d'eau douce exposés à l'aluminium. L'aluminium s'était accumulé dans les deux types de tissus et la concentration était restée significativement plus élevée dans les groupes traités par rapport aux escargots témoins, bien que les concentrations aient également commencé à diminuer au cours de la période d'exposition. Les FBC calculés à partir des concentrations tissulaires à 30 jours, par rapport à la moyenne des concentrations dans l'eau mesurées à 0 h, 24 h et 48 h après chaque renouvellement d'eau, étaient d'environ 4,3 et 2,3 pour la glande digestive et les autres tissus mous, respectivement.

Même si les méthodes pour déterminer le FBC (et le facteur de bioaccumulation ou FBA) ont souvent une utilité limitée pour quantifier l'accumulation des métaux, ces données montrent que l'aluminium a le potentiel de s'accumuler à la fois chez les organismes aquatiques, en particulier à la surface des voies respiratoires et dans les couches de mucus associées, ainsi qu'à l'intérieur des organismes aquatiques (McGeer et coll., 2003). Cependant, l'aluminium est

rapidement éliminé lorsque les organismes sont soustraits à l'exposition (Wilkinson et Campbell 1993).

Il existe des données sur l'accumulation de l'aluminium dans les végétaux et les organismes terrestres. L'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2008) a rapporté un facteur d'absorption (c'est-à-dire le rapport entre la concentration d'aluminium dans un végétal et la concentration d'aluminium dans le sol) de 0,004 dans les légumes à feuilles et de 0,000 65 dans les fruits et les tubercules (DOE, 1984), bien que les valeurs déterminées pour certaines espèces à certains pH, à partir desquelles ces facteurs ont été calculés, ne soient pas clairement élucidées. Dans une étude de bioaccumulation, Zhao et Qiu (2010) ont exposé des lombrics *Eisenia andrei* à des doses de 20, 34, 50 et 100 mg d' AlCl_3 /kg ajoutées à du sol sec. Les concentrations d'aluminium chez les lombrics ont atteint un maximum au jour 16, les concentrations variant de 130 mg/kg à 170 mg/kg, qui ont ensuite diminué pour s'établir entre 70 mg/kg et 90 mg/kg au jour 32. Aucune donnée sur la phase d'épuration n'a été rapportée. Après 32 jours d'exposition des lombrics dans le sol, les FBC basés sur les concentrations totales d'aluminium dans le sol et chez les lombrics variaient d'environ 1 à 3. À l'aide des données présentées dans Bilalis et coll. (2013), on a estimé les FBC chez le lombric *Octodrilus complanatus*, qui ont varié de 2, dans le groupe témoin, à 0,16 à 0,27, dans les groupes de sujets exposés à l'aluminium. Dans une autre étude réalisée chez un lombric, le lombric *Eisenia fetida*, par Tejada et coll. (2010), les données présentées semblent indiquer des FBC d'environ 0,04 dans le groupe témoin et de 0,09 à 0,13 dans les groupes exposés à l'aluminium.

Malgré un certain nombre d'espèces végétales tolérantes et hyperaccumulatrices (Jansen et coll., 2002), le potentiel général de bioaccumulation de l'aluminium dans les végétaux et chez les invertébrés est faible.

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

7.1 Évaluation des effets sur l'environnement

7.1.1 Modes et mécanismes d'action

L'aluminium est un élément non essentiel qui n'a aucune fonction biologique connue (US EPA, 2007; Wilson 2012; Gensemer et coll., 2018). L'aluminium se distingue de la plupart des autres métaux par le fait que ses modes d'action sont conservés tant pour les effets aigus que pour les effets chroniques (Wilson 2012). L'aluminium est toxique pour les organismes d'eau douce en perturbant les processus ionorégulateurs ou la fonction respiratoire, voire les deux, en fonction principalement du pH et de son effet sur la détermination des espèces d'aluminium en présence (Wilson, 2012; Cardwell et coll., 2018; Gensemer et coll., 2018). À des valeurs de pH acides où les espèces d'aluminium monomères commencent à devenir les plus abondantes (par exemple, pH inférieur à ~5), l'aluminium (Al^{3+}) a généralement un effet qui s'ajoute à la perturbation des processus ionorégulateurs causée par l'acidité seule, en déplaçant le calcium des sites de liaison anionique aux jonctions intercellulaires, et en interférant avec des enzymes telles que les pompes sodium-potassium (Na^+/K^+ -ATPase) et l'anhydrase carbonique dans les branchies (Gensemer et Playle, 1999; Wilson, 2012). À un pH très acide (par exemple, pH ~ 3), l'aluminium (Al^{3+}) peut techniquement commencer à antagoniser la perturbation ionorégulatrice causée par l'acidité seule en entrant en compétition avec H^+ pour les sites de liaison, mais l'effet peut être temporaire (Gensemer et Playle, 1999; Skei et Dolmen, 2006).

Chez les poissons, la toxicité vise surtout le système respiratoire dans l'eau modérément acide (par exemple, pH ~ 5 à 6), où l'accumulation d'aluminium à la surface des branchies entraîne une production excessive de mucus, une inflammation, ainsi qu'un épaississement et un raccourcissement des lamelles (Wilson, 2012). L'augmentation localisée du pH de l'eau à la surface des branchies due à l'excrétion continue d'ammoniac entraîne un déplacement de la répartition des espèces vers les espèces d'hydroxyde d'aluminium cationiques et polynucléaires et l' Al(OH)_3 précipité, qui peut obstruer la surface des branchies par adsorption chimique ou physique (Playle et Wood, 1989; Wilkinson et Campbell, 1993; Gensemer et Playle, 1999; Wilson, 2012). Ce mécanisme de base de la toxicité aiguë s'applique également à plus grande échelle dans les zones de mélange et de chaulage, où des augmentations soudaines du pH produisent une polymérisation rapide des espèces d'aluminium et créent une zone de toxicité aiguë (Wilson, 2012). Des réponses de stress oxydatif chez la carpe commune et l'amour blanc ont également été observées à la suite d'expositions aiguës à l'aluminium (Fernández-Dávila et coll., 2012; Razo-Estrada et coll., 2013).

Chez les amphibiens, un mécanisme similaire de toxicité de la fonction respiratoire peut également être pertinent dans une eau modérément acide (par exemple, pH ~ 5 à 6) si on compare la survie d'une espèce à branchies internes (*Bufo bufo*) à celle d'une espèce à branchies externes (*Triturus vulgaris*) (Skei et Dolmen, 2006). Tout comme pour les poissons, les effets de l'aluminium chez les amphibiens à un pH plus faible (par exemple, pH inférieur à ~5) s'additionnent généralement aux effets de l'acidité (H^+) par le mécanisme de perturbation ionorégulatrice, bien que l'aluminium puisse avoir des effets antagonistes à ceux de l'acidité pour certaines espèces, à des valeurs légèrement inférieures à cette plage de pH (Freda et McDonald, 1990; Sparling et Lowe, 1996; Dolmen et coll., 2018).

On dispose de moins de données sur le mode d'action chez les invertébrés et les algues, bien que les effets ionorégulateurs chez les invertébrés soient les plus couramment enregistrés (Gensemer et Playle, 1999; US EPA, 2018). Par exemple, Havas (1985) a observé une diminution croissante des concentrations des ions sodium et chlorure chez *Daphnia magna* après des expositions aiguës à un faible pH à des concentrations croissantes d'aluminium, ce qui a entraîné une perturbation du comportement de nage et d'alimentation, et finalement la mort. Comme mécanismes expliquant les effets observés sur la fonction respiratoire chez les espèces d'éphémères, Herrmann et Andersson (1986) ont proposé une perturbation ionorégulatrice « chimique » conjuguée à une entrave « mécanique » de la respiration par les hydroxydes précipités et la formation de mucus qui en découle. Chez les plantes aquatiques et les algues, l'aluminium peut subir une endocytose par la cellule et interférer avec les processus métaboliques (Crémazy et coll., 2013). Les espèces d'aluminium précipitées à la surface peuvent interférer avec le mouvement des flagelles ou agir comme une ombre photosynthétique (Lindemann et coll., 1990; Golding et coll., 2015). Le potentiel de l'aluminium à lier le phosphore peut également réduire la disponibilité de ce nutriment pour les producteurs primaires (Sparling et Lowe, 1996; US EPA, 2018).

Sauf pour certaines espèces tolérantes et hyperaccumulatrices, l'aluminium est généralement phytotoxique pour les plantes terrestres, les effets de l'exposition à l'aluminium étant les plus manifestes dans les tissus des racines (Jansen et coll., 2002; Haridasan, 2008; Santos et coll., 2014). Les effets les plus courants de l'aluminium sur les plantes sensibles comprennent l'arrêt de l'elongation des racines, des modifications à la morphologie du système racinaire, une diminution de la respiration au niveau des racines, ainsi que des carences ultérieures en nutriments en raison d'une mauvaise absorption (Ryan et coll., 1994; Delhaize et Ryan, 1995; Rout et coll., 2001; Barabasz et coll., 2002; Kochian et coll., 2004; Yang et coll., 2011; Kopittke

et coll., 2015; Kopittke et Blamey, 2016). Bien qu'on sache que les tissus racinaires sont généralement le site d'action, on n'a pas élucidé clairement si les effets de l'aluminium sur la paroi cellulaire, les processus de transport des ions ou les hormones et la signalisation sont les mécanismes en cause ou secondaires de la toxicité de l'aluminium (Brothers et Ruggiero, 2011; He et coll., 2012). L'aluminium peut également perturber la symbiose rhizobienne, y compris réduire la population rhizobienne, atténuer des effets sur l'expression des gènes rhizobiens et, finalement, nuire au processus de fixation de l'azote (Jaiswal et coll., 2018). En outre, la simple détermination de la teneur en aluminium total ou échangeable dans la solution du sol n'est pas un indicateur suffisant pour établir la toxicité de l'aluminium chez les végétaux, et il est donc nécessaire de quantifier l'espèce chimique (Cunha et coll., 2018). En règle générale, les effets dangereux sur la croissance des racines peuvent être liés empiriquement aux différentes espèces d'aluminium selon l'ordre suivant : $\text{Al}^{3+} > \text{Al(OH)}_2^+ > \text{Al(OH)}^{2+} > \text{Al(OH)}_4^-$ (Nogueiro et coll., 2015). Cependant, par rapport à ces espèces d'aluminium mononucléaires, l'espèce d'aluminium polynucléaire triskaïdeka, Al_{13} , présente des propriétés phytotoxiques particulièrement fortes (Parker et coll., 1989; Kinraide, 1990, 1997; Klöppel et coll., 1997; US EPA, 2003; Drábek et coll., 2005; Manoharan et coll., 2007). Enfin, Bloom et Erich (1995) semblent indiquer que l'aluminium précipité ou complexé par des composés organiques est apparemment inoffensif pour les végétaux.

7.1.2 Effets sur les organismes aquatiques

Il existe de nombreuses études sur la toxicité aiguë et chronique de l'aluminium pour les organismes aquatiques, dont les algues, les végétaux, les invertébrés et les poissons. La recommandation pour la qualité de l'eau au Canada (RFQE), qui vise à protéger la vie aquatique contre les effets chroniques néfastes de l'aluminium total, a été élaborée parallèlement à la présente évaluation. La RFQE a été choisie pour calculer les concentrations prévues sans effet (CESE) pour les substances du groupe des substances contenant de l'aluminium, car elle s'appuie sur des études scientifiques récentes, concorde avec les facteurs modifiant la toxicité (FMT) et fait appel à des données sur la toxicité chronique qui sont un indicateur des effets nocifs d'une exposition à long terme. D'après les substances du groupe et les scénarios d'exposition pris en compte dans l'évaluation, aucun seuil au-dessus duquel l'aluminium peut causer un effet aigu n'a été déterminé.

Le calcul détaillé de la RFQE, y compris la base de données sur la toxicité, est fourni dans le document d'ECCC (2022a) en référence. En bref, la RFQE propose la méthode de régression linéaire multiple (RLM) pour tenir compte de l'influence du pH des FMT, du carbone organique dissous (COD) et de la dureté sur la toxicité de l'aluminium. Une relation RLM groupée a été dégagée entre la toxicité et les données sur les FMT chez deux espèces, soit le tête-de-boule (*Pimephales promelas*) ($n = 27$) et la daphnie (*Ceriodaphnia dubia*) ($n = 32$). La relation RLM groupée a ensuite été utilisée pour normaliser les données acceptables de toxicité chronique en eau douce pour toutes les espèces. Les paramètres ont été combinés et les paramètres privilégiés ont été sélectionnés pour chaque espèce, conformément au Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique (CCME 2007). L'ensemble final de données normalisées comprenait 52 paramètres CE₁₀ chez 3 poissons, 8 invertébrés et 2 espèces de plantes aquatiques ou algues. Les distributions de sensibilité des espèces (DSE) ont été ajustées pour plusieurs fonctions de distribution cumulative d'après l'estimation de vraisemblance maximale. Une concentration dangereuse pour 5 % des espèces (CD₅) moyenne et modélisée a été établie selon le critère d'information d'Akaike et, compte tenu de la pente de la RLM, l'équation suivante a été utilisée pour établir la RFQE (ECCC, 2022a) :

$$RFQE (\mu\text{g/L}) = e^{([0,645 \times \ln(\text{COD})] + [2,255 \times \ln(\text{dureté})] + [1,95 \times \text{pH}] + [-0,284 \times (\ln(\text{dureté}) \times \text{pH})] - 0,96)}$$

où le COD est exprimé en mg/L, la dureté en mg/L en fonction du CaCO₃ et le pH est sans unité. Les valeurs de la recommandation finale sont arrondies à deux chiffres significatifs. Par exemple, la RFQE pour une dureté de 50 mg/L en fonction du CaCO₃, un pH de 7,5 et une concentration de COD de 0,5 mg/L est de 170 µg/L.

Une feuille de calcul, présentée à l'annexe B du document d'ECCC (2022a) en référence, a été utilisée pour calculer les CESE pour l'évaluation des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium. Les CESE n'ont pas été extrapolées au-delà du domaine de la relation RLM groupée, et la feuille de calcul permet de remplacer les valeurs d'entrée hors domaine par la limite inférieure ou supérieure de ce paramètre, selon le cas. Le domaine de la RLM groupée comprend le pH entre 6,0 et 8,7, le COD entre 0,08 mg/L et 12 mg/L, et la dureté de l'eau entre 10 et 430 (en mg de CaCO₃/L) (ECCC, 022a). Les valeurs RFQE maximale et minimale possibles, basées sur les limites du modèle, ne sont pas présentées en raison de leur signification limitée, étant donné l'autocorrélation naturelle des variables d'entrée. On a plutôt utilisé des valeurs représentatives de la tendance centrale des écozones dans cette évaluation, étant donné l'absence de mesures des FMT (méthode décrite plus en détail à la section 7.2.1 et dans le tableau E-2).

7.1.3 Effets sur les organismes benthiques

On a trouvé peu d'études de toxicité sur les effets biologiques des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium chez les organismes vivant dans les sédiments. Crane et coll. (2007) ont fait le même constat dans leurs travaux sur les normes de qualité environnementale. Plus récemment, Stanley et coll. (2010) ont publié une étude sur la toxicité de l'oxyde d'aluminium de taille nanométrique et micrométrique dans les sédiments. Cependant, l'oxyde d'aluminium de taille micrométrique n'a entraîné aucune toxicité observée chez *T. tubifex* et *H. azteca*, et l'oxyde d'aluminium de taille nanométrique n'est pas visé par la présente évaluation. Woodburn et coll. (2011) ont étudié le régime alimentaire d'écrevisses d'eau douce nourries avec de la nourriture enrichie au chlorure d'aluminium (~ 1,5 g AlCl₃/kg d'aliments), et ont observé une réponse inflammatoire dans l'hépatopancréas, mais aucun effet sur le nombre d'hémocytes circulants, les concentrations des ions de l'hémolymphe ou les concentrations des protéines de l'hémolymphe. Ces données n'ont pu être utilisées pour calculer une CESE pour les organismes vivant dans les sédiments.

L'évaluation de la LSIP2 portait sur les substances contenant de l'aluminium les plus abondantes dans les voies d'exposition possibles des organismes benthiques (par exemple, le traitement de l'eau potable ou le traitement des lacs eutrophes) (EC, SC, 2010). Les effets possibles les plus importants sur le milieu benthique ont été décrits comme étant des effets physiques localisés de recouvrement et d'étouffement des communautés benthiques à proximité de l'exutoire de boues contenant de l'aluminium (EC, SC, 2010; Reitzel et al 2013). Les études et les examens publiés dans les années qui ont suivi confirment les éléments de preuve obtenus lors de l'évaluation précédente (Wauer et Teien, 2010; Landman et Ling, 2011; Zamparas et Zacharias, 2014).

Bien qu'il pourrait y avoir des effets localisés sur les organismes benthiques, il y a relativement peu d'études ayant consigné de tels dommages, et les études disponibles, résumées dans l'évaluation de la LSIP2, n'ont rapporté aucun effet néfaste ou que des effets faibles, limités dans le temps et dans l'espace (Lin et coll., 1984; Lin, 1989; George et coll., 1991; George et

coll., 1995). On a également fait la synthèse des études, réalisées en conditions naturelles, des effets possibles du traitement de lacs eutrophes par des substances contenant de l'aluminium sur les organismes benthiques, et elles ont montré des effets minimes à long terme (Connor et Martin, 1989; Narf, 1990; Smeltzer, 1990).

7.1.4 Effets sur les végétaux terrestres et les organismes terrestres

Les mesures de l'aluminium total peuvent fournir des renseignements utiles pour la caractérisation du sol en ce qui concerne sa composition minéralogique et sa météorisation (Bertsch et Bloom, 1996). Cependant, pour exprimer les effets sur les organismes terrestres, les mesures d'aluminium total sont rarement utiles en raison de l'absence de corrélation avec la toxicité observée (Mulder et coll., 1989; US EPA, 2003). Pour mieux intégrer la biodisponibilité, de nombreuses études mesurent l'aluminium « interchangeable » ou « extractible », défini de manière opérationnelle par plusieurs agents d'extraction de forces diverses (par exemple, 1 M de KCl, 1 M de NH₄Cl, 0,01 M de CuCl₂). L'examen de la littérature concernant ces méthodes a permis de déterminer que l'extraction par CaCl₂ (0,01 à 0,02 M) était la plus appropriée pour élaborer un seuil à partir duquel l'aluminium peut avoir des effets aux fins de la présente évaluation. Selon cet examen de Shuman (1990), l'activité de l'Al³⁺ dans une solution de sol, la saturation de l'aluminium du complexe d'échange cationique et l'aluminium extractible par 0,01 M de CaCl₂ étaient tous bien liés à la croissance des plantes, le CaCl₂ extractible étant le plus facile à mesurer en laboratoire. Hoyt et Nyborg (1987) ont démontré que la corrélation avec la réaction de l'orge et du colza en matière de rendement était la plus élevée avec l'aluminium extractible par 0,02 M de CaCl₂ pour les sols dont le pH est supérieur à 5. Wright et coll. (1989) ont également constaté que le CaCl₂ est supérieur en matière d'extraction pour prévoir la phytotoxicité de l'aluminium en raison d'une meilleure corrélation avec l'activité de l'Al³⁺ libre. L'extraction par CaCl₂ est en train de devenir une méthode de choix dans diverses parties du monde pour déterminer l'abondance de l'aluminium extractible dans les sols (Government of South Australia, 2016; Venter, 2017).

Aucune étude classique de phytotoxicité basée sur les recommandations n'a été trouvée pour les 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium. Cependant, de nombreux seuils de toxicité de l'aluminium pour le sol, liés en grande partie à la phytotoxicité déterminée plutôt par des études en milieux hydroponiques et avec solutions de sol, ont été publiés dans la littérature. Par exemple, Hoyt et coll. (1974) ont démontré que l'orge réagissait peu à la chaux lorsque des sols acides au Canada contenaient entre 1 et 2 mg/kg d'aluminium extractible. Hoyt et Nyborg (1972) ont noté une réduction du rendement en grain chez l'orge, tandis que McKenzie et Nyborg (1984) ont observé une anomalie dans la croissance des racines de la luzerne et de l'orge, lorsque les concentrations d'aluminium extractible par CaCl₂ se situaient entre 2 mg/kg et 3 mg/kg (Singleton et coll., 1987). En Nouvelle-Zélande, on a suggéré une valeur de 3 mg/kg pour la concentration seuil d'aluminium extractible par CaCl₂ pour la toxicité pour les légumineuses de pâturage sensibles dans la zone racinaire de la plante (Moir et Moot, 2014; Moir et coll., 2016, 2018; Whitley et coll., 2016). De plus, le gouvernement de l'Australie-Méridionale (2016) a suggéré que le potentiel de phytotoxicité est faible lorsque les concentrations d'aluminium extractible par CaCl₂ sont inférieures à 2 mg/kg. Dans l'ensemble, ces données indiquent que, pour les plantes terrestres, les seuils de toxicité du sol pour l'aluminium extractible par CaCl₂ se situent dans une fourchette de 1 mg/kg à 3 mg/kg.

On dispose d'études empiriques approfondies (consistant surtout en études sur des solutions hydroponiques, et non en études classiques de toxicité terrestre) sur la toxicité chronique de l'aluminium pour les plantes, mais l'ensemble de données pour les invertébrés du sol est plus

modeste. Plusieurs des études disponibles pour trois sels d'aluminium ont été évaluées et résumées dans l'évaluation de la LSIP2 et son document d'appui (Bélanger et coll., 1999; van Gestel et Hoogerwerf, 2001; EC, SC, 2010). Une recherche actualisée de la littérature a été réalisée afin de trouver d'autres études de toxicité pour les invertébrés du sol, et des détails supplémentaires sont présentés à l'annexe F. Pour ce qui est des invertébrés du sol, les critères d'évaluation dénotant la plus grande sensibilité et qui ont été statistiquement calculés pour les lombrics étaient les valeurs CL₅₀ comprises entre 316 mg/kg et 457 mg/kg dans les sols acides, et atteignant 532 mg/kg dans les sols neutres, ces deux valeurs étant exprimées en aluminium total (van Gestel et Hoogerwerf, 2001; Zhao et Qui, 2010). L'approche pour déterminer la toxicité graduelle, allant d'aiguë à chronique, est moins certaine pour les sols que pour les milieux aquatiques, mais l'extrapolation de la mortalité médiane aiguë aux concentrations sublétale chroniques produisant un effet faible (par exemple, un facteur de 10) donnerait des concentrations de 29 mg/kg à 53 mg/kg en tenant compte des paramètres dénotant la plus grande sensibilité, présentées à l'annexe F. On obtiendrait un résultat d'une ampleur similaire en extrapolant les effets médians à des effets de faible niveau (par exemple, par un facteur de 5) sur les valeurs CE₅₀ pour la production de cocons également rapportées par van Gestel et Hoogerwerf (2001). Les deux prédictions seraient en accord avec les données présentées dans les autres études sur les invertébrés (par exemple Rundgren et Nilsson, 1997; Tejada et coll., 2010), résumées à l'annexe F.

Pour comparer les données de toxicité pour les invertébrés (pour l'aluminium total) et les données de phytotoxicité (pour l'aluminium extractible par CaCl₂), il est important de noter que Zhao et Qui (2010) ont également indiqué que la CL₅₀ de 532 mg/kg, pour l'aluminium total, correspondait à 1,7 mg/kg d'aluminium sous forme de monomères et à 2,5 mg/kg d'aluminium soluble dans l'eau. Van Gestel et Hoogerwerf (2001) ont également publié des concentrations d'aluminium extractible par CaCl₂ variant d'environ 21 mg/kg dans le groupe témoin à 41 mg/kg dans le premier groupe de traitement. Cependant, ces concentrations ont été déterminées à l'aide d'un agent d'extraction beaucoup plus concentré (1 M de CaCl₂), qui aurait dû extraire une plus grande proportion d'aluminium, ce qui rend les comparaisons difficiles avec les concentrations extraites avec 0,01 à 0,02 M de CaCl₂ mentionnées ci-dessus.

Par conséquent, il est proposé à titre d'hypothèse prudente que la CESE dans le sol pour les organismes terrestres (plantes terrestres et invertébrés terrestres) serait de 1 à 3 mg/kg d'aluminium extractible par CaCl₂. Des facteurs d'évaluation distincts tenant compte de la variation du mode d'action selon les espèces n'ont pas été appliqués pour la CESE du sol, étant donné l'incorporation de la biodisponibilité et l'étendue des espèces prises en compte dans les calculs des seuils décrits ci-dessus.

7.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement

Des scénarios d'exposition par l'environnement ont été élaborés pour les activités industrielles correspondant aux plus grandes quantités commercialisées, selon les renseignements soumis en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (section 4) et correspondant aux plus grands rejets déclarés à l'INRP (section 5). Des scénarios d'exposition ont donc été élaborés pour les situations suivantes : 1) la production primaire d'aluminium, 2) la fabrication de ciment, 3) l'extraction de métaux, 4) la production d'électricité et 5) les fabriques de pâte à papier, de papier et de carton. La caractérisation de l'exposition dans ces secteurs était basée sur les concentrations mesurées dans les milieux récepteurs et de référence lorsque des données étaient disponibles, ou sur les concentrations modélisées d'après les données de surveillance des effluents, les taux de charge déclarés ou les coefficients d'émission. En raison

de l'emplacement généralement éloigné des installations de ces secteurs, on a supposé pour l'exposition modélisée un rejet « direct » dans le milieu récepteur suivant tout traitement sur place. En d'autres mots, on n'a pas supposé que l'exposition s'accumulait dans des systèmes communs de traitement des eaux usées en vue de rejets « indirects » par l'intermédiaire des réseaux d'égout. Les CEE (concentrations estimées dans l'environnement) générées par ces cinq scénarios sont présentées dans les renseignements complémentaires (ECCC, 2020a). Bien qu'on ne les ait pas présentés ici, on a utilisé des modèles prédictifs s'appuyant sur des scénarios d'exposition génériques basés sur les renseignements sur les quantités et les utilisations, soumis en réponse aux enquêtes, afin d'estimer l'exposition provenant d'autres secteurs (ECCC, 2020b).

Pour estimer l'exposition, on a également employé les concentrations mesurées dans les eaux de surface dans le cadre d'un certain nombre de programmes fédéraux, provinciaux et territoriaux. Pour certains secteurs, les sites du Réseau de surveillance de la qualité de l'eau (RSQE), un organisme fédéral, ont été associés à des classifications estimées de l'utilisation des terres pour leur zone de drainage respective, ce qui s'est ajouté au poids de la preuve.

7.2.1 Concentrations de fond et facteurs modifiant la toxicité

Les plages et les quantiles des concentrations ambiantes d'aluminium total, mesurés dans les eaux de surface au Canada, par province, par territoire et pour les Grands Lacs, sont présentés dans les RFQE (ECCC, 2018, 2022a). Les plages des concentrations ambiantes pour chaque province ou territoire étaient très larges, s'étendant jusqu'à cinq ordres de grandeur. Cependant, les intervalles interquartiles ne s'étendaient généralement que sur un seul ordre de grandeur.

Les concentrations de fond d'aluminium total dans les eaux de surface, pour des écozones terrestres canadiennes spécifiques, ont également été estimées par Kilgour & Associates (2016). Les échantillons considérés comme des échantillons de référence par l'approche conductivité-alcalinité décrite dans Kilgour & Associates (2016) et Proulx et coll. (2018) ont été utilisés pour calculer les concentrations de fond médianes à utiliser dans la modélisation de l'exposition. Des données provenant de divers programmes fédéraux et provinciaux de surveillance de la qualité des eaux de surface et d'autres sources de données ont été employées pour ces calculs. Lorsque les concentrations étaient inférieures au seuil de détection, on les a remplacées par la moitié du seuil de détection indiqué. Cela a entraîné un effet négligeable sur l'analyse, car la fréquence de détection de l'aluminium total était d'environ 99 %. Les sources de données et les concentrations de fond médianes utilisées dans la modélisation de l'exposition sont présentées à l'annexe E (tableau E-1).

La RFQE chronique basée sur la RLM pour l'aluminium total tient compte des données pour trois FMT : le pH, le COD et la dureté totale. Pour évaluer l'exposition à l'aluminium, on a privilégié, dans toutes les analyses disponibles, les mesures appariées aux FMT, puis les données sur les FMT provenant de la même station de surveillance (c'est-à-dire les moyennes pour la même station). Lorsqu'aucune de ces mesures n'était disponible, des valeurs représentatives de l'écozone ont été utilisées. Les données représentatives des FMT de l'écozone ont été calculées à partir des données déterminées comme conditions de référence selon l'approche décrite ci-dessus (Proulx et coll., 2018). Les moyennes géométriques de la dureté totale de l'eau, du COD et de la concentration d'ions hydronium (c'est-à-dire la moyenne du pH) ont été calculées comme mesure représentative de la tendance centrale, car ces

paramètres suivent généralement des distributions log-normales dans l'environnement (annexe E, Tableau E-2).

7.2.2 Production primaire d'aluminium

Un scénario d'exposition a été élaboré pour le secteur de la production primaire d'aluminium, d'après les données de surveillance quotidiennes des effluents de 2011 pour les 10 installations qui fabriquent actuellement de l'aluminium primaire (communication personnelle, données recueillies par la Division des mines et traitement, Environnement et Changement climatique Canada [ECCC], partagées avec la Division de l'évaluation écologique, ECCC, juillet 2019; sans référence). La majorité des installations ont déclaré les débits des effluents sur une base quotidienne, ainsi que les concentrations d'aluminium mesurées trois fois par semaine, en moyenne. Cependant, une installation a fourni des moyennes mensuelles, tandis qu'une autre n'a fourni qu'une concentration moyenne annuelle pour les échantillons composites et instantanés.

Les CEE ont été calculées à partir de ces concentrations dans les effluents (C_{eff}) et les données sur le débit des effluents (D_{eff}) selon un scénario prudent d'exposition localisée. En d'autres mots, les CEE ont été calculées selon l'équation suivante :

$$CEE \text{ (}\mu\text{g/L}\text{)} = C_{\text{fond}} \text{ (}\mu\text{g/L}\text{)} + \left(\frac{C_{\text{eff}} \text{ (}\mu\text{g/L}\text{)} - C_{\text{fond}} \text{ (}\mu\text{g/L}\text{)}}{D_{\text{récepteur}} \text{ (L/d)} / D_{\text{eff}} \text{ (L/d)}} \right)$$

où $D_{\text{récepteur}}$ est le 10^e centile du débit du cours d'eau récepteur qui a été obtenu à la station de surveillance hydrométrique la plus proche (base de données HYDAT, ECCC, 2020c), et C_{fond} est la concentration de fond médiane d'aluminium total pour l'écozone concernée. Selon l'approche normale, le facteur de dilution efficace a été limité à une valeur de 10, et un facteur de dilution efficace de 10 a été utilisé pour les lacs de grandes dimensions. Étant donné que les FMT en milieux récepteurs, nécessaires pour calculer les CESE correspondantes, n'ont pas été indiqués, on a utilisé les valeurs pour les écozones (section 7.2.1).

7.2.3 Fabrication de ciment

Les fours à voie humide ne sont plus exploités au Canada (communication personnelle, Division des mines et traitement, ECCC, 23 juillet 2019; sans référence; US EPA 1995). Cependant, d'autres activités des cimenteries génèrent des effluents, notamment les rejets éventuels de l'eau de refroidissement réutilisée, le nettoyage de l'équipement et des terrains, l'élimination de la poussière et le lixiviat d'eau de pluie provenant de piles de stockage (CANMET et Radian Canada, 1993; PCA, 2006).

On n'a trouvé aucune concentration récemment mesurée dans les effluents ou les milieux récepteurs des cimenteries. On a donc appliqué une approche s'appuyant sur le coefficient d'émission pour caractériser l'exposition. Le coefficient d'émission publié pour l'aluminium dans les effluents liquides variait de 0,04 à 1,08 g/tonne (moyenne : 0,48 g/tonne) de ciment produit, et les concentrations allaient de 0,05 mg/L à 0,29 mg/L (moyenne : 0,16) des effluents, d'après les données de surveillance provenant d'installations en Ontario au début des années 1990 (CANMET et Radian Canada 1993). On a calculé le coefficient d'émission en employant l'utilisation relativement faible du début des années 1990 (~ 60 %). Ce coefficient d'émission a été revu en 2005 à partir des mêmes données de surveillance, mais on l'a calculé en utilisant

des valeurs d'utilisation de la capacité plus élevées pour la fin des années 1990 et le début des années 2000 (~ 90 %). Dans cette mise à jour, le coefficient d'émission pour l'aluminium dans les effluents liquides variait de 0,02 à 0,61 g/tonne (moyenne : 0,28 g/tonne) de ciment fabriqué, et les concentrations variaient de 0,05 à 0,29 mg/L (moyenne : 0,15 mg/L) des effluents (Association canadienne du ciment, 2005).

À titre d'hypothèse initiale prudente, en raison des fluctuations possibles de la capacité et de l'utilisation de la capacité au cours des dernières années, et en l'absence d'autres données, les concentrations et les coefficients d'émission basés sur la production moyenne et du pire scénario selon CANMET et Radian Canada (1993), ont été utilisés pour calculer les CEE. La production de ciment a été estimée à partir des données de l'USGS (2015) pour toutes les installations au Canada, à l'exception d'une cimenterie dont la production avait commencé récemment. La production de cette installation a été estimée à partir de la documentation publique de l'entreprise. La moyenne des jours annuels d'exploitation a été calculée d'après les calendriers opérationnels, moins le nombre total de jours d'arrêt déclarés à l'INRP de 2013 à 2017.

En vertu du Règlement 561/94 de l'Ontario, *Effluent Monitoring and Effluent Limits – Industrial Minerals Sector* (Ontario 1990a), certaines des cimenteries situées en Ontario sont tenues de déclarer mensuellement les débits des effluents (entre autres paramètres) au ministère de l'Environnement, de la Protection de la Nature et des Parcs de l'Ontario. Les données sur le débit moyen entre 2012 et 2016 ont été analysées pour chaque installation déclarante (Ontario 2019). Pour estimer le débit des effluents des autres installations en Ontario et ailleurs au Canada, on a employé une valeur moyenne du débit des effluents par tonne de capacité de production des installations déclarantes (D_{eff}). On a calculé les CEE moyennes et les CEE de la pire éventualité à l'aide à la fois de l'approche du coefficient d'émission basé sur la production et des concentrations dans les effluents (C_{eff}) comme suit :

$$CEE (\mu\text{g/L}) = C_{fond} (\mu\text{g/L}) + \left(\frac{\text{Coefficient d'émission } (\mu\text{g/t}) \times \text{Production } (t/\text{an}) - C_{fond} (\mu\text{g/L})}{\frac{\text{Journées d'exploitation } (j/\text{an}) \times D_{eff} (L/j)}{D_{récepteur} (L/j)/D_{eff} (L/j)}} \right)$$

et :

$$CEE (\mu\text{g/L}) = C_{fond} (\mu\text{g/L}) + \left(\frac{C_{eff} (\mu\text{g/L}) - C_{fond} (\mu\text{g/L})}{D_{récepteur} (L/d)/D_{eff} (L/d)} \right)$$

où $D_{récepteur}$, le 10^e centile du débit du cours d'eau récepteur, et C_{fond} , la concentration de fond médiane d'aluminium pour l'écozone visée, ont été obtenus de la manière décrite ci-dessus (sections 7.2.1 et 7.2.2). Selon l'approche normale, le facteur de dilution efficace a été limité à une valeur de 10. Comme les FMT dans certains milieux récepteurs requis pour calculer les CESE correspondantes n'étaient pas indiqués, les valeurs des écozones ont été utilisées (section 7.2.1).

7.2.4 Extraction de métaux

À l'heure actuelle, il n'y a aucun gisement de minerais de bauxite viable au Canada (RNCan [modifié en 2022]). Cependant, le potentiel de mobilisation accidentelle de l'aluminium à partir

des minerais ou des morts-terrains ou par des activités de traitement dans les mines de métaux, associé aux importants rejets déclarés à l'INRP (par rapport à la plupart des autres secteurs, Figure 5-1) souligne la nécessité d'élaborer un scénario d'exposition pour ce secteur. Les activités d'extraction et de concentration du minerai génèrent de la poussière, qui peut s'échapper et se déposer à proximité, et des effluents, qui peuvent être stockés dans les bassins de résidus ou traités et rejetés dans les eaux de surface.

Les mines de métaux canadiennes assujetties au *Règlement sur les effluents des mines de métaux et des mines de diamants* (REMMMD), pris en vertu de la *Loi sur les pêches* (Canada, 2022), doivent surveiller leurs effluents et la qualité de l'eau dans le cadre d'une étude de suivi des effets sur l'environnement (SEE), y compris la mesure de l'aluminium total. Lorsque la mine rejette des effluents, elle doit réaliser des études de suivi de la qualité de l'eau quatre fois par an, les échantillons étant prélevés à intervalles d'au moins un mois, dans les zones exposées entourant le point de rejet des effluents dans les eaux réceptrices et provenant de chaque point de rejet final (PRF) et des zones de référence connexes. Selon le REMMMD, la « zone exposée » désigne les eaux où vivent des poissons, et la « zone de référence » désigne les eaux où vivent des poissons et où se trouve un habitat du poisson, qui ne sont pas exposées à des effluents et qui présentent, dans la mesure du possible, les caractéristiques les plus semblables à celles de la zone exposée (Canada, 2022).

Lorsque les effluents sont rejetés dans des eaux douces ou estuariennes, le pH et la dureté font partie des paramètres qui doivent être mesurés et rapportés pour la surveillance de la qualité de l'eau, et ces données appariées ont été utilisées comme intrants de la RFQE pour calculer les CESE correspondant à chaque mesure d'aluminium total. Bien que le COD ne soit pas un paramètre obligatoire, des valeurs mesurées ont tout de même été déclarées pour environ 10 % de l'ensemble de données. Par conséquent, la plupart des valeurs de COD et les valeurs manquantes de pH et de dureté ont été remplacées par les moyennes obtenues aux stations ou pour l'écozone concernée, selon l'ordre de préférence décrit ci-dessus (section 7.2.1).

Les concentrations d'aluminium total mesurées entre 2013 et 2017 dans les échantillons d'eaux de surface des zones exposées et de référence, soumises à ECCC conformément au REMMMD et dans le cadre du programme de SEE, ont été analysées. Des données supplémentaires de 2018 pour certains PRF ont été extraites des rapports d'interprétation disponibles (SEE, 2020). Au total, 6 118 mesures d'aluminium étaient disponibles, dont 3 281 mesures dans les zones exposées et 2 837 dans les zones de référence (SEE, 2018, 2020). Lorsque les concentrations étaient inférieures au seuil de détection, elles étaient remplacées par la moitié du seuil de détection indiqué, mais avec une fréquence de détection supérieure à 95 % dans l'ensemble des données, le choix de la méthode pour traiter les concentrations inférieures au seuil de détection n'a pas eu d'effet significatif sur l'analyse.

Les données sur les concentrations d'aluminium total étaient disponibles pour un total de 189 PRF et de 128 installations. Des statistiques sommaires sur les concentrations d'aluminium total dans les zones exposées et de référence pour les PRF masqués sont disponibles à titre de renseignement complémentaire (ECCC, 2020a). En résumé, les zones exposées recevant des effluents associés à l'extraction de métaux ne présentaient pas une augmentation systématique des concentrations d'aluminium total par rapport aux zones de référence correspondantes. Dans la plupart des cas, les concentrations médianes et moyennes d'exposition à l'aluminium total étaient uniformément réparties au-dessus et au-dessous de 1 (un) lorsqu'on les divisait par leurs concentrations de référence médianes et moyennes correspondantes (c'est-à-dire les « facteurs d'enrichissement »), bien que les distributions complètes soient quelque peu

asymétriques (Figure 7-1). Les différences de pH médian entre les sites exposés et de référence étaient très modestes en moyenne, les sites exposés ayant tendance à être légèrement plus alcalins que le site de référence correspondant. Dans l'ensemble, ces données semblent indiquer une grande variabilité naturelle (par exemple, une variabilité saisonnière) dans les concentrations d'aluminium total mesurées, mais n'excluent pas la possibilité que l'enrichissement d'aluminium soit plus élevé sur certains sites, comme l'indiquent les distributions log-normales à la Figure 7-1.

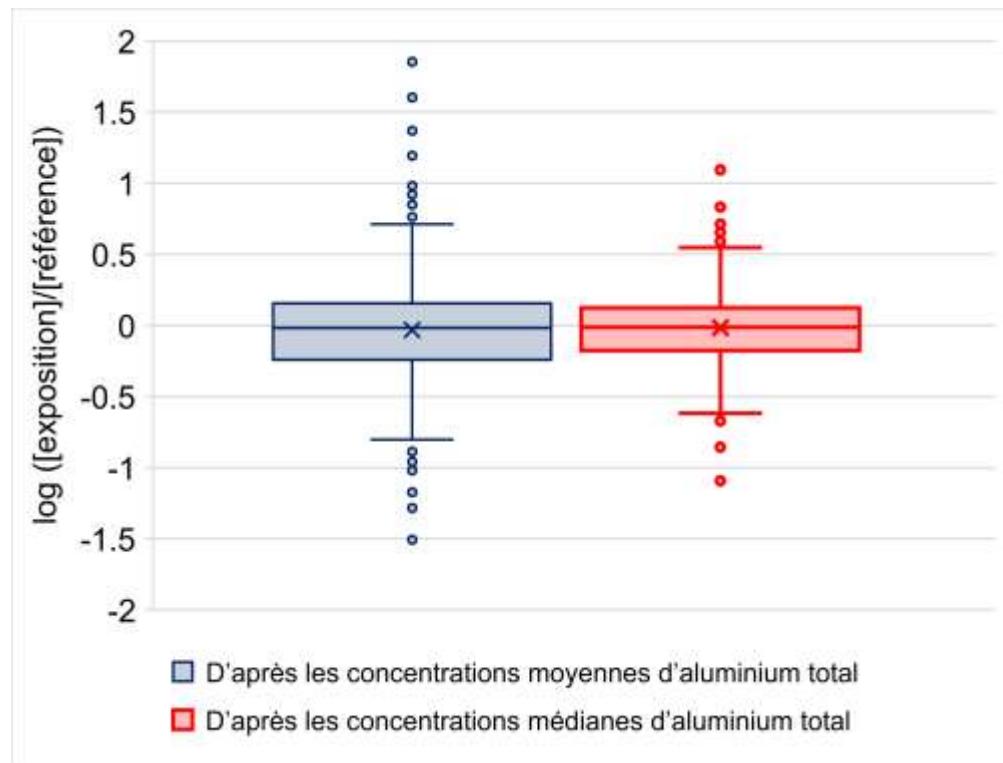


Figure 7-1. Concentrations moyennes et médianes d'aluminium total dans les zones exposées divisées par les concentrations correspondantes dans les zones de référence

7.2.5 Production d'électricité

En vertu du Règlement de l'Ontario 215/95, *Effluent Monitoring and Effluent Limits – Electric Power Generation Sector* (Ontario, 1990b), les installations du secteur de la production d'électricité sont tenues de déclarer les charges totales d'aluminium et les débits des effluents (entre autres paramètres) au ministère de l'Environnement, de la Protection de la Nature et des Parcs de l'Ontario. Cet ensemble de données englobe les installations utilisant divers types de combustibles – nucléaire, gaz naturel, pétrole, biomasse et charbon – et a été jugé approprié pour la comparaison avec les installations des autres provinces. Les données mensuelles sur la charge totale en aluminium et sur le débit des effluents mesuré entre 2012 et 2016, ont été analysées pour chaque installation déclarante (Ontario, 2019). Comme le Règlement exige que les charges soient déterminées à partir des résultats d'analyse, les CEE mensuelles de chaque installation ont été calculées comme suit :

$$CEE \text{ } (\mu\text{g/L}) = C_{\text{fond}} \text{ } (\mu\text{g/L}) + \left(\frac{\frac{\text{Charge maximale } (\mu\text{g/d}) - C_{\text{fond}} \text{ } (\mu\text{g/L})}{D_{\text{eff}} \text{ } (L/j)}}{D_{\text{récepteur}} \text{ } (L/j) / D_{\text{eff}} \text{ } (L/j)} \right)$$

où D_{eff} est la moyenne mensuelle des débits quotidiens des effluents, $D_{\text{récepteur}}$ est le 10^e centile du débit du cours d'eau récepteur, et C_{fond} est la concentration de fond médiane d'aluminium total pour l'écozone concernée, obtenue comme il est décrit ci-dessus (sections 7.2.1 et 7.2.2). Par mesure de prudence, le facteur de dilution efficace a été limité à une valeur de 10. Les valeurs des FMT des écozones ont été utilisées pour calculer les CESE correspondantes (section 7.2.1).

Les installations alimentées au charbon sont partiellement représentées dans l'ensemble de données de l'Ontario (2019). Bien que les conséquences potentielles des mines de charbon situées en un même endroit compliquent l'interprétation des données, elles ont également été considérées comme un autre scénario réaliste du pire cas pour les centrales thermiques au charbon dans les enquêtes sur la qualité de l'eau menées par le ministère de l'Environnement de l'Alberta au lac Wabamun en 2002 et en 2005 (Alberta Environment, 2002, 2003a, 2006). Les valeurs représentatives des FMT pour le calcul des CESE locales ont été déterminées d'après les études de la qualité de l'eau du lac Wabamun réalisées entre 1999 et 2001 (Alberta Environment, 2003b) et étaient notamment semblables aux valeurs représentatives établies pour l'écozone des Plaines boréales.

7.2.6 Pâtes et papiers

Le secteur canadien des pâtes et papiers comprend des installations (fabriques) qui produisent une gamme de produits, notamment du papier, du carton, du papier journal et de la pâte à papier. Ces usines sont assujetties au *Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers* (REFPP) pris en vertu de la *Loi sur les pêches* (Canada, 2018b). La surveillance des effluents et les études de suivi des effets sur l'environnement (SEE) sont effectuées conformément aux annexes II et IV.1 du REFPP, respectivement. Les fabriques (usines) ne sont pas tenues de déclarer les concentrations d'aluminium dans les effluents ou les zones réceptrices. Toutefois, les concentrations d'aluminium et d'autres métaux sont souvent mesurées dans le cadre de la phase de « recherche des causes » après qu'on eut observé que les effluents ont des effets néfastes (Environnement Canada, 2010).

Les concentrations d'aluminium total dans les zones exposées et de référence ont été établies à partir des rapports d'interprétation des SEE pour huit installations entre 2009 et 2018. Lorsque les concentrations étaient inférieures au seuil de détection, on les a remplacées par la moitié du seuil de détection indiqué. Cela a eu peu d'effets sur l'analyse, car l'ensemble de données comportait une fréquence de détection d'environ 95 %. Dans huit installations, 81 mesures dans les zones exposées et 48 mesures dans les zones de référence ont été rapportées. Chaque installation a déclaré au moins une valeur de référence. Les mesures correspondantes du pH, de la dureté et du COD ont également été recueillies ou remplacées par des valeurs représentatives de l'écozone concernée lorsqu'elles n'étaient pas rapportées, afin de pouvoir calculer les CESE pour le milieu aquatique. Les mesures du pH et de la dureté étaient généralement disponibles (c'est-à-dire qu'il manquait < 5 %), tandis que les mesures du COD n'étaient disponibles que pour environ un tiers de cet ensemble de données.

De plus, le National Council for Air Stream Improvement (NCASI) a fourni des mesures de la qualité des effluents et de l'eau ambiante (principalement pour la prise d'eau brute) (NCASI 2020). Trente installations représentant deux catégories de procédés de fabrication (mise en pâte mécanique et chimique), différentes sources de fibres de bois, quatre provinces et quatre écozones ont participé à une campagne d'échantillonnage (août 2018 à janvier 2019) et à une étude parrainée par les installations canadiennes de pâtes et papiers, qui a été conçue, coordonnée et gérée par la NCASI. Les concentrations d'aluminium total et dissous dans les effluents ainsi que l'aluminium, le pH et la dureté de l'eau ambiante ont été mesurés dans les échantillons de 27 usines (16 usines de mise en pâte chimique et 11 de mise en pâte mécanique). Toutes les usines, sauf une, ont fourni les concentrations dans les trois types d'échantillons. Les concentrations d'aluminium total dans les effluents d'une usine étaient assez constantes, alors que les concentrations ambiantes étaient un peu plus variables. Par conséquent, les CEE ont été calculées pour chaque usine à partir de leurs concentrations moyennes respectives d'aluminium total (C_{eff}) comme suit :

$$CEE \text{ } (\mu\text{g/L}) = C_{fond} \text{ } (\mu\text{g/L}) + \left(\frac{C_{eff} \text{ } (\mu\text{g/L}) - C_{fond} \text{ } (\mu\text{g/L})}{D_{récepteur} \text{ } (L/j)/D_{eff} \text{ } (L/j)} \right)$$

où C_{fond} était la concentration moyenne d'aluminium total rapportée pour l'eau ambiante (prise d'eau brute), D_{eff} est le débit des effluents et $D_{récepteur}$ le 10^e centile du débit du cours d'eau récepteur, comme il est décrit ci-dessus (sections 7.2.1 et 7.2.2). La valeur C_{fond} d'une usine n'était pas disponible et a été remplacée par la valeur médiane de l'écozone correspondante. Bien que le type de procédé et l'écozone aient été fournis, l'identité des diverses installations a été masquée dans le document de la NCASI (2020), ce qui rend impossible l'établissement de valeurs de corrélation des D_{eff} et $D_{récepteur}$. Cependant, les données recueillies pour d'autres évaluations récentes indiquent que la grande majorité des fabriques de pâtes et papiers qui rejettent directement leurs effluents est assujettie au facteur de dilution efficace maximal normal de 10. Par conséquent, le rapport $D_{récepteur}/D_{eff}$ dans l'équation ci-dessus a été remplacé par un facteur de 10 pour calculer les CEE de ce secteur. Les mesures du pH et de la dureté de l'eau ambiante étaient disponibles comme FMT d'entrée pour le calcul des CESE. Comme les mesures du COD n'ont pas été rapportées dans l'étude, on a utilisé des valeurs représentatives de l'écozone concernée (section 7.2.1).

7.2.7 Données canadiennes de surveillance à long terme de la qualité de l'eau de surface

Pour certaines stations de surveillance, l'ensemble fédéral de données de surveillance de la qualité de l'eau contient un classement de l'utilisation des terres. Ce classement tient compte de diverses variables, dont la densité de population, le pourcentage de terres cultivées, la perte de terres forestières et le nombre d'installations dans les secteurs minier, forestier, des sables bitumineux et du gaz de schiste par unité de superficie dans la zone de drainage (Canada [modifié en 2017a]). Par exemple, les CEE classées d'après la présence d'une installation dans la même zone de drainage qu'une station de surveillance présentent un degré de confiance moindre que la caractérisation de l'exposition propre à l'installation, décrite ci-dessus, mais elles ont tout de même été utilisées en raison de leur contribution au poids global de la preuve. On a analysé les données de surveillance à long terme de la qualité de l'eau pour déterminer l'abondance de l'aluminium total pendant les cinq années les plus récentes de l'ensemble de données disponibles (2011 à 2015), dans le cas des stations associées à un classement d'utilisation des terres (communication personnelle, données préparées par la Division du monitoring et de la surveillance de la qualité de l'eau pour la Division de l'évaluation écologique,

ECCC, 17 février 2016; sans référence). En l'absence de mesures appariées du pH, de la dureté et du COD dans l'ensemble de données, ces mesures ont été estimées d'après les valeurs représentatives des stations ou des écozones, selon l'ordre de préférence décrit ci-dessus (section 7.2.1).

7.2.8 Aluminium biodisponible dans les sols canadiens

La majeure partie de l'aluminium rejeté par les systèmes de traitement des eaux usées est associée aux boues (Cheminfo Services, 2008). Environ un tiers de ces boues est envoyé aux sites d'enfouissement, tandis que les deux autres tiers sont transformés en biosolides et épandus sur les terres agricoles, ce qui représente une source importante d'exposition à l'aluminium anthropique dans les sols agricoles au Canada (EC, SC, 2010).

Bergman et Boots (1997) ont étudié le potentiel d'augmentation de la concentration d'aluminium biodisponible dans les sols amendés par des boues et ont constaté que l'épandage de 75 tonnes par hectare de boues d'alun n'avait pas entraîné d'augmentation des concentrations d'aluminium extractible par acide dans les sols amendés par rapport aux sols témoins. Selon Kluczka et coll. (2017), même si les concentrations d'aluminium total dans les boues d'alun étaient 10 fois plus élevées que dans les boues d'épuration fermentées, les concentrations d'aluminium extractible par BaCl₂ dans le sol amendé par des boues d'alun étaient semblables aux concentrations d'aluminium extractible par BaCl₂ dans le sol non traité. En revanche, Novak et coll. (1995) ont constaté que l'épandage, sur des sols acides (pH de 4,7 et 5,5), de résidus provenant de systèmes de traitement des eaux usées entraînait une augmentation des concentrations d'aluminium extractible. Par ailleurs, dans une expérience distincte, Novak et coll. (1995) n'ont trouvé aucune différence entre le sol témoin et une parcelle de sol forestier acide traité par une boue d'alun beaucoup plus concentrée 30 mois plus tôt. Les concentrations d'aluminium dans les graines (Bergman et Boots, 1997) et les plantes (Oladeji et coll., 2006) cultivées dans des sols amendés par des boues d'alun n'étaient pas statistiquement différentes de celles mesurées dans le sol témoin. Novak et coll. (1995) ont constaté des différences statistiques dans les concentrations d'aluminium dans le maïs, mais pas dans le blé ni le pin à encens, cultivés sur des sols acides amendés par des boues d'alun par rapport au sol témoin.

Des doses élevées de boues d'alun, supérieures à ce qui serait actuellement permis au Canada, ont été épandues dans la plupart des études décrites ci-dessus. De plus, ces boues ont le plus souvent été épandues sur des sols plus acides que ce qui serait permis dans un tel scénario. Par exemple, Oladeji et coll. (2006) ont utilisé une dose d'application d'environ deux fois supérieures, et Bergman et Boots (1997) d'environ trois fois supérieure aux doses d'application maximales permises au Canada, soit 25 tonnes/hectare (une fois tous les trois ans) (Alberta Environment, 2001). En outre, l'épandage de boues n'est généralement autorisé que lorsque le pH est supérieur à 6,0 ou après un chaulage du sol, le cas échéant (OMEE et OMAFRA, 1996).

7.3 Caractérisation des risques pour l'environnement

L'approche adoptée dans la présente ébauche d'évaluation 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 les risques associés aux 55 substances du groupe de substances contenant de l'aluminium pour l'environnement canadien. Les sources de données prises en compte sont notamment celles qui ont été

évaluées dans les pages qui précèdent et qui étayent la caractérisation des risques pour l'environnement canadien. Les sources de données secondaires ou indirectes sont également prises en compte lorsqu'elles sont disponibles, y compris les décisions réglementaires et la classification des dangers ou les caractéristiques du devenir déterminées par d'autres organismes de réglementation. Le risque d'effets cumulatifs a été pris en compte dans cette évaluation par l'examen de l'exposition cumulative liée à l'aluminium total.

7.3.1 Analyse des quotients de risque

L'analyse des quotients de risque (QR) a consisté à comparer les diverses estimations réalistes du pire cas d'exposition et les concentrations mesurées dans l'environnement (valeurs CEE; voir la section « Évaluation de l'exposition de l'environnement ») aux données de toxicité environnementale (CESE; voir la section « Évaluation des effets sur l'environnement »), afin de déterminer si ces substances présentent un risque pour l'environnement au Canada. Des CESE dans le milieu aquatique ont été calculées d'après la RFQE basée sur la RLM chronique pour la protection de la vie aquatique (ECCC, 2022a) et sur les mesures des FMT appariées pour chaque CEE d'aluminium total, ou d'après des valeurs substituées provenant de stations ou d'écozones représentatives lorsqu'aucune mesure appariée n'était disponible. On a calculé les QR pour le milieu aquatique en divisant les CEE par les CESE correspondantes des scénarios d'exposition décrits à la section 7.2. Plus précisément, les QR ont été calculés pour le milieu aquatique (eaux douces de surface) dans les scénarios suivants : 1) la production primaire d'aluminium, 2) la fabrication de ciment, 3) l'extraction de métaux, 4) la production d'électricité, et 5) la fabrication de pâte à papier, de papier et de carton. Les QR associés aux classifications de l'utilisation des terres dans l'ensemble fédéral de données de surveillance de la qualité des eaux ont également été utilisés pour étayer le poids de la preuve.

On a utilisé des diagrammes de quartiles pour représenter graphiquement la distribution des QR pour l'aluminium au niveau de l'installation, lorsque cela était possible. Les bords inférieur et supérieur des boîtes représentent les premier et troisième quartiles (Q1 et Q3, soit les 25^e et 75^e centiles), respectivement. La ligne horizontale à l'intérieur de la boîte représente la valeur médiane (Q2, soit le 50^e centile). La moyenne est représentée par un « x » dans la boîte. La différence entre le premier et le troisième quartile est appelée « écart interquartile » (IQR). La moustache supérieure s'étend jusqu'au point de données le plus bas qui se trouve à l'intérieur de $Q3 + 1,5 \times IQR$, tandis que la moustache inférieure s'étend jusqu'au point de données le plus grand qui se trouve à l'intérieur de $Q1 - 1,5 \times IQR$. Les points de données distincts en dehors de ces intervalles sont représentés par des cercles pleins. Les valeurs situées à l'extérieur de $1,5 \times IQR$ sont considérées comme des « valeurs aberrantes » selon certaines définitions, mais aucun test statistique n'a été effectué.

Production primaire d'aluminium (fusion primaire d'aluminium) : La caractérisation des risques pour l'environnement selon ce scénario repose sur les CEE modélisées d'après les données de surveillance des effluents de 2011 et les CESE générées d'après les valeurs des FMT pour les différentes écozones. La distribution des quotients de risque résultants est présentée sur la Figure 7-2. Pour ce secteur, les QR étaient généralement faibles, et seulement 0,4 % des quelque 1 600 mesures représentaient un dépassement des CESE. Fondée sur les hypothèses prudentes utilisées dans le calcul des CEE, la Figure 7-2 montre qu'il existe un risque environnemental faible associé à l'aluminium provenant du secteur de la fusion primaire d'aluminium.

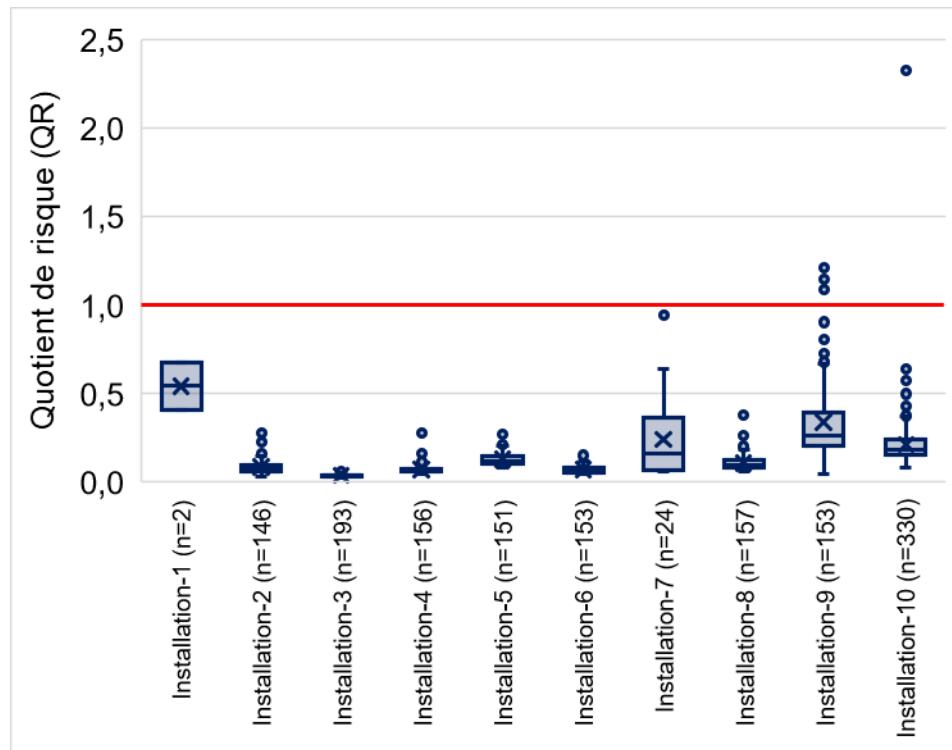


Figure 7-2. Quotients de risque pour la fusion primaire de l'aluminium dans 10 installations, d'après les données de surveillance des effluents de 2011

Fabrication de ciment : Peu de données étaient disponibles pour établir les QR de l'aluminium dans le secteur de la fabrication du ciment. Une approche fondée sur les coefficients d'émission a été adoptée pour estimer la quantité d'aluminium dans les effluents des cimenteries par unité de production (CANMET et Radian Canada, 1993). La quantité d'effluents produite par tonne de ciment fabriquée a été estimée à partir des données déclarées par quatre cimenteries au gouvernement de l'Ontario (Ontario, 2019) et s'est avérée comparable à d'autres estimations (PCA, 2006; Bezerra, 2014). La capacité de production totale de ces quatre cimenteries constituait la majeure partie de la capacité de production au Canada, et ces cimenteries ont été jugées représentatives. Un ratio a été appliqué à chacune des 15 autres cimenteries en activité afin d'estimer le débit de leurs effluents. De plus, les concentrations dans les effluents des installations de l'Ontario au début des années 1990 ont été utilisées pour calculer une deuxième série de CEE moyennes et de CEE du pire scénario raisonnable. Les CESE pour le milieu aquatique ont été calculées pour les FMT de l'aluminium pour les écozones représentatives. Les quotients de risque pour toutes les cimenteries présentant des concentrations et des coefficients d'émission moyens et pour le pire scénario raisonnable étaient généralement faibles (Tableau 7-1).

Tableau 7-1. Résumé des quotients de risque moyens et des quotients de risque dans le pire scénario raisonnable obtenus pour les cimenteries au Canada

Scénario	QR minimal	QR Q1	QR moyen	QR médian	QR Q3	QR maximal
Coefficient d'émission moyen basé sur la production	0,030	0,036	0,14	0,13	0,14	0,53

Scénario	QR minimal	QR Q1	QR moyen	QR médian	QR Q3	QR maximal
Coefficient d'émission du pire cas basé sur la production	0,041	0,056	0,21	0,19	0,28	0,65
Concentration moyenne dans les effluents	0,032	0,032	0,13	0,098	0,13	0,51
Concentration dans les effluents dans le scénario du pire cas	0,042	0,042	0,17	0,15	0,19	0,57

Abréviations : QR = quotient de risque; Q1 = valeur au premier quartile (25^e centile); Q3 = valeur au troisième quartile (75^e centile).

Extraction des métaux : La caractérisation des risques pour l'environnement du secteur de l'extraction de métaux repose sur les données de surveillance sur la qualité de l'eau de surface soumises dans le cadre du programme de SEE, conformément au REMMMD pour les échantillons prélevés de 2013 à 2017 (programme de surveillance des effets sur l'environnement ou SEE 2018). Les CEE étaient constituées des concentrations d'aluminium total mesurées dans les milieux récepteurs des effluents (c'est-à-dire les zones exposées) et les zones de référence correspondantes des installations d'extraction de métaux. Les CESE dans le milieu aquatique ont été calculées comme il est décrit à la section 7.2.4 à l'aide des FMT des zones exposées et des zones de référence. Les quotients de risque ont été calculés pour les 189 PRF des 128 installations d'extraction de métaux. Environ deux tiers des sites exposés et la moitié des sites de référence ne présentaient aucun dépassement des CESE. Afin de réduire le nombre de sites exposés dans le secteur des mines de métaux pour permettre une analyse plus fine, on a calculé une « différence de fréquence de dépassement » comme étant la différence entre la fréquence de dépassement des CESE aux sites exposés et la fréquence de dépassement aux sites de référence correspondants.

La Figure 7-3 présente un histogramme des écarts de fréquence de dépassement des CESE dans les sites exposés où le nombre d'échantillons était supérieur à 10 et où la concentration médiane d'aluminium était supérieure à la concentration médiane dans la zone de référence correspondante.

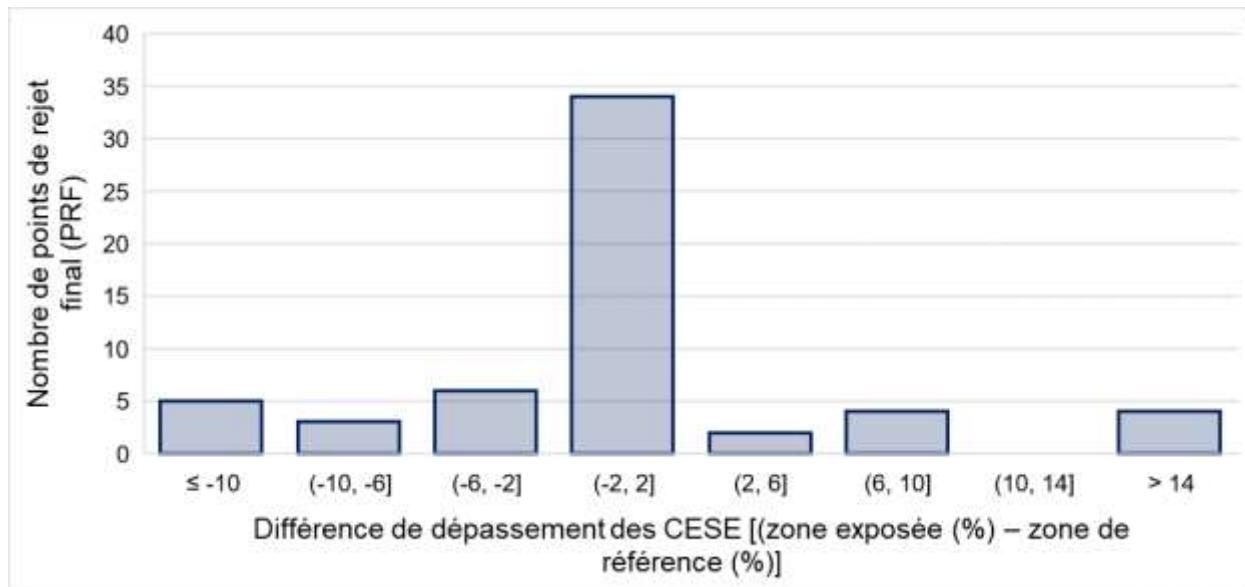


Figure 7-3. Fréquence des dépassements des CESE dans les zones exposées du secteur de l'extraction de métaux (points de rejet final) moins la fréquence des dépassements des CESE dans les zones de référence correspondants (%)

La Figure 7-3 montre que pour la majorité des PRF, la fréquence de dépassement des CESE dans la zone exposée est assez semblable à la fréquence de dépassement dans la zone de référence. Cependant, l'histogramme indique qu'il y a un petit nombre de sites pour lesquels l'écart de fréquence de dépassement est important, par comparaison. Outre la taille de l'échantillon et l'enrichissement des concentrations d'aluminium, d'autres critères de sélection ont été appliqués pour le choix des sites. Plus précisément, les valeurs médianes et au 95^e centile du QR pour les zones exposées doivent dépasser les valeurs médianes et au 95^e centile du QR pour les zones de référence correspondantes, respectivement, et les valeurs au 95^e centile du QR pour les zones exposées doivent être supérieurs à 1. Enfin, l'écart de la fréquence de dépassement doit être supérieur à 0 % (en d'autres mots, la CESE doit avoir été dépassée plus souvent dans la zone exposée que dans la zone de référence correspondante). L'application de ces critères a réduit les 189 sites exposés à 6 sites d'intérêt potentiel (3 %). La

répartition des concentrations d'aluminium total et des QR correspondants pour ces 6 sites est illustrée sur la Figure 7-4 et la figure 7-5.

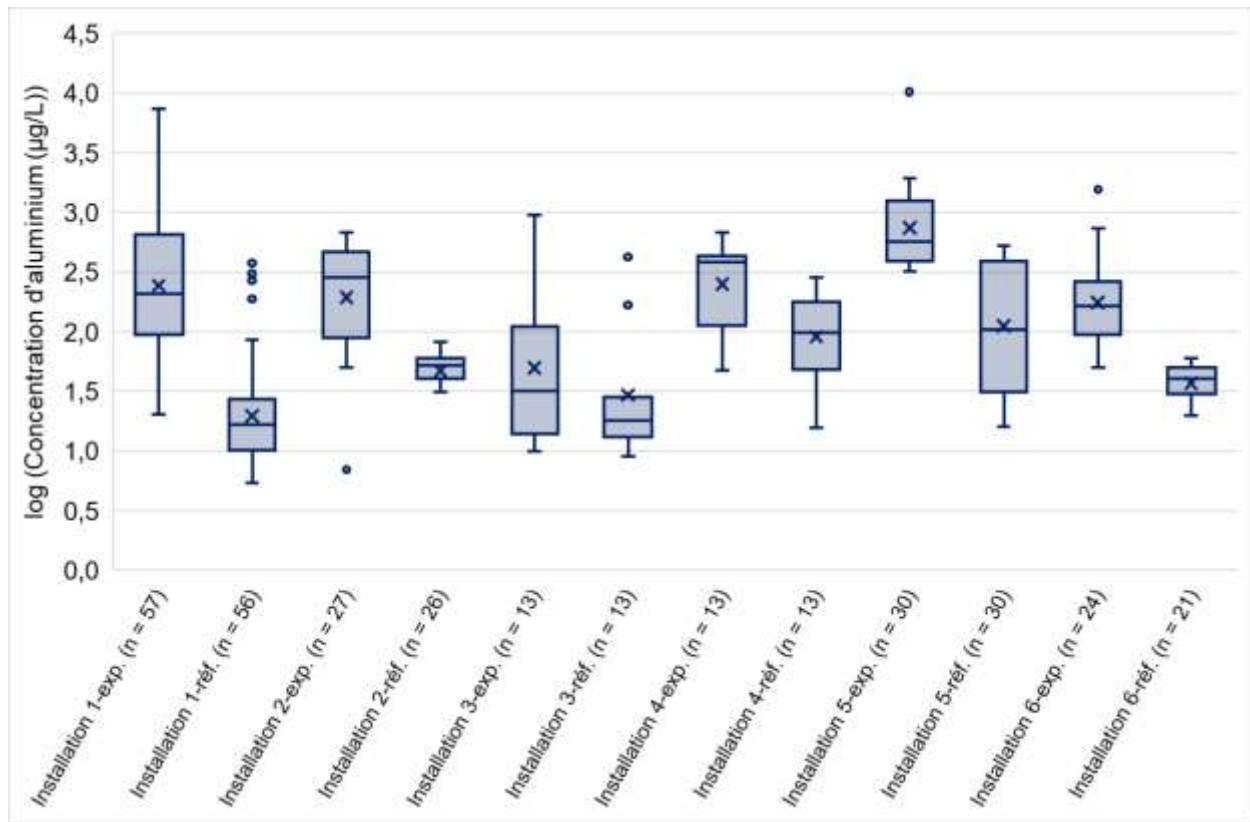


Figure 7-4. Concentrations mesurées d'aluminium total ($\mu\text{g}/\text{L}$) dans les zones exposées et les zones de référence de certains sites du secteur de l'extraction des métaux soumis au REMMMD, entre 2013 et 2017 (programme de SEE, 2018)

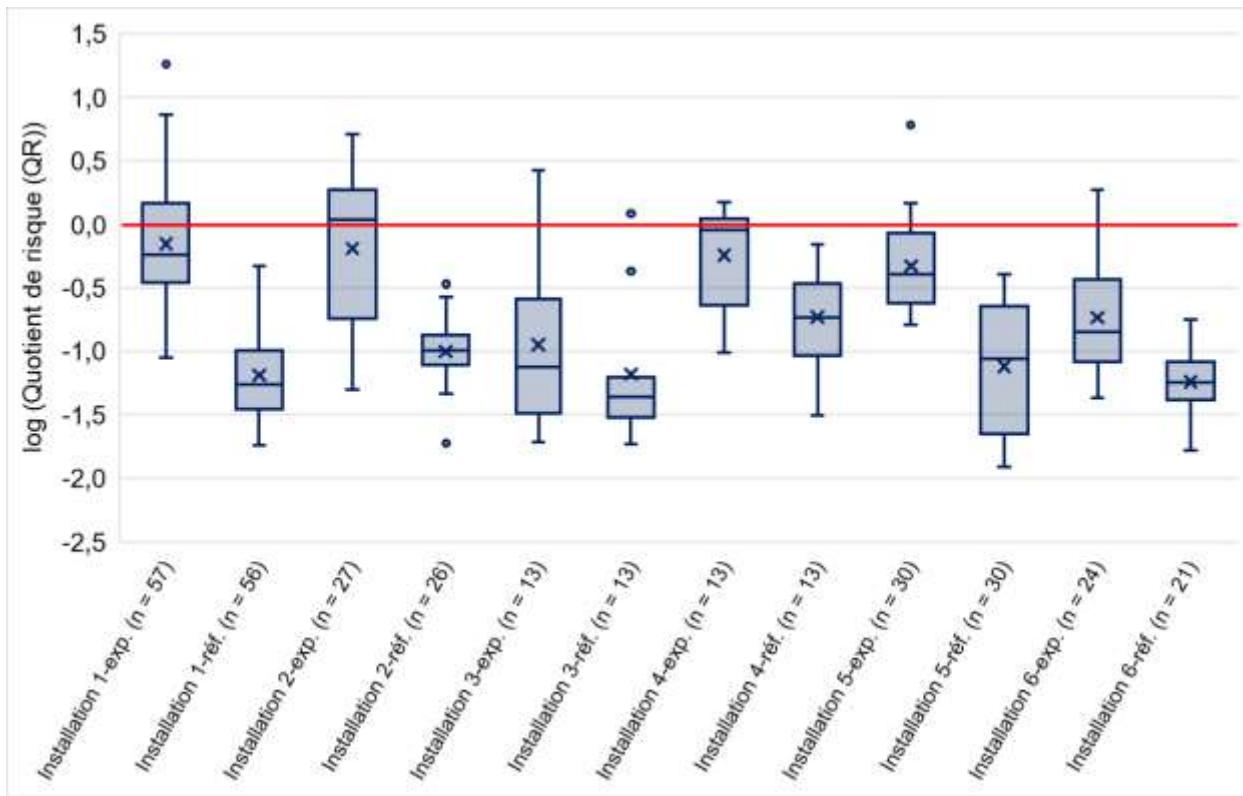


Figure 7-5. Quotients de risque pour les sites sélectionnés du secteur de l'extraction des métaux soumis au REMMMD, entre 2013 et 2017 (programme de SEE, 2018)

Dans la majorité des sites sélectionnés, les QR ont une valeur relativement faible. Les sites F-1 et F-2 ont présenté un certain degré de préoccupation environnementale avec des dépassements relativement fréquents dans la zone exposée, mais aucun dépassement dans les zones de référence correspondantes. Il convient de noter que la concentration médiane de référence pour le site F-1 est inférieure à la moitié de la valeur au 5^e centile de la concentration de fond prévue pour son écozone. Bien qu'il s'agisse peut-être d'une anomalie statistique, cela amplifierait normalement le caractère préoccupant de la contribution anthropique dans la zone exposée correspondante. Cependant, au site F-1, les activités ont, semble-t-il, été suspendues et le site fait l'objet d'entretiens et de maintenance depuis 2013 (programme de SEE, 2020). Les concentrations d'aluminium total dans les effluents du site F-1 pendant les activités d'assèchement étaient, pour environ la moitié, inférieures au seuil de détection et sont généralement inférieures aux concentrations rapportées pour la zone exposée (SEE, 2020).

Inversement, les concentrations d'aluminium total pour le site F-2 concordent étroitement avec les concentrations de fond prévues pour son écozone. Cependant, un examen approfondi des plus récents rapports d'interprétation des SEE du site F-2 a révélé une tendance surprenante, à savoir que les concentrations d'aluminium total dans la zone réceptrice étaient d'environ un ordre de grandeur plus élevé que dans ses effluents, tandis que la dureté, l'alcalinité et les concentrations d'autres métaux comme le cadmium étaient considérablement diluées (programme de SEE, 2020). Environ un tiers des mesures dans la zone exposée du site F-2 étaient à l'extérieur de la plage des pH de la RLM. Tous les pH étaient trop acides, plusieurs de plus d'un ordre de grandeur (c'est-à-dire pH ≤ 5). Plus de la moitié des QR supérieurs à 1 pour la zone exposée du site F-2 étaient associés à des contributions de pH inférieurs au domaine

de la RLM. Dans la zone de référence du site F-2, le pH était presque neutre, et toutes les mesures se situaient dans le domaine de la RLM. De plus, bien que la dureté de l'eau ait été assez faible, elle se situait dans les limites inférieures du modèle. La comparaison de la CEE de la zone exposée à la CESE de la zone de référence révèle moins de dépassements (ECCC, 2020a), ce qui semble indiquer un enjeu de pH plus important dans ce site, plutôt qu'une préoccupation propre à l'aluminium.

Compte tenu de ces considérations pour les zones exposées des sites F-1 et F-2 et du fait que ces sites ne représentent qu'une petite fraction du secteur, ces QR n'offrent pas de données probantes suffisantes d'un enjeu environnemental préoccupant causé par l'aluminium dans le secteur de l'extraction des métaux.

Production d'électricité : Les quotients de risque pour le secteur de la production d'électricité ont été calculés d'après deux sources de données. D'abord, nous avons utilisé les données mensuelles sur la charge d'aluminium total et le débit des effluents, soumises au gouvernement de l'Ontario pour les années de déclaration de 2012 à 2016 (Ontario, 2019). Cet ensemble de données a été jugé représentatif des données pour l'ensemble du Canada et comprenait la production d'électricité faisant appel à divers types de combustibles : le nucléaire, le gaz naturel, le pétrole, la biomasse et le charbon. Les QR calculés sont présentés sur la Figure 7-6 et semblent indiquer un faible degré de préoccupation environnementale pour le milieu aquatique.

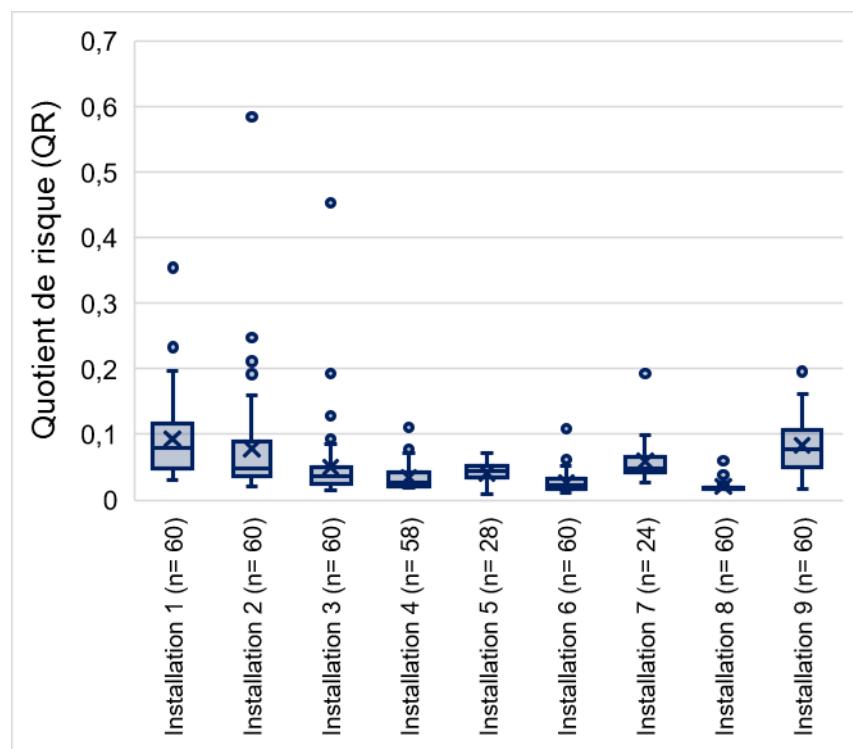


Figure 7-6. Quotients de risque calculés pour les installations de production d'électricité entre 2012 et 2016 (Ontario 2019)

La deuxième source de données pour le calcul des QR était l'ensemble des études de surveillance de la qualité de l'eau du lac Wabamun et un nombre limité de mesures pris dans

les lacs environnants (Alberta Environment, 2002, 2003a, 2003b, 2006). Bien que ces données datent un peu et puissent avoir été faussées par la présence d'une mine de charbon dans le même secteur, ces concentrations mesurées demeurent le pire scénario raisonnable pour la caractérisation des risques environnementaux dus aux centrales au charbon. Même si les QR, peu nombreux, pour l'aluminium dans le secteur du lac Wabamun étaient légèrement plus élevés par rapport aux lacs voisins, des QR faibles ont été observés dans l'ensemble des données (Tableau 7-2).

Tableau 7-2. Quotients de risque dans le secteur du lac Wabamun, en Alberta

Lieu	Taille de l'échantillon	QR minimal	QR Q1	QR moyen	QR médian	QR Q3	QR maximal
Lacs voisins	8	0,0018	0,0028	0,0085	0,0057	0,010	0,027
Lac Wabamun	125	0,0011	0,0075	0,021	0,010	0,018	0,22

Abréviations : QR = quotient de risque; Q1 = valeur au premier quartile (25^e centile); Q3 = valeur au troisième quartile (75^e centile).

Pâtes et papiers : La caractérisation des risques environnementaux associés au secteur des pâtes et papiers est fondée sur deux sources d'information : les concentrations d'aluminium déclarées dans les rapports d'interprétation soumis au programme de SEE prévu au REFPP (Canada, 2018b), ainsi que celles d'une campagne d'échantillonnage et d'une étude à participation volontaire organisées par la NCASI (2020).

Les quotients de risque calculés à partir des données soumises au programme de SEE comme prévu au REFPP sont présentés à la Figure 7-7. Sur les huit installations pour lesquelles des données ont été relevées, seules les installations F-2 et F-3 présentaient une fréquence élevée de dépassements des CESE. Cependant, les dépassements concomitants dans leur zone de référence respective semblent indiquer un faible degré de préoccupation pour l'environnement. De plus, si on examine uniquement l'année la plus récente des données disponibles pour l'installation F-3 ($n = 3$), les quotients de risque dans les zones exposées (moyenne de 1,1) et de référence (moyenne de 1,3) sont très similaires.

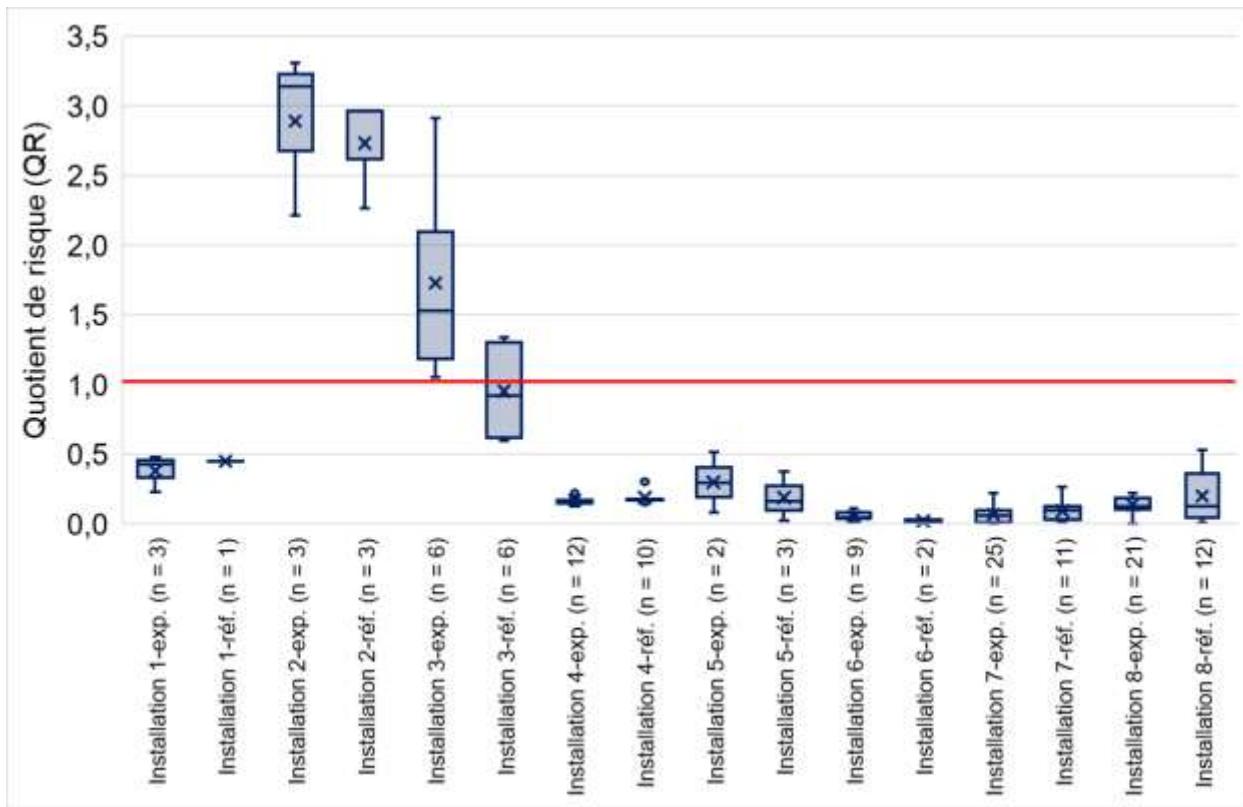


Figure 7-7. Quotients de risque pour les fabriques de pâtes et papiers ayant déclaré des concentrations d'aluminium au programme de SEE prévu au REFPP (Canada, 2018b)

Les quotients de risque du secteur des pâtes et papiers ont également été calculés à partir des données de surveillance de la qualité des effluents et des eaux ambiantes provenant d'échantillons prélevés dans 27 usines canadiennes entre août 2018 et janvier 2019 et soumises au NCASI (2020). Les CESE propres aux usines ont été calculées à l'aide des données sur le pH et la dureté des eaux ambiantes, respectivement, et des valeurs du COD des écozones représentatives. Les QR pour les zones exposées et les zones ambiantes modélisées sont présentés sur la Figure 7-8. Les QR étaient généralement faibles et tous n'augmentaient tout au plus que très modestement dans les zones exposées, estimés par rapport aux zones ambiantes correspondantes (principalement au niveau de la prise d'eau brute), ce qui semble indiquer un faible risque pour l'environnement.

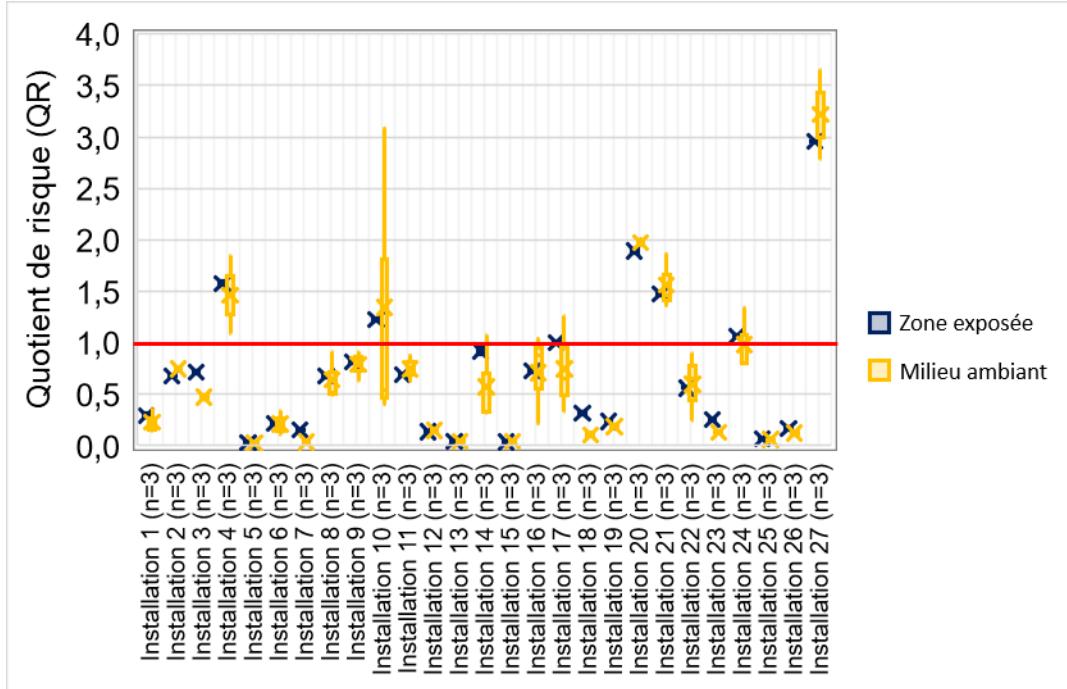


Figure 7-8. Quotients de risque du secteur des pâtes et papiers, dans 27 installations ayant rejeté de l'aluminium entre août 2018 et janvier 2019 (NCASI 2020)

Surveillance à long terme de la qualité des eaux de surface au Canada : Afin d'étayer le poids de la preuve, les QR pour l'aluminium ont été calculés à partir des données sur la surveillance à long terme de la qualité de l'eau, soit entre 2011 et 2015, obtenues aux stations des régions où on disposait d'une classement de l'utilisation des terres. On a attribué un classement approximatif de l'utilisation des terres aux différentes stations de surveillance à long terme de la qualité de l'eau en tenant compte de facteurs concernant le bassin hydrographique. Il s'agissait notamment du pourcentage de terres en culture intensive (> 20 %) et de l'élevage intensif du bétail; du nombre de mines, de projets d'extraction de minerai; de fabriques de pâtes et de papiers, et de scieries (soit 0, soit > 0); de la présence de sables bitumineux ou de gaz de schiste en amont; et de la densité de population (< 10 personnes/km² et > 25 personnes/km² pour les régions éloignées et peuplées, respectivement). Les QR médians aux stations disposant d'au moins 10 mesures, dont plus de 50 % de ces mesures sont dans le domaine visé par la RFQE, sont présentés sur la Figure 7-9. Par comparaison avec les stations éloignées, les QR sont plus élevés aux stations classées pour des utilisations industrielles multiples et les zones où la densité de la population est élevée. Cependant, les dépassements sont plutôt rares. Le QR médian d'une station classée comme une zone d'exploitation agricole, forestière ou minière est supérieur à 1 (tout comme le QR de plusieurs stations classées dans une région éloignée), mais on accorde une plus grande confiance à la caractérisation de l'exposition dans les secteurs décrits ci-dessus. En général, cet ensemble de données concorde avec le poids de la preuve, à savoir que la préoccupation pour l'environnement est faible.

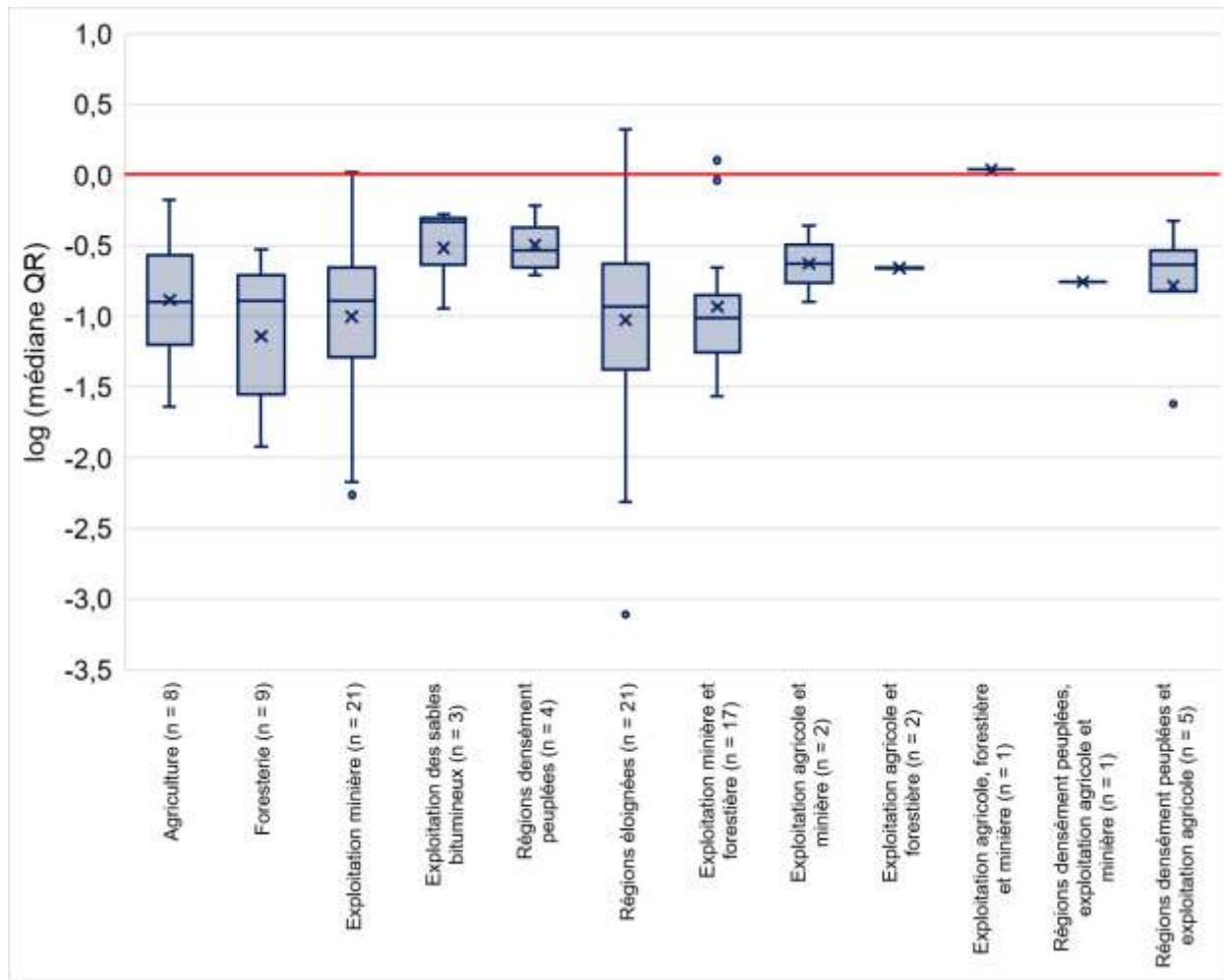


Figure 7-9. QR médians pour les stations de surveillance à long terme de la qualité de l'eau, d'après les utilisations des terres où se trouvent ces stations (Canada [modifié en 2017a])

Aluminium biodisponible dans les sols canadiens : Compte tenu des données disponibles sur la toxicité pour les végétaux et la toxicité pour les invertébrés terrestres, une CESE de 1 mg/kg à 3 mg/kg d'aluminium extractible par CaCl_2 a été calculée pour les sols. Même si les concentrations mesurées d'aluminium total dans les sols canadiens sont abondamment disponibles et bien résumées dans les publications d'EC et de SC (2010), il y avait relativement peu de données sur les concentrations d'aluminium extractible par CaCl_2 , et aucune donnée sur les concentrations propres à l'un ou l'autre des secteurs décrits ci-dessus pour le milieu aquatique. Cependant, Webber et coll. (1977) ont fait état d'un vaste éventail de concentrations d'aluminium extractible par CaCl_2 dans les sols surtout acides. Compte tenu du contexte de l'étude des exigences concernant le chaulage des sols agricoles, il a été présumé que les échantillons examinés par Webber et coll. (1977) provenaient de sols agricoles sur lesquels des biosolides auraient pu être épandus. Ces données, illustrées à la Figure 7-10, montrent que les concentrations d'aluminium extractible par CaCl_2 ne dépassaient probablement pas la CESE lorsque le pH était supérieur à 5,0. Cela correspondrait aux données de l'EPA (2003), qui avait proposé de considérer l'aluminium comme un contaminant pouvant être préoccupant seulement lorsque le pH du sol est inférieur à 5,5. Les travaux les plus récents publiés dans la littérature

scientifique vont en outre dans le sens que la toxicité de l'aluminium est un important facteur limitant la croissance des végétaux lorsque le pH est inférieur à 5,0 à 5,5 (Rout et coll., 2001; Bishop et Quin, 2013; Ayeni et coll., 2014).

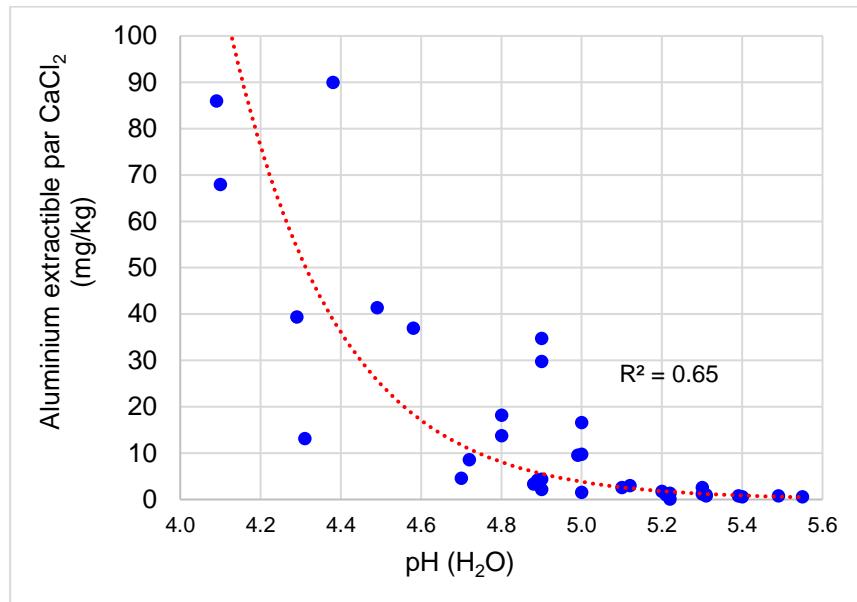


Figure 7-10. Concentrations d'aluminium biodisponibles dans les sols canadiens (Webber et coll., 1977)

Si l'applicabilité de la CESE calculée pour le sol à des pH ≤ 5,0 est discutable, l'application d'un seuil de toxicité de l'aluminium uniquement basé sur le pH est également incertaine, étant donné la grande diversité en matière de tolérance et de propriétés des différentes espèces. Par exemple, le rendement de la luzerne était réduit à un pH inférieur à 6,0 non pas en raison de la toxicité de l'aluminium, mais à cause d'une fixation insuffisante de l'azote découlant de la faible survie du rhizobium et d'une nodulation inadéquate (Rice, 1975). Par ailleurs, le pH souhaité pour les bleuetiers est de 4,8. Pour le maïs, le seigle, le foin de graminées et les pâturages, le pH en dessous duquel le chaulage est bénéfique n'est que de 5,1 (OMAFRA, 2018). À l'inverse, Whitley et coll. (2016) ont montré que dans de nombreux ordres de sol et de multiples zones climatiques en Nouvelle-Zélande, les concentrations d'aluminium extractible par CaCl₂, dans les sols dont le pH était compris entre 5,5 et 5,7, pouvaient être aussi élevées que 5 à 7 mg/kg. Ces auteurs ont également démontré que des échantillons de sol individuels à un pH variant jusqu'à 5,9 présentaient des concentrations d'aluminium extractible par CaCl₂ qui dépasseraient les seuils pour les légumineuses de pâturage sensibles.

Un autre facteur important à considérer est que les études environnementales manquent en général de clarté quant aux types de sols acides utilisés (Proctor, 1999). Dans les sols minéraux à faible pH, les concentrations élevées d'aluminium biodisponible constituent en effet un facteur de phytotoxicité majeur. Cependant, dans les sols acides organiques, l'aluminium mobile est pratiquement inexistant et, à de très faibles pH, les ions hydronium sont les plus abondants dans la solution du sol (Kidd et Proctor, 2001). En d'autres mots, la toxicité directe de l'ion hydronium est probablement la plus importante cause proximale de la mauvaise croissance des végétaux non tolérants dans les sols organiques acides, et non celle du groupement aluminium (Kidd et Proctor, 2001).

Néanmoins, le scénario d'exposition, pour une éventuelle introduction des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium dans le sol, serait limité par les restrictions de pH imposées à l'épandage des boues provenant de systèmes de traitement des eaux usées. En outre, la plupart des études sur l'exposition à l'aluminium ont montré des différences minimes entre les sols amendés par des boues, à des doses d'application irréalistes, et les sols témoins correspondants (section 7.2.8). Ces éléments de preuve confirment le faible potentiel des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium de causer des effets nocifs dans le sol de l'environnement.

7.3.2 Examen des sources de données

Pour caractériser les risques environnementaux des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium, les renseignements techniques concernant les différentes sources de données ont été examinés (comme il est indiqué dans les sections correspondantes du présent rapport) et pondérés qualitativement. Les principales sources de données à l'appui des conclusions de l'évaluation proposée sont présentées dans le Tableau 7-3, et une analyse générale de la pondération de ces sources de données est présentée à la section 7.3.3. Le niveau de confiance désigne l'influence combinée de la qualité et de la variabilité des données, des lacunes dans les données, de la causalité, de la plausibilité et de toute extrapolation concernant les sources de données. La pertinence renvoie à l'importance des sources de données pour ce qui est de déterminer le risque de causer des effets nocifs dans l'environnement canadien. Dans l'analyse, le poids attribué pouvait avoir l'une des cinq valeurs : faible, faible-modéré, modéré, modéré-elevé, élevé.

Tableau 7-3. Principales sources de données pondérées prises en compte pour déterminer le potentiel des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium de causer des effets nocifs pour l'environnement canadien

Source de données	Niveau de confiance^a	Pertinence pour l'évaluation^b	Poids attribué^c
Devenir et comportement dans l'environnement	Élevé	Modérée	Modéré-élevé
Persistante dans l'environnement	Élevé	Modérée	Modéré-élevé
Bioaccumulation dans les organismes aquatiques et terrestres	Élevé	Faible	Modéré
CESE pour les organismes d'eau douce (RFQE, valeur chronique)	Élevé	Élevée	Élevé
CESE pour les organismes terrestres	Modéré	Modérée	Modéré
Analyse qualitative des dangers pour les organismes vivant dans les sédiments	Modéré	Faible	Faible-modéré
CEE dans les eaux de surface – production primaire d'aluminium	Modéré	Élevée	Modéré-élevé
CEE dans les eaux de surface – fabrication de ciment	Faible	Élevée	Modéré
CEE dans les eaux de surface – extraction de métaux	Élevé	Élevée	Élevé

Source de données	Niveau de confiance^a	Pertinence pour l'évaluation^b	Poids attribué^c
CEE dans les eaux de surface – production d'électricité	Modéré	Élevée	Modéré-élevé
CEE dans les eaux de surface – pâtes et papiers	Modéré	Élevée	Modéré-élevé
CEE dans les eaux de surface – surveillance à long terme de la qualité des eaux de surface	Modéré	Modérée	Modéré
CEE dans le sol (aluminium extractible par CaCl ₂)	Faible	Faible	Faible
QR pour les eaux de surface – production primaire d'aluminium	Modéré	Élevée	Modéré-élevé
QR pour les eaux de surface – fabrication de ciment	Faible	Élevée	Modéré
QR pour les eaux de surface – extraction de métaux	Élevé	Élevée	Élevé
QR pour les eaux de surface – production d'électricité	Modéré	Élevée	Modéré-élevé
QR pour les eaux de surface – pâtes et papiers	Modéré	Élevée	Modéré-élevé
QR pour les eaux de surface – surveillance à long terme de la qualité des eaux de surface	Modéré	Modérée	Modéré
QR pour les sols (aluminium extractible par CaCl ₂)	Faible	Modérée	Faible-modéré

^a Le niveau de confiance est déterminé en fonction de la qualité des données, de leur variabilité et de leurs lacunes (en d'autres mots, les données sont-elles pertinentes?).

^b La pertinence désigne l'importance des sources de données sur l'évaluation.

^c Un poids est attribué à chaque source de données en fonction du poids combiné global du niveau de confiance et de la pertinence pour l'évaluation.

7.3.3 Sources de données pour déterminer le potentiel de causer des effets nocifs pour l'environnement canadien

Une fois rejetées dans l'environnement, les 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium peuvent se dissoudre, se dissocier ou se dégrader pour contribuer à l'abondance de l'aluminium total auquel l'environnement peut être exposé. Le devenir et le comportement des substances du groupe sont régis par les propriétés physiques et chimiques du milieu récepteur (par exemple le pH, les conditions d'oxydoréduction, la présence de matière organique). Une substance contribuant de manière significative à l'exposition à l'aluminium total dans un ensemble donné de conditions peut contribuer de façon non significative dans un autre ensemble de conditions. L'aluminium qui peut être mobilisé à partir de l'une ou l'autre des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium est persistant; il restera dans l'environnement et se répartira entre les milieux environnementaux en fonction principalement du pH et de la teneur en matières organiques. L'aluminium n'est pas un élément nutritionnel essentiel et, à l'exception de certaines espèces végétales tolérantes et hyperaccumulatrices, il n'est pas considéré comme bioaccumulable.

La RFQE (valeur pour une exposition chronique) a été choisie comme CESE pour l'environnement aquatique. La toxicité de l'aluminium en milieu aquatique varie fortement en fonction de facteurs tels que le pH, la dureté et le COD. Ces paramètres, collectivement appelés « facteurs modifiant la toxicité » (FMT), ont été pris en compte dans la RFQE (valeur pour une exposition chronique) selon une approche de RLM pour normaliser l'ensemble de données sur la toxicité (ECCC, 2022a). Le degré de confiance à l'égard des CESE résultantes était élevé lorsque celles-ci étaient calculées à l'aide des mesures des FMT appariées ou propres au site (par exemple, dans le secteur des mines de métaux, et dans celui des pâtes et papiers), et le degré de confiance était modéré lorsqu'elles étaient remplacées par des valeurs représentatives de l'écozone.

D'importantes quantités, tant importées que fabriquées, des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium ont été déclarées en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE. Ces quantités, évaluées dans le cadre de scénarios génériques d'exposition par le milieu aquatique et comparées à la recommandation du CCMRE (1987) qui varie uniquement en fonction du pH, ont permis d'établir une classification initiale du risque environnemental des substances les plus préoccupantes à cet égard (CCME, 2008; ECCC, 2020b). La présente évaluation a toutefois pris en compte les données de surveillance propres aux différents secteurs, lorsqu'elles étaient disponibles, ou s'est appuyée sur des scénarios d'exposition plus avancés, ce qui a permis d'accroître la confiance à l'égard des CEE calculées. La concordance des CESE pour le milieu aquatique avec la plus récente RFQE se traduit également par un degré de confiance plus élevé, car la RFQE prend en compte les données plus récentes et intégrer des FMT additionnels. À la lumière de ces changements, les QR en milieu aquatique pour les installations de tous les secteurs ont rarement dépassé l'unité (1) ou n'ont dépassé cette valeur que par des marges relativement faibles, ou encore les dépassements aux sites exposés concordaient avec les dépassements dans les zones de référence correspondantes.

Les éléments de preuve concernant le potentiel des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium présentes dans les sédiments de causer des effets nocifs pour l'environnement sont peu utiles pour l'évaluation globale. Cela s'explique principalement par le fait que les substances contenant de l'aluminium et dont la probabilité d'être utilisées est plus grande dans les activités entraînant une exposition par les sédiments (c'est-à-dire les traitements contre l'eutrophisation) ont été évaluées précédemment (EC, SC, 2010).

Cependant, on a recherché dans la littérature scientifique de nouvelles sources de données sur « l'aluminium total », compte tenu de la possibilité que certaines des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium puissent être des substituts pour ces utilisations, même si aucune utilisation de ce type n'a été déclarée (Environnement Canada, 2013; ECCC, 2017). Les études et examens publiés au cours des années intermédiaires étaient quelque peu limités, mais allaient dans le sens des sources de données utilisées dans l'évaluation précédente.

Enfin, le potentiel des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium présentes dans les sédiments de causer des effets nocifs pour l'environnement dans le sol est faible, compte tenu des sources de données disponibles. Dans la majorité des études examinées, l'épandage de boues contenant de l'aluminium n'a pas modifié de manière significative les concentrations d'aluminium extractible (biodisponible), l'absorption par la végétation par rapport aux sols témoins ou le rendement de la végétation (rendement des récoltes). Le scénario d'exposition, dont la plus grande probabilité d'entraîner l'introduction de

l'une ou l'autre des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium dans le sol, serait en outre restreint par les limites relatives au pH et aux doses d'application.

Il ressort de ces renseignements que les 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium présentent un faible potentiel de causer des effets nocifs pour l'environnement au Canada.

7.3.4 Sensibilité des conclusions aux principales incertitudes

Les similitudes des substances de ce groupe sur le plan chimique – à savoir, leur capacité à se dissoudre, à se dissocier ou à se dégrader pour contribuer à l'abondance totale de l'aluminium auquel des organismes sont exposés – justifient l'utilisation d'une approche par extrapolation pour établir les données écotoxicologiques. Le potentiel de l'aluminium à provoquer des effets indésirables est également bien documenté. Par conséquent, d'autres études empiriques sur la toxicité ne modifieraient probablement pas les conclusions proposées. Des renseignements supplémentaires sur le potentiel de bioaccumulation de l'aluminium auraient également une faible incidence sur les conclusions proposées. Cependant, certains sels ou substances organométalliques peuvent, en plus de contribuer potentiellement à l'exposition à l'aluminium total, exercer également leurs propres effets par un autre mode d'action, par exemple en tant que composé d'origine ou produit de transformation organique. Des renseignements additionnels sur la stabilité et les effets des différents composés d'origine permettraient de déterminer si une évaluation plus approfondie de ces substances s'impose (OCDE, 2015).

Le choix des scénarios d'exposition par l'environnement élaborés pour les substances du groupe des substances contenant de l'aluminium a été guidé par l'ampleur relative des activités commerciales déclarées en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE et par l'importance relative des rejets déclarés à l'INRP. En l'absence de données particulières, des hypothèses réalistes ont été formulées afin d'estimer les CEE. Par exemple, dans le scénario pour la fabrication du ciment, une évaluation plus fine du coefficient d'émission ou, de préférence, des données plus récentes de surveillance des métaux tels que l'aluminium dans des effluents ou des milieux récepteurs, contribuerait à accroître la certitude à l'égard des CEE et de la caractérisation des risques. Des données plus récentes de surveillance des effluents ou, mieux encore, des concentrations dans le milieu récepteur du secteur de la production primaire d'aluminium permettraient d'avoir davantage confiance.

Les CESE dans les eaux de surface ont été calculées à l'aide de la RFQE basée sur la RLM, en fonction du pH, du COD et de la dureté. Des mesures appropriées des FMT auraient été préférables, mais n'étaient pas toujours disponibles, ce qui a nécessité le recours à des valeurs estimatives, comme il est décrit à la section 7.2.1. La tendance centrale pour remplacer une valeur mesurée non disponible ou inexistante est plus représentative d'un cas moyen que du pire cas réaliste et peut mener à une sous-estimation des effets dans certains secteurs. Toutefois, dans les scénarios modélisés, où la substitution était le plus souvent nécessaire, la tendance centrale réduit également la probabilité d'obtenir un effet cumulatif selon d'autres hypothèses prudentes.

Pour ce qui est de l'analyse des données obtenues par le programme de SEE pour les secteurs des mines de métaux et des pâtes et papiers, on a calculé des QR en comparant les CEE dans les zones exposées aux CESE dans les zones exposées, et les CEE dans les zones de référence aux CESE dans les zones de référence. Les QR découlant de l'exposition qui sont calculés de cette manière peuvent alors être jugés erronés ou considérés comme n'assurant

pas une protection suffisante, car ils ne tiennent pas compte des perturbations possibles des FMT, également causées par l'activité industrielle. Inversement, l'autre méthode consistant à calculer les QR dus à l'exposition en divisant les CEE dans les zones exposées par les CESE dans les zones de référence ne correspond pas à un scénario réel en ce moment. Pour déterminer les incidences possibles de ce choix sur les conclusions, des QR supplémentaires comparant les CEE dans les zones exposées aux CESE dans les zones de référence correspondantes ont été calculés et sont présentés comme renseignements complémentaires (ECCC, 2020a). Comme les distributions de ces QR de remplacement ne sont pas significativement différentes des distributions présentées ci-dessus, cette incertitude n'aurait aucun effet sur les conclusions.

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

8.1 Évaluation des effets sur la santé

Plusieurs organisations nationales et internationales ont étudié les effets de l'exposition aux substances contenant de l'aluminium sur la santé dans la population générale (OMS, 2010; US EPA, 2006; JECFA, 2007, 2012; ATSDR, 2008; EFSA, 2008; EC, SC, 2010; RIVM, 2020; CSSC, 2020; Santé Canada, 2021a). En outre, plusieurs examens de la littérature ont permis d'évaluer les risques associés à l'aluminium pour la santé humaine (Krewski et coll., 2007; Willhite et coll., 2014; Tietz et coll., 2019). Les effets sur la santé des travailleurs exposés à l'aluminium ont également été évalués par plusieurs organisations internationales, notamment l'American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH, 2008), le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC, 2010), le Conseil de santé des Pays-Bas (2010) et, en Allemagne, la commission sénatoriale pour l'étude des risques sanitaires des composés chimiques sur le lieu de travail (commission MAK, 2014). Nous nous sommes basés sur ces évaluations et rapports existants pour rédiger la présente section de l'évaluation traitant des effets sur la santé.

En matière d'évaluation des effets sur la santé humaine, la méthode employée est décrite dans le document d'approche scientifique intitulé Méthode fondée sur la biosurveillance 2 (Santé Canada [modifié en 2016]). Selon cette approche, les données de biosurveillance humaine sont comparées aux valeurs guides de biosurveillance qui sont conformes aux valeurs guides disponibles fondées sur la santé, afin de déterminer dans quelle mesure les substances sont peu préoccupantes pour la santé humaine. En outre, les effets au point d'entrée des poumons sont examinés séparément, car la valeur de l'EB est représentative des effets généraux sur la santé. L'évaluation des effets sur la santé est axée sur le groupement aluminium. Cependant, on a procédé à une recherche dans la littérature scientifique sur les effets sanitaires et les données toxicologiques disponibles pour chaque substance du groupe des substances contenant de l'aluminium afin d'évaluer le potentiel de toxicité accrue supérieure à celle du groupement aluminium.

8.1.1 Toxicocinétique et adéquation des biomarqueurs

Il y a relativement peu d'études toxicocinétiques pour l'aluminium, principalement en raison des difficultés analytiques liées à la mesure de l'aluminium jusque dans les années 1990 (voir la section 8.2.3) (Priest 2004). Par voie orale, l'aluminium est faiblement absorbé par le tractus gastro-intestinal. L'absorption varie en fonction de facteurs physiologiques et chimiques, notamment la solubilité de la substance contenant de l'aluminium, le pH gastrique et

l'absorption des différents aliments (Krewski et coll., 2007; EC, SC, 2010). Chez les humains, l'absorption de l'aluminium soluble complexé avec du citrate, du chlorure, de l'hydroxyde ou du lactate est comprise entre 0,01 % et 0,8 % (Keith et coll., 2002; Priest, 2004; ATSDR, 2008; RIVM, 2020; Santé Canada, 2021a). L'absorption du citrate d'aluminium a été estimée à 2,18 % chez le lapin (RIVM, 2020). L'absorption du lactate d'aluminium a été mesurée à 0,78 % chez les humains, et certains chercheurs ont estimé que cette valeur était représentative de l'absorption de l'aluminium chez les nourrissons (Keith et coll., 2002; Mitkus et coll., 2011).

L'absorption de l'aluminium par voie cutanée devrait être minime. Selon les données d'une étude clinique menée sur six sujets féminins, le CSSC (2020) a établi un taux d'absorption cutanée moyen de 0,000 52 % pour l'aluminium.

Environ 90 % de l'aluminium présent dans le plasma est lié à la transferrine et le reste est lié à des molécules de faible masse moléculaire (principalement le citrate) (Priest, 2004; JECFA, 2012; RIVM, 2020). L'absorption cellulaire de l'aluminium se fait probablement sous forme d'aluminium lié à la transferrine par endocytose médiée par les récepteurs de la transferrine (JECFA, 2012). Certains chercheurs pensent que la biodisponibilité de l'aluminium a une relation inverse avec le bilan en fer (ATSDR, 2008). À partir du sang, l'aluminium est lentement absorbé par les tissus et les organes et principalement distribué vers les os. Chez les adultes et les nourrissons, les os constituent le principal réservoir à long terme de l'exposition générale à l'aluminium par ingestion ou injection (Mitkus et coll., 2011). Dans une moindre mesure, l'aluminium est distribué vers le cerveau en traversant la barrière hémato-encéphalique et la barrière sang-liquide céphalorachidien (RIVM 2020; Santé Canada, 2021a). L'aluminium est détecté dans la plupart des tissus mous et organes (Krewski et coll., 2007; ATSDR, 2008; EFSA, 2008; EC, SC, 2010; JECFA, 2012; Willhite et coll., 2014; Santé Canada, 2021a). Selon les données obtenues par des études avec administration par voie intraveineuse, la demi-vie d'élimination dans le plasma varie entre 14 heures et 85 jours (Priest, 2004; Klotz et coll., 2019). Il est généralement admis que l'aluminium est exclusivement réparti dans le plasma. Par conséquent, à l'état d'équilibre, les concentrations d'aluminium dans le sérum et le sang total sont à peu près égales, car la quasi-totalité de l'aluminium se trouve dans le plasma (Krewski et coll., 2007; ATSDR, 2008). À l'inverse, une étude de Priest (2004) indique qu'environ 10 % de l'aluminium pourrait être réparti dans les érythrocytes.

L'aluminium a une grande affinité pour les ligands organiques. Par conséquent, la majeure partie de l'aluminium présent dans l'organisme existe sous forme de complexes macromoléculaires, qui peuvent être très stables (ATSDR, 2008). Ainsi, la métabolisation de l'aluminium est déterminée par son affinité pour les ligands et le type des complexes formés (Santé Canada, 2021a).

Chez les humains, environ 95 % de l'aluminium absorbé est excrété dans l'urine, tandis qu'environ 2 % sont éliminés par excretion biliaire dans les matières fécales (Krewski et coll., 2007; EC, SC, 2010; Santé Canada, 2021a). L'élimination urinaire présente un schéma multiphasique, la demi-vie d'élimination allant de quelques heures à plusieurs années (Priest et coll., 1995; Talbot et coll., 1995; Priest, 2004; Krewski et coll., 2007). Les demi-vies d'élimination initiales chez le rat, la souris, le lapin et le chien varient de 2 à 5 heures, alors que chez les humains, elles sont inférieures à un jour (JECFA, 2012). Il n'y a pas de différence significative dans l'élimination urinaire de l'aluminium chez les adultes et les nourrissons (Mitkus et coll., 2011). La demi-vie d'élimination de l'aluminium du cerveau et des autres tissus mous est supérieure à 100 jours. La demi-vie d'élimination par les poumons est d'environ 100 jours (Krewski et coll., 2007). La vitesse d'élimination dépend principalement du type de complexes

formés, les complexes de citrate d'aluminium étant plus facilement éliminés que l'aluminium lié à la transferrine (Santé Canada, 2021a). De plus amples détails sur la toxicocinétique de l'aluminium sont présentés dans les documents d'EC et SC (2010) et de Santé Canada (2021a).

De nombreuses études ont montré que les particules d'aluminium et d'oxyde d'aluminium inhalées sont éliminées des poumons par les macrophages alvéolaires qui les rejettent dans le système lymphatique (Christie et coll., 1963; Gross et coll., 1973; Pigott et coll., 1981; Thomson et coll., 1986). Gross et coll., 1973 ont noté la présence de macrophages remplis de particules dans les ganglions lymphatiques satellites de cobayes, de hamsters et de rats exposés à l'oxyde d'aluminium ou à la poudre d'aluminium pendant 6 ou 12 mois. Un an après l'exposition, la poudre d'aluminium était partiellement ou entièrement éliminée des voies respiratoires chez les trois espèces (Gross et coll., 1973). Christie et coll. (1963) ont constaté que les histiocytes dans les ganglions lymphatiques hilaires de rats et de hamsters contenaient des granules cytoplasmiques renfermant de la poussière après une exposition à raison de 100 mg de poudre McIntyre (80 % d'oxyde d'aluminium, 20 % d'aluminium) par heure, pendant 13 mois. Après l'exposition, le poids humide des poumons avait augmenté de manière significative par rapport aux animaux témoins. Cependant, le poids des poumons a progressivement diminué 3, 6 et 10 mois après l'exposition. La même tendance a été observée pour la teneur en cendres et en oxyde d'aluminium dans les poumons. Les auteurs ont conclu que la poudre McIntyre est éliminée des poumons après la fin de l'exposition (Christie et coll., 1963). Des observations similaires ont été faites dans une étude de toxicité par exposition aiguë par inhalation de poudre d'aluminium chez le rat (Thomson et coll., 1986). L'examen pathologique effectué 14 jours après l'exposition a révélé la présence de particules d'aluminium dans les histiocytes des ganglions lymphatiques hilaires. Enfin, dans une étude qui consistait à exposer des rats à des fibres d'oxyde d'aluminium, on a observé la présence de fibres dans les macrophages alvéolaires des ganglions lymphatiques médiastinaux après 86 semaines d'exposition (Pigott et coll., 1981). En comparaison, les études chez les animaux ont indiqué que le pentahydroxychlorure de dialuminium est la substance principalement retenue dans les poumons après une exposition par inhalation (ATSDR, 2008). Des rats et des cobayes auxquels on a administré du pentahydroxychlorure de dialuminium pendant une période allant jusqu'à 24 mois ont montré une accumulation d'aluminium principalement dans les poumons (Steinhagen et Cavender 1978; Stone et coll., 1979). Les autres organes présentant une accumulation significative d'aluminium étaient les glandes surrénales (Stone et coll., 1979) et les ganglions lymphatiques péribronchiques (Steinhagen et Cavender, 1978; Stone et coll., 1979). Aucune accumulation significative d'aluminium n'a été observée dans le cerveau, le cœur, la rate, les reins ou le foie des deux espèces (Steinhagen et Cavender 1978; Stone et coll., 1979). Une fraction de l'aluminium inhalé peut être absorbée dans la circulation générale. S'appuyant sur des études d'exposition en milieu professionnel qui avaient caractérisé le lien entre l'excération urinaire d'aluminium et l'aluminium soluble dans l'air, Yokel et McNamara (2001) ont proposé une absorption fractionnelle d'environ 1,5 % à 2 % par inhalation.

Adéquation des biomarqueurs

L'aluminium est mesuré dans le sérum, le plasma, l'urine entière, les cheveux et les matières fécales. La concentration d'aluminium dans le sérum, le plasma et le sang total devrait être la même, car la majeure partie de l'aluminium se trouve dans le plasma (ATSDR, 2008).

Dans des évaluations moins récentes, comme celle de l'ATSDR (2008), on estimait que les matrices biologiques telles que le sérum et l'urine n'étaient pas suffisamment sensibles pour

être employées comme biomarqueurs de l'exposition. On estimait que les concentrations d'exposition ne pouvaient pas être associées avec précision aux concentrations sériques ou urinaires en raison de la faible absorption de l'aluminium, quelle que soit la voie. De plus, l'absorption orale de l'aluminium, en particulier, peut varier en fonction d'autres absorptions simultanées (ATSDR, 2008). Cependant, des recherches plus récentes ont indiqué que ces matrices pouvaient être des biomarqueurs utiles de l'exposition, d'après l'analyse d'études de biosurveillance en milieu professionnel et l'examen de données cinétiques (Klotz et coll., 2017, 2019; Ferguson et coll., 2018).

Plusieurs études épidémiologiques ont mesuré les concentrations d'aluminium dans le sang et l'urine de travailleurs exposés à l'aluminium, principalement par inhalation, dans leur lieu de travail. Ces études ont montré une augmentation significative des concentrations d'aluminium dans l'urine et le sang (mesurées dans le sérum ou le plasma) en fonction d'une exposition accrue à l'aluminium au travail (Hosovski et coll., 1990; Riihimäki et coll., 2000; Polizzi et coll., 2002; Kraus et coll., 2006; Kiesswetter et coll., 2007; Giorgianni et coll., 2014; Zawilla et coll., 2014). Cependant, les données disponibles sur les concentrations internes dans le sang ou l'urine associées à une exposition accrue par voie orale étaient limitées.

Après un examen général des données cinétiques disponibles, Ferguson et coll. (2018) ont conclu que les concentrations d'aluminium dans le sang et l'urine (mesures de biosurveillance) sont probablement des biomarqueurs appropriés pour quantifier l'exposition lorsque l'exposition à l'aluminium est stable et continue.

On s'attend à ce qu'il y ait une exposition quotidienne ou fréquente à l'aluminium dans la population générale du Canada, car la principale source d'exposition de cette population est l'environnement (sol, eau potable, air) et les aliments. Par conséquent, la concentration d'aluminium dans le sang de la population générale est probablement à l'état d'équilibre. De plus, la concentration d'aluminium dans le sang total présente un avantage supplémentaire en tant que biomarqueur, car elle fournit des concentrations d'aluminium plus proches de celles des organes cibles (c'est-à-dire le système nerveux).

Selon les données disponibles obtenues par des études cinétiques et des études épidémiologiques en milieu professionnel, on peut conclure que la concentration d'aluminium dans le sang (c'est-à-dire le sang total, le plasma et le sérum) est un biomarqueur approprié pour quantifier l'exposition dans la population générale.

8.1.2 Effets sur la santé dus à l'exposition par voie orale

Il existe un vaste ensemble de données portant sur le lien entre l'exposition à l'aluminium et les effets sur la santé chez les animaux de laboratoire et chez les travailleurs. Chez les humains et les animaux, l'exposition à des doses répétées d'aluminium est liée à des effets sur les os et les reins, à des effets neurologiques et à des effets sur la reproduction et le développement, dont des effets neurodéveloppementaux et neurocomportementaux (Krewski et coll., 2007; ATSDR, 2008; Willhite et coll., 2014; Tietz et coll., 2019; Santé Canada, 2021a). L'ensemble des données indique que le système nerveux est la cible la plus sensible à la toxicité causée par l'aluminium après une exposition générale chez les animaux de laboratoire et les sujets humains (Krewski et coll., 2007; ATSDR, 2008; Willhite et coll., 2014; Santé Canada, 2021a). Plusieurs mécanismes ont été proposés pour expliquer la toxicité de l'aluminium, notamment des dommages oxydatifs dus à la production de dérivés réactifs de l'oxygène et à la peroxydation lipidique, des réponses inflammatoires, des changements dans les protéines du

neurosquelette et des effets membranaires dus au déséquilibre métal-ion (ATSDR, 2008). Dans une étude récente, Tsialtas et coll. (2020) ont indiqué que le mécanisme de la toxicité du pentahydroxychlorure de dialuminium est associé à sa capacité à interférer avec la signalisation des récepteurs d'œstrogène. Des résultats similaires ont été rapportés par d'autres auteurs (Gorgogietas et coll., 2018). Il convient de noter que les personnes dont la fonction rénale est compromise présentent un risque accru de toxicité générale par l'aluminium, car les reins sont la principale voie d'élimination de l'aluminium absorbé (Willhite et coll., 2014).

Toxicité aiguë

La toxicité aiguë après l'exposition par voie orale à divers sels d'aluminium a été étudiée chez le rat et la souris. Les valeurs de la DL₅₀ pour cette voie d'exposition étaient comprises entre 162 et 980 mg/kg p.c. (commission MAK, 2014).

Toxicité à court terme

Les études de toxicité par voie orale à court terme bien menées sont moins nombreuses que les études de toxicité subchronique et chronique de l'aluminium. Des effets neurologiques (modifications dégénératives du cortex préfrontal) ont été signalés chez des rats mâles exposés à 101 mg Al/kg p.c./j dans l'eau potable pendant 30 jours (Akinola et coll., 2015). Lorsque des souris mâles ont été exposées à 0, 300 ou 600 mg Al/kg p.c./j sous forme de nitrate d'aluminium pendant 14 jours, on a observé une diminution de la coordination motrice à 600 mg Al/kg p.c./j (Colomina et coll., 1999).

Exposition chronique par voie orale

Plusieurs organisations internationales ont déjà établi des valeurs guides sur la santé en ce qui concerne l'aluminium dans la population générale exposée par les aliments, les produits disponibles aux consommateurs et l'environnement (JECFA, 2007, 2012; ATSDR, 2008; EFSA, 2008).

L'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) (2008) a évalué l'innocuité de l'aluminium dans l'alimentation. Pour établir ses valeurs guides, le groupe scientifique de l'EFSA a tenu compte du fait que l'aluminium pourrait causer une neurotoxicité (chez la souris et le rat), des effets sur le système reproducteur mâle (chez le chien), une embryotoxicité (chez la souris) et des effets sur le développement neurologique (chez la souris et le rat). Le groupe scientifique a donc fondé son évaluation sur les données probantes combinées de plusieurs études et a établi, pour les effets sur la neurotoxicité, la toxicité pour la reproduction, l'embryotoxicité et la toxicité pour le développement neurologique, les doses minimales entraînant un effet nocif observé (DMENO) de 52, 75, 100 et 50 mg Al/kg p.c./j, respectivement. De même, les valeurs les plus faibles pour les doses sans effet nocif observé (DSENO) ont été établies à 30, 27, 100 mg Al/kg p.c./j et entre 10 et 42 mg Al/kg p.c./j pour les effets sur la neurotoxicité, la toxicité pour la reproduction, l'embryotoxicité et la toxicité pour le développement neurologique, respectivement. Les études sélectionnées ont été réalisées avec du lactate d'aluminium, qui est une forme d'aluminium relativement soluble. S'appuyant sur ces données, l'EFSA (2008) a calculé la dose hebdomadaire tolérable (DHT) de 1 mg Al/kg p.c./sem. en utilisant une DSENO et une DMENO de 10 et 50 mg Al/kg p.c./j, respectivement, d'après la toxicité pour le développement neurologique chez la souris et le rat. Pour obtenir une DHT de 1,2 mg Al/kg p.c./sem. À l'aide de la DMENO de 50 mg Al/kg p.c./j, le groupe de scientifiques a appliqué un facteur d'incertitude (FI) de 300 pour tenir compte de la variation interspécifique ($\times 10$), de la

variation intraspécifique ($\times 10$) et de l'extrapolation d'une DMENO à une DSENO ($\times 3$). Pour obtenir une DHT de 0,7 mg/kg p.c./sem. en utilisant la DSENO (10 mg Al/kg p.c./j), un FI de 100 a été appliqué afin de tenir compte de la variation interspécifique ($\times 10$) et de la variation intraspécifique ($\times 10$). L'EFSA (2008) a utilisé la moyenne des valeurs de la DHT d'après la DSENO et la DMENO pour obtenir sa DHT finale de 1 mg Al/kg p.c./sem. L'EFSA a établi une DHT plutôt qu'une dose journalière tolérable (DJT) en raison de la nature cumulative de l'aluminium dans l'organisme après une exposition par le régime alimentaire.

L'ATSDR (2008) a choisi une DMENO de 100 mg Al/kg p.c./j en se basant sur des effets neurologiques, une diminution significative de la force de préhension des membres antérieurs et postérieurs, et une diminution de la sensibilité thermique chez des souris exposées à 100 mg Al/kg/j sous forme de lactate d'aluminium dans leur alimentation pendant la gestation, la lactation et en période postnatale jusqu'à l'âge de 2 ans (Golub et coll., 2000). Un FI de 300 a été appliqué à la DMENO pour tenir compte de la variation interspécifique ($\times 10$), de la variation intraspécifique ($\times 10$) et de l'extrapolation d'une DMENO à une DSENO ($\times 3$). En outre, un facteur modificateur de 0,3 a été appliqué pour tenir compte de la plus grande biodisponibilité du lactate d'aluminium par rapport à d'autres composés d'aluminium auxquels la population générale pourrait être davantage exposée. Le niveau de risque minimal (NRM), basé sur les effets neurologiques et déterminé par l'ATSDR, était de 1 mg Al/kg p.c./j.

En 2010, Santé Canada et Environnement Canada ont publié une évaluation dans le cadre de la LSIP2 concernant trois composés d'aluminium (le chlorure d'aluminium, le nitrate d'aluminium et le sulfate d'aluminium) (EC, SC, 2010). Tout comme l'étude de l'EFSA (2008), cette évaluation a tenu compte du fait qu'il n'existe pas d'étude unique fournissant une base adéquate pour caractériser la relation dose-réponse de l'aluminium. Par conséquent, le rapport de la LSIP a pris une DMENO composite de 50 mg/kg p.c./j comme point de départ (PDD) critique (EC, SC, 2010). Comparée à des doses plus faibles, cette dose a produit des effets neurologiques, neurodéveloppementaux et sur la reproduction chez les animaux de laboratoire (principalement des rats et des souris) de manière plus constante et dans un large éventail de conditions expérimentales (EC, SC, 2010). Dans ces études, les animaux ont été exposés à diverses formes d'aluminium, dont le chlorure d'aluminium, le citrate d'aluminium, le lactate d'aluminium, l'hydroxyde d'aluminium et le nitrate d'aluminium (EC, SC, 2010).

Le Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires (JECFA) a réévalué en 2012 sa valeur guide pour les effets de l'aluminium d'additifs alimentaires sur la santé, et l'a établie à 1 mg Al/kg p.c. Le PDD critique pour le calcul de la dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHTP) a été établi à partir de l'étude de neurotoxicité chronique et pour le développement de Poirier et coll. (2011). Il s'agissait d'une étude randomisée en double aveugle, avec excipient contrôlé, menée conformément aux bonnes pratiques de laboratoire (BPL) et à l'essai n° 426 des lignes directrices de l'OCDE. Dans cette étude, du citrate d'aluminium, qui est le composé d'aluminium le plus soluble et le plus biodisponible pouvant traverser la barrière hémato-encéphalique, a été administré à des rats mâles et femelles pendant la gestation (*in utero*) et l'allaitement, jusqu'à l'âge d'un an, dans l'eau potable à raison de 0, 30, 100 ou 300 mg Al/kg p.c./j. En outre, les animaux ont été exposés à une faible quantité d'aluminium provenant de l'alimentation, car celle-ci contenait environ 10 µg/g d'aluminium. Cependant, l'exposition par le régime alimentaire n'a pas été ajoutée à la dose administrée, car l'exposition par le régime alimentaire était minime par rapport à la dose d'aluminium utilisée. Au cours de l'expérience, les paramètres évalués chez les mères comprenaient des contrôles quotidiens de la morbidité et de la mortalité, des examens par la batterie d'observations fonctionnelles (BOF) aux jours 7 et 13 de la gestation, un examen clinique de la mise bas et des examens par la BOF aux jours

postnataux (JPN) 3 et 10. Les paramètres évalués chez les petits femelles et mâles étaient les suivants : effets comportementaux (activité motrice [JPN 15 ou 16, 17, 21, 62, 117 et 363]), labyrinthe en T (JPN 22), sursaut auditif, BOF, test de force de préhension, labyrinthe de Morris (JPN 59, 61, 63 et 64; JPN 114, 116, 118 et 119; et JPN 357, 359, 361 et 362), poids du cerveau, chimie clinique, hématologie, concentrations d'aluminium dans les tissus et le sang, neuropathologie. Les examens par la BOF ont été effectués aux JPN 5, 11, 22, 36, 45, 56, puis toutes les deux semaines jusqu'à la semaine du JPN 350.

L'effet le plus important lié au traitement observé chez les petits, dans Poirier et coll. (2011), était une pathologie rénale, principalement chez les petits mâles. En outre, on a constaté une augmentation dépendante de la dose pour ce qui est des déficits des fonctions neuromusculaires, mesurés par l'essai de la force de préhension des membres postérieurs et antérieurs et l'écartement des pattes à la réception au sol. L'exposition à l'aluminium pendant la gestation et/ou l'allaitement a régulièrement entraîné une diminution de la force de préhension des membres antérieurs et/ou postérieurs et une augmentation de l'écartement des pattes à la réception au sol chez les petits. Ces facteurs ont donc été considérés comme les paramètres dénotant la plus grande sensibilité à la neurotoxicité causée par l'aluminium (ATSDR, 2008).

Poirier et coll. (2011) ont signalé des déficits de la force de préhension des membres antérieurs et postérieurs, de l'écartement des pattes et des effets sur les reins chez les animaux exposés à 100 mg/kg p.c./j. Ainsi, la dose de 100 mg Al/kg p.c./j a été considérée comme une DMENO, et celle de 30 mg Al/kg p.c./j comme une DSENO. D'après cette DSENO et en appliquant un facteur de sécurité de 100 pour tenir compte des variations interspécifique ($\times 10$) et intraspécifique ($\times 10$), le Comité a établi une DHTP de 2 mg Al/kg p.c. La DHTP précédente de 1 mg/kg p.c. a également été retirée (JECFA, 2007). La dose journalière associée à la valeur guide actuelle du JECFA est de 0,3 mg Al/kg p.c./j.

En 2021, Santé Canada a publié une recommandation sur la qualité de l'eau potable concernant l'aluminium. Pour calculer une concentration maximale acceptable (CMA) dans l'eau potable, Santé Canada (2021) a utilisé le même PDD qui a été sélectionné par le JECFA (2012) d'après les résultats de Poirier et coll. (2011) (DSENO = 30 mg Al/kg p.c./j). Un FI de 100 a été appliqué au PDD pour tenir compte des variations interspécifique ($\times 10$) et intraspécifique ($\times 10$). La CMA résultante pour la concentration d'aluminium total dans l'eau potable est de 2,9 mg/L.

L'agence fédérale allemande pour l'environnement (*Umweltbundesamt*) a établi des valeurs de référence provisoires concernant l'aluminium pour la population générale, à savoir < 15 µg/L dans l'urine, < 5 µg/L dans le sérum et environ 13 µg/L dans le plasma, afin d'assurer une protection contre les premiers signes de neurotoxicité causée par l'aluminium (Klotz et coll., 2017). Cependant, étant donné que ces valeurs ont été déterminées d'après l'exposition de fond à l'aluminium dans la population générale, ce calcul n'a pas pris en compte de valeur guide en fonction de la santé (Klotz et coll., 2017).

La valeur guide du JECFA de 0,3 mg Al/kg p.c./j, établie d'après l'étude de neurotoxicité chronique et de neurotoxicité pour le développement de Poirier et coll. (2011), est la valeur guide la plus appropriée pour la caractérisation des dangers de l'exposition générale à l'aluminium et a été sélectionnée pour le calcul de l'EB (section 8.1.4).

Toxicité pour la reproduction et le développement

Des études menées sur des animaux de laboratoire ont indiqué que l'exposition par voie orale à des substances contenant de l'aluminium peut entraîner une toxicité pour la reproduction chez les animaux mâles (commission MAK, 2014; Santé Canada, 2021a). Chez des rats mâles exposés à 75 mg Al/kg p.c./j sous forme d' $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ dans l'eau potable pendant 12 semaines, on a observé une diminution de la prise de poids corporel, du poids absolu et relatif des testicules, du poids absolu des vésicules séminales, ainsi que des changements dans le comportement sexuel et l'agressivité. Les changements dans le comportement sexuel, l'agressivité et la réduction du poids des organes reproducteurs ont été attribués au retard simultané de la prise de poids corporel (commission MAK, 2014). Il n'y a pas eu d'effets sur la fertilité (Bataineh et coll., 1998, cité dans commission MAK, 2014). Dans d'autres études, on a observé des effets sur la reproduction chez les mâles et les femelles à des doses plus faibles. Cependant, ces études n'ont pas été jugées suffisamment robustes pour déterminer des PDD critiques. La plupart des études sur le développement, y compris celle de Poirier et coll. (2011) qui est l'étude critique pour ce qui est de la toxicité chronique, étaient axées sur les effets neurodéveloppementaux induits par l'aluminium et, par conséquent, les autres effets sur le développement, notamment les malformations, n'ont pas bien été rapportés. Selon une étude récente, l'exposition *in utero* et postnatale à l'aluminium (sous forme de sulfate d'aluminium) peut entraîner des troubles hématologiques et immunologiques chez la progéniture femelle des rats. Toutefois, l'étude n'a pas évalué les effets immunologiques chez la progéniture mâle ni l'histopathologie des organes lymphatiques primaires et secondaires, dont le thymus et la rate (Omran, 2019). Des détails supplémentaires sur les études de toxicité pour la reproduction et le développement sont disponibles dans les évaluations de Santé Canada de 2010 et 2021 (EC, SC, 2010; Santé Canada, 2021a).

Génotoxicité

Les composés d'aluminium ne sont généralement pas considérés comme étant mutagènes, mais ils semblent agir comme des clastogènes, probablement par des mécanismes d'action indirects. Ce phénomène ne devrait pas concerner la population générale, étant donné qu'il ne se produit qu'à des niveaux d'exposition relativement élevés. On trouvera plus de détails sur la génotoxicité dans ATSDR (2008), EFSA (2008), commission MAK (2013) et Santé Canada (2021a).

Cancérogénicité

Il n'existe aucune preuve de la cancérogénicité de l'aluminium chez les animaux exposés par voie orale ou par inhalation (Santé Canada, 2021a). Il n'existe pas de classement de cancérogénicité attribuée uniquement aux composés d'aluminium (Krewski et coll., 2007). Pour de plus amples détails sur la cancérogénicité, veuillez consulter la section 8.1.3.

Données épidémiologiques

De nombreux chercheurs ont étudié le lien entre l'exposition à l'aluminium et l'apparition de la maladie d'Alzheimer chez les humains, ainsi que le lien entre l'exposition à l'aluminium et le cancer du sein.

Les données actuelles concernant le risque de maladie d'Alzheimer lié à une exposition élevée à l'aluminium sont contradictoires. Dans une méta-analyse, Wang et coll. (2016) ont trouvé un risque accru de maladie d'Alzheimer chez les personnes exposées de façon chronique à l'aluminium dans l'eau potable. En revanche, plusieurs études n'ont trouvé aucun lien entre une

exposition significativement élevée à l'aluminium en milieu professionnel et la maladie d'Alzheimer (Salib et Hillier, 1996; Virk et Eslick, 2015). Certaines études ont rapporté des concentrations élevées d'aluminium dans le cerveau de patients atteints de la maladie d'Alzheimer (Klotz et coll., 2017; Lukiw et coll., 2019). Cependant, il n'est pas clair si l'aluminium est la cause de ce changement ou si l'accumulation est due à la pathologie de la maladie d'Alzheimer (Bhattacharjee et coll., 2013; Klotz et coll., 2017). Walton et Wang (2009) ont noté que l'aluminium accumulé dans les tissus cérébraux peut augmenter les concentrations de protéine précurseur d'amyloïde (PPA) dans les neurones, ce qui entraîne la formation de plaques amyloïdes dans le cerveau. Même si la formation de plaques amyloïdes est observée chez les patients atteints de la maladie d'Alzheimer, les plaques amyloïdes sont généralement absentes du cerveau des rats et des souris (Walton et Wang, 2009). Dans l'ensemble, les données épidémiologiques ne fournissent que des indications incertaines d'un lien entre l'exposition à l'aluminium et la maladie d'Alzheimer (Klotz et coll., 2017, 2019). Bien que des examens récents et des évaluations internationales concluent régulièrement à l'insuffisance de preuves quant à un lien de causalité entre l'exposition à l'aluminium et la maladie d'Alzheimer, il existe également un consensus sur le fait que les hypothèses ne doivent pas être écartées (ATSDR, 2008; EFSA, 2008; EC, SC, 2010; JECFA, 2012; Willhite et coll., 2014).

Les substances à base de chlorhydrates d'aluminium, qui sont des principes actifs des antisudorifiques, ont été associées à un agent causal du cancer du sein (Darbre, 2005; Darbre et coll., 2013; Klotz et coll., 2017, 2019). Comme pour la maladie d'Alzheimer, les preuves épidémiologiques du cancer du sein causé par l'aluminium sont incohérentes. Une étude rétrospective a montré que la maladie était plus précoce chez les patientes atteintes d'un cancer du sein qui avaient utilisé des antisudorifiques ou des déodorants contenant de l'aluminium, accompagnés d'un rasage axillaire (McGrath, 2003). Darbre (2005) a montré que les formes d'aluminium présentes dans les produits antisudorifiques pouvaient interférer avec la fonction des récepteurs d'œstrogènes des cellules humaines du cancer du sein MCF7 à la fois en matière de liaison aux ligands et d'expression du gène rapporteur régulé par les œstrogènes.

Dans une série d'études, des concentrations élevées d'aluminium ont été observées dans les tissus du cancer du sein (Mannello et coll., 2011; Darbre et coll., 2013; Klotz et coll., 2017). Cependant, on ne sait pas si l'aluminium est le déclencheur des tumeurs du sein ou si l'aluminium s'accumule préférentiellement dans les tissus tumoraux, comme d'autres minéraux (Mannello et coll., 2011; Klotz et coll., 2017). Une étude cas-témoins basée sur la population n'a pas permis d'établir de lien entre l'utilisation d'antisudorifique ou de déodorant sur la peau rasée et le risque de cancer du sein chez les femmes âgées de 24 à 74 ans (Mirick et coll., 2002). Des résultats similaires ont été rapportés par Fakri et coll. (2006) concernant l'utilisation d'antisudorifique (mais non de déodorant) d'après une étude cas-témoins portant sur 54 femmes atteintes du cancer du sein. Une analyse systématique de la littérature publique n'a montré aucune augmentation du risque de cancer du sein associée à l'utilisation d'antisudorifique (Namer et coll., 2008). Dans une étude visant à comprendre le mécanisme de la toxicité de l'aluminium et ses conséquences sur le développement du cancer du sein lié au récepteur d'œstrogènes, Gorgogietas et coll. (2018) ont constaté que le pentahydroxychlorure de dialuminium causait une augmentation significative de la concentration des protéines réceptrices des œstrogènes, probablement à la suite d'une interférence avec l'expression du gène des récepteurs d'œstrogènes ou la stabilité de ce dernier. Cependant, les auteurs ont convenu que leurs résultats ne démontrent pas de manière concluante que l'aluminium cause le cancer du sein. Dans l'ensemble, le lien entre l'exposition à l'aluminium et le cancer du sein n'est pas régulièrement étayé par des données scientifiques probantes (Klotz et coll., 2017).

8.1.3 Effets sur la santé dus à l'exposition par inhalation

Une recherche dans la littérature sur les effets de l'exposition par inhalation sur la santé a été effectuée pour 22 des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium comme termes de recherche. Selon les données disponibles sur l'exposition, l'utilisation de ces 22 substances pourrait entraîner une exposition par inhalation dans la population générale. Les résultats de la recherche dans la littérature ont permis de déterminer que les études sur la toxicité par inhalation des substances du groupe des substances contenant de l'aluminium ont été réalisées principalement avec du pentahydroxychlorure de dialuminium, de l'oxyde d'aluminium ou de la poudre d'aluminium. Le pentahydroxychlorure de dialuminium est soluble, tandis que l'oxyde d'aluminium et la poudre d'aluminium sont non solubles. De plus, l'inhalation répétée de pentahydroxychlorure de dialuminium produit des effets sur les poumons des rongeurs, effets qui ne sont pas observés après l'inhalation de poudre d'aluminium ou d'oxyde d'aluminium. Par conséquent, on a choisi deux PDD pour la toxicité par inhalation à doses répétées : un PDD pour le chlorure d'aluminium basique et le pentahydroxychlorure de dialuminium, et un PDD pour les substances du groupe des substances contenant de l'aluminium.

Toxicité aiguë

L'étude de Thomson et coll. (1986) a été retenue comme étude critique pour l'exposition aiguë par inhalation de substances du groupe des substances contenant de l'aluminium. Dans cette étude, des rats mâles Fischer 344 (6/dose) ont été exposés à de la poudre d'aluminium (diamètre aérodynamique médian en masse [DAMM] de 1,58 µm) à 1, 10, 50, 100, 200 et 1 000 mg/m³ pendant 4 heures. Après 24 heures, 14 jours, 3 mois et 6 mois, les rats ont été évalués pour détecter des lésions pulmonaires aigües. Aucune modification de la fonction pulmonaire ni aucune réponse physiologique défavorable n'a été constatée. Cependant, on a observé des granulomes multifocaux dans les poumons et les ganglions lymphatiques hilaires à 200 et à 1 000 mg/m³. Ces anomalies pathologiques sont devenues manifestes 14 jours après l'exposition et étaient encore observées 3 et 6 mois après l'exposition. Par conséquent, la dose de 100 mg/m³ est considérée comme une CSENO pour l'exposition aiguë aux substances du groupe des substances contenant de l'aluminium d'après la présence de granulomes multifocaux dans les poumons. Dans son avis sur la sûreté de l'aluminium dans les produits cosmétiques, le Comité scientifique pour la sécurité des consommateurs (CSSC) a établi la CSENO à 1 000 mg/m³ à l'aide de la même étude (CSSC, 2019, 2020).

Toxicité à doses répétées

Des réactions pulmonaires mineures ont été observées dans des études d'inhalation dans lesquelles on avait exposé des animaux à de l'oxyde d'aluminium ou à de la poudre d'aluminium (Christie et coll., 1963; Gross et coll., 1973; Pigott et coll., 1981). Gross et coll. (1973) ont exposé des cobayes, des hamsters et des rats à la poudre d'aluminium ou à l'oxyde d'aluminium. Les animaux ont été exposés à de la poudre d'aluminium atomisée, pyrotechnique ou en paillettes à des concentrations de 15 ou de 30 mg/m³ pendant 6 mois (6 heures/j, 5 jours/sem.), ou de 50 ou 100 mg/m³ pendant 12 mois (6 heures/j, 5 jours/sem.). Comme poussière témoin non fibrogène, on a utilisé de la poudre d'oxyde d'aluminium auquel les animaux ont été exposés à 30 mg/m³ ou 75 mg/m³ pendant 12 mois (6 heures/j, 5 jours/sem.). On a constaté un nombre significatif de morts spontanées chez toutes les espèces après 12 mois d'exposition, tant dans le groupe traité que dans le groupe témoin. Cependant, aucune tendance n'a été observée concernant la mortalité et la dose inhalée d'aluminium ou de poudre

d'oxyde d'aluminium. Les auteurs ont attribué ces morts à un faible débit d'air et à la promiscuité dans les enceintes d'exposition. Les trois espèces d'animaux exposés à la poudre d'aluminium ont été atteintes d'une protéinose alvéolaire. La gravité et l'étendue de la protéinose alvéolaire n'étaient pas régulièrement ou clairement liées au type de poudre d'aluminium ou à la gravité de l'exposition à la poussière. Au fil des mois suivant l'exposition, la protéinose alvéolaire diminuait et la poudre d'aluminium était éliminée des poumons. Un an et demi après l'exposition, la présence de protéinose alvéolaire ou de poudre d'aluminium dans les voies respiratoires était inexistante ou faible chez la plupart des animaux. Les rats ont développé une inflammation granulomateuse en réponse à l'exposition à la poudre d'aluminium, entraînant de petites cicatrices de collagène dans les poumons (c'est-à-dire une pneumonie lipidique endogène). Cependant, les granulomes n'étaient pas associés à la poudre d'aluminium elle-même, mais étaient apparus en des zones exemptes de protéinose où des cristaux de cholestérol s'étaient formés. Les hamsters et les cobayes n'ont présenté aucune forme de fibrose. L'exposition à l'oxyde d'aluminium chez les sujets témoins n'a pas entraîné de protéinose alvéolaire ni de pneumonie lipidique endogène.

Dans une autre étude, on a exposé des rats et des hamsters à 100 mg/h de poudre McIntyre (80 % d'oxyde d'aluminium, 20 % d'aluminium) pendant 8 heures/j pendant 13 mois (Christie et coll., 1963). Les deux espèces ont présenté une hyperplasie et des zones focales de pneumonie lipidique dans les zones péribronchiques et sous-pleurales. Chez le rat, l'exposition a également entraîné des dépôts focaux de matière hyaline dans les parois alvéolaires. On n'a observé aucun signe de fibrose chez les deux espèces. Dans une étude de Pigott et coll. (1981), les chercheurs ont exposé des rats à 2,18 ou 2,45 mg/m³ de fibres d'oxyde d'aluminium pendant 86 semaines. Une nécrose focale et une régénération de l'épithélium olfactif ont été observées dans la cavité nasale après l'exposition. Comme cet effet n'a pas été observé dans d'autres études de toxicité par inhalation dans lesquelles on avait employé des poudres d'oxyde d'aluminium, on peut supposer qu'il était dû à la forme fibreuse. Aucune fibrose n'a été observée dans les poumons des rats traités.

L'aluminose est l'effet sur les voies respiratoires le plus fréquemment observé chez les travailleurs exposés à de très fortes concentrations de fines poussières d'aluminium (ATSDR 2008). L'aluminose se caractérise par une fibrose pulmonaire interstitielle diffuse, principalement dans les lobes supérieur et moyen du poumon droit. À un stade avancé, elle se caractérise par un emphysème bulleux sous-pleural, accompagnée d'un risque accru de pneumothorax spontané (ACGIH 2008; MAK, 2014; Sjögren et coll., 2015). Plusieurs études de cas ont fait état d'aluminose chez des travailleurs exposés à des poudres d'aluminium (Mitchell et coll., 1961; Edling, 1961; McLaughlin et coll., 1962; Swensson et coll., 1962). Dans une série d'études de cas, rapportées par Mitchell et coll. (1961), on a observé une fibrose pulmonaire chez 6 des 27 travailleurs examinés dans une usine de poudre pyrotechnique (environ 81,4 % d'aluminium, 17 % d'oxyde d'aluminium et d'hydroxyde d'aluminium, 0,5 % de stéarine, 0,5 % de silicium, 0,1 % de cuivre, de magnésium, de manganèse et de fer). La mortalité a touché deux de ces six travailleurs. Les ouvriers avaient été exposés à des concentrations allant de 19 à 114 mg/m³ de poussière d'aluminium inhalable, pendant environ 3,5 heures par jour. Dans le cadre de cette étude, on a mesuré la taille des particules et on a estimé que 70 % des particules d'aluminium avaient un diamètre de 5 µm ou moins. La fibrose pulmonaire a été identifiée sur des radiographies pulmonaires de tous les travailleurs et lors de l'autopsie des travailleurs décédés. Les travailleurs concernés ne portaient aucun équipement de protection individuelle (EPI) avant l'apparition d'une fibrose pulmonaire (Mitchell et coll., 1961).

Hunter et coll. (1944) ont mené une étude sur 92 personnes travaillant à la rectification d'hélices d'avion. Les travailleurs avaient été exposés à un mélange d'aluminium et de poudre d'oxyde d'aluminium à des concentrations comprises entre 3 et 100 mg/m³. La concentration d'aluminium et de poudre d'oxyde d'aluminium variait selon le travail effectué. La majeure partie des particules avaient un diamètre supérieur à 7 µm. Les plus fortes concentrations de particules inférieures à 7 µm (4,1 mg d'aluminium et d'oxyde d'aluminium/m³) ont été observées près de la polisseuse. Selon les photographies des travailleurs fournies dans l'étude, aucun d'entre eux ne portait un EPI. Les effets nocifs pour les poumons dus à l'inhalation de poussières d'aluminium ont été évalués d'après les dossiers médicaux et les radiographies pulmonaires. Les ouvriers de l'atelier d'usinage de cette même installation ont servi de sujets témoins au regard des dossiers médicaux. Toutefois, les sujets témoins avaient déclaré un plus grand nombre d'absences pour cause de maladie que les rectifieurs d'hélices. Les auteurs ont déterminé qu'il n'y avait pas d'effets pulmonaires dus à l'exposition à la poussière d'aluminium chez les rectifieurs d'hélices.

Les résultats de Hunter et coll. (1944) sont corroborés par une étude transversale plus récente (Musk et coll., 2000), qui n'a observé aucune donnée probante significative d'une diminution de la fonction pulmonaire chez les travailleurs d'une raffinerie d'alumine ($n = 2\,388$) exposés à des concentrations atteignant 2,18 mg/m³ (taille des particules non indiquée) de poussières d'alumine (dans les raffineries d'alumine, les travailleurs sont principalement exposés à la bauxite, aux poussières d'alumine et au brouillard de soude caustique). Pour évaluer la fonction pulmonaire, on a examiné le volume expiratoire forcé en 1 seconde, la capacité vitale forcée et les symptômes liés au travail (respiration sifflante, oppression thoracique, essoufflement et rhinite). Des ajustements ont été apportés pour tenir compte de l'âge, du tabagisme, de l'atopie et du groupe de traitement.

La poudre McIntyre (mélange d'aluminium et d'oxyde d'aluminium) était utilisée dans l'industrie minière canadienne dans les années 1930 pour le traitement préventif de la silicose. Il était recommandé aux mineurs d'inhaler un gramme de poudre McIntyre par 1 000 pi³ (35,6 mg/m³) pendant 10 minutes au début de leur quart de travail (Zarnke et coll., 2019). Peters et coll. (2013) ont déterminé qu'il n'y avait pas de différence significative dans la mortalité due à la silicose entre les travailleurs exposés à la poudre McIntyre et ceux qui n'y étaient pas exposés, ce qui semble indiquer que la poudre McIntyre n'a pas eu d'effets protecteurs contre la silicose.

L'aluminium est connu pour être neurotoxique par la voie d'exposition orale, comme il est décrit à la section traitant de l'évaluation des effets sur la santé par voie orale (section 8.1.2). Selon plusieurs évaluations internationales, la neurotoxicité est l'effet critique après une exposition par inhalation (US EPA, 2006; ACGIH, 2008; CSSC, 2019, 2020). Les études qui évaluent le lien entre l'exposition à l'aluminium par inhalation et la neurotoxicité se limitent aux populations professionnelles exposées (ouvriers des fonderies et des salles de cuves d'aluminium, soudeurs et mineurs). Les résultats de ces études sont incohérents et ne font état que d'effets neurologiques légers (Krewski et coll., 2007; ATSDR, 2008; EC, SC, 2010; conseil de santé des Pays-Bas, 2010; Ferguson et coll., 2018). En outre, la neurotoxicité causée par l'aluminium, qui est l'effet général d'une exposition élevée à l'aluminium, est traitée par l'approche basée sur la biosurveillance décrite à la section 8.1.2 de la présente évaluation.

D'après l'exposition de travailleurs à des poudres d'aluminium (Hunter et coll., 1944), on a sélectionné une CSENO de 4,1 mg de particules d'aluminium et d'oxyde d'aluminium/m³ fondée sur l'absence d'effets pulmonaires pour caractériser les risques d'exposition par inhalation aux substances du groupe des substances contenant de l'aluminium. Cette CSENO est étayée par

les résultats d'autres études en milieu professionnel (Mitchell et coll., 1961; Musk et coll., 2000) et les résultats d'études sur des animaux (Gross et coll., 1973; Pigott et coll., 1981). Aucun effet significatif sur les poumons n'a été observé chez les animaux à des concentrations atteignant 75 mg/m³ (Gross et coll., 1973). Une fibrose pulmonaire due à l'inhalation de substances contenant de l'aluminium a été observée chez des travailleurs exposés à des poudres d'aluminium à des concentrations aussi faibles que 19 mg/m³, mais cela n'a pas été observé dans les études avec les animaux. Cette incohérence pourrait être attribuable à l'exposition concomitante à d'autres substances dans un environnement industriel. Néanmoins, la constance de ce résultat dans les études sur l'exposition professionnelle corrobore l'hypothèse voulant que les poussières d'aluminium puissent provoquer une fibrose à des concentrations d'exposition élevées. Le PDD critique de 4,1 mg de particules d'aluminium et d'oxyde d'aluminium/m³ a été transformé en une concentration d'exposition continue après ajustement du nombre d'heures par jour (8/24) et du nombre de jours par semaine (5/7) pendant lesquels les travailleurs étaient exposés à l'aluminium inhalable. On a calculé la concentration continue de poudre d'aluminium dans l'air associée à l'absence d'effets nocifs observés, soit 0,98 mg de particules d'aluminium et d'oxyde d'aluminium/m³.

Le CIRC (1984, 2010) a conclu ce qui suit : « il existe des données probantes suffisantes chez les humains de la cancérogénicité de l'exposition professionnelle pendant la production d'aluminium » et « des données probantes suffisantes chez les animaux de laboratoire de la cancérogénicité des particules organiques polynucléaires en suspension dans l'air provenant des usines de production d'aluminium » (Groupe 1 – substances cancérogènes pour les humains). Le rapport n'indiquait pas que l'aluminium en lui-même est un agent cancérogène. Les résultats des études de l'exposition professionnelle à l'aluminium sont combinés aux résultats de l'exposition à d'autres substances cancérogènes (US EPA, 2006; Krewski et coll., 2007; ATSDR, 2008; Willhite et coll., 2014). Par conséquent, il n'existe pas de données probantes claires de l'apparition du cancer attribuable à l'inhalation de substances contenant de l'aluminium (US EPA, 2006; Krewski et coll., 2007; Willhite et coll., 2014).

Substances contenant des chlorhydrates d'aluminium : chlorure d'aluminium basique et pentahydroxychlorure de dialuminium

Steinhagen et Cavender (1978) ont exposé des rats et des cobayes (10/sexe/dose) à 0, 0,25, 2,5 ou 25 mg/m³ de pentahydroxychlorure de dialuminium hydraté (sous forme de poudre sèche) à raison de 6 heures/j, 5 jours/semaine pendant 6 mois. La gravité des lésions pathologiques observées dans les poumons présentait un lien avec la dose. À 0,25 mg/m³, les rats et les cobayes (3/10) ont connu une légère augmentation des macrophages alvéolaires dans les poumons par rapport au groupe témoin. À cette dose, un changement granulomateux dans les ganglions lymphatiques péribronchiques a été observé chez un rat. À partir de 2,5 mg/m³, on a observé une pneumonie granulomateuse multifocale chez tous les rats et cobayes. À 25 mg/m³, la réaction granulomateuse était plus intense et diffuse. Une diminution significative du poids corporel a été observée chez les rats, et une augmentation du poids des poumons et du rapport entre le poids des poumons et le poids corporel est apparue chez les deux espèces exposées à 25 mg/m³. Aux doses de 2,5 et 25 mg/m³, on a constaté la présence de lésions granulomateuses dans les lobes inférieurs des poumons et les ganglions lymphatiques péribronchiques chez les deux espèces (Steinhagen et Cavender, 1978). Le Conseil de santé des Pays-Bas (2010) a utilisé cette étude pour établir une limite d'exposition professionnelle recommandée basée sur la santé (HBROEL) pour le pentahydroxychlorure de dialuminium de 0,05 mg/m³ (poussière inhalable) comme moyenne pondérée sur 8 heures. En comparaison, l'EPA (2006) a établi une CSENO de 0,25 mg/m³ pour cette étude de

caractérisation des risques du pentahydroxychlorure de dialuminium et de ses complexes associés. Dans la présente évaluation, nous avons choisi une CSENO de 0,25 mg/m³ de pentahydroxychlorure de dialuminium pour la caractérisation des risques associés à l'exposition par inhalation au chlorure d'aluminium basique et au pentahydroxychlorure de dialuminium en fonction de l'apparition d'une pneumonie granulomateuse multifocale à la dose supérieure suivante. Le chlorure d'aluminium basique est considéré comme un complexe associé au pentahydroxychlorure de dialuminium (Santé Canada [modifié en 2022a]). Cette concentration a été transformée en une concentration d'exposition continue avec l'ajustement du nombre d'heures par jour (6/24) et du nombre de jours par semaine (5/7) pendant lesquels les animaux ont été exposés au pentahydroxychlorure de dialuminium. À la CSENO, la concentration continue résultante dans l'air a été calculée et elle vaut 0,045 mg/m³.

8.1.4 Calcul de l'équivalent de biosurveillance (EB)

L'équivalent de biosurveillance (EB) est défini comme étant la concentration d'une substance chimique dans un milieu biologique (par exemple, sang, urine ou autre) qui correspond à une valeur guide (par exemple, la dose de référence (RfD) ou la dose journalière admissible (DJA), obtenue au moyen de données pharmacocinétiques ou par une analyse de régression entre l'exposition et les concentrations dans le sang ou l'urine (Hays et coll., 2008, 2016). Étant donné qu'il n'existe pas de valeurs EB ou d'autres valeurs guides de biosurveillance humaine pour l'aluminium, un EB pour le sang total a été calculé pour les concentrations d'ingestion quotidiennes associées à la DHTP établie par le JECFA (2012).

Dans un premier temps, un modèle PBPK à trois compartiments a été élaboré pour prévoir la concentration à l'état d'équilibre dans le sang total après une exposition à l'aluminium par voie orale (Poddalgoda et coll., 2021). On a considéré qu'un modèle à trois compartiments offrait un degré de complexité suffisant pour caractériser la cinétique de l'aluminium dans l'organisme. Le modèle comprend : 1) le plasma/sang; 2) un compartiment tissulaire rapide pour représenter le foie, les reins, le cerveau, etc.; et 3) un compartiment tissulaire lent pour représenter les os. En plus de l'excrétion urinaire (représentée par les reins), une voie combinée d'excrétion fécale-cutanée a été incluse pour faciliter l'utilisation des données cinétiques disponibles (Priest et coll., 1995; Talbot et coll., 1995). Un schéma du modèle PBPK est présenté à la figure J-1 de l'annexe J.

Deux ensembles de données cinétiques ont été utilisés pour élaborer le modèle PBPK : un modèle basé sur une forme d'aluminium peu biodisponible (c'est-à-dire le chlorure d'aluminium) et un second basé sur une forme d'aluminium hautement biodisponible (c'est-à-dire le citrate d'aluminium). Steinhagen et coll. (2004) ont examiné les propriétés pharmacocinétiques du chlorure d'aluminium. Une dose unique par voie orale ou intraveineuse d'aluminium radiomarqué (²⁶Al) sous forme de chlorure d'aluminium a été administrée à six sujets volontaires en bonne santé. Les données cinétiques pour l'aluminium dans le sang et l'urine ont été obtenues pour une période atteignant 64 jours. La cinétique du citrate d'aluminium a été étudiée par Fifield (1977). Fifield (1977) a administré à un sujet volontaire en bonne santé une dose orale unique d'aluminium radiomarqué (²⁶Al) sous forme de citrate d'aluminium. Les données cinétiques ont été enregistrées pendant 24 jours. De plus, les données cinétiques de deux autres études avec sujets volontaires (Priest et coll., 1995; Talbot et coll., 1995), dans lesquelles les sujets volontaires avaient été exposés à du citrate d'aluminium par voie intraveineuse, ont également été utilisées pour formuler le modèle PBPK.

La modélisation cinétique a été réalisée à l'aide du tableur Microsoft Excel (version 16.9). Pour ajuster les données à ce modèle, on a présumé que les concentrations d'aluminium dans le sang total et le plasma étaient équivalentes, d'après les données cinétiques disponibles dans la littérature, qui indiquaient que la majeure partie de l'aluminium dans le sang est liée aux protéines plasmatiques (Fifield, 1997; Krewski et coll., 2007). Même si on a utilisé des données d'exposition obtenues par voie intraveineuse et voie orale pour élaborer le modèle, celui-ci a fourni une meilleure prévision des concentrations sanguines à la suite d'administration par voie orale de chlorure d'aluminium et de citrate d'aluminium. Les modèles ajustés pour les données sur l'administration orale et par voie intraveineuse du citrate d'aluminium sont présentés à la figure J-2 de l'annexe J. On a observé que la concentration sanguine d'aluminium à l'état d'équilibre après une dose orale de citrate d'aluminium était environ 4,5 fois supérieure à la concentration sanguine après une dose équivalente de chlorure d'aluminium (Poddalgoda et coll., 2021). Cette différence est probablement due à la solubilité et à la biodisponibilité relativement élevées du citrate d'aluminium par rapport au chlorure d'aluminium.

Le modèle PBPK ainsi élaboré a ensuite été utilisé pour calculer l'EB, qui est la concentration sanguine à l'état d'équilibre associée à l'ingestion quotidienne de 0,3 mg Al/kg p.c./j. Cette ingestion quotidienne a été calculée selon le PDD critique (soit une DSENO de 30 mg/kg p.c./j) et un facteur d'incertitude de 100, établi par le JECFA (2012) pour le calcul de sa valeur DHTP. La valeur EB a été calculée à l'aide de données cinétiques obtenues avec le citrate d'aluminium, car le PDD utilisé par le JECFA (2012) provenait d'une étude de toxicité chronique chez des animaux, à qui on avait administré du citrate d'aluminium comme substance à l'essai (Poirier et coll., 2011; voir la section 8.1.2 pour plus de détails).

D'après le modèle PBPK actuel, la valeur EB pour le sang total est de 16 µg/L (Poddalgoda et coll., 2021). Bien que la valeur de l'EB ait été élaborée avec des données obtenues pour la voie orale, on s'attend à ce que cette valeur assure une protection contre l'exposition générale par voie cutanée, pour laquelle la bioaccessibilité est nettement inférieure. La valeur EB dérivée n'est pas jugée appropriée pour interpréter les effets au point d'entrée dans les poumons dus à l'exposition à l'aluminium par inhalation, car le PDD critique pour le calcul de l'EB est associé à des effets généraux. Une valeur EB pour la voie urinaire (123 µg/L, µg/g de créatinine) a également été calculée pour l'ingestion quotidienne associée à la DHTP du JECFA, selon l'approche du bilan massique (Poddalgoda et coll., 2021).

8.2 Évaluation des effets de l'exposition sur la santé

La population canadienne peut être exposée aux substances du groupe des substances contenant de l'aluminium, car ces dernières contribuent aux concentrations d'aluminium total dans les aliments, les milieux environnementaux (sol, eau potable, poussière domestique et air) et les produits disponibles aux consommateurs. L'aluminium total a été mesuré dans ces milieux environnementaux (sol, eau potable, poussière domestique et air), les aliments et le sang total. Ces données fournissent des concentrations d'aluminium total dans ces milieux, mais pas les concentrations propres aux différentes substances. Dans la présente évaluation, les données sur l'aluminium total sont utilisées comme substitut des données d'exposition propres aux substances pour évaluer l'exposition générale. Les données sur l'aluminium total sont considérées comme un substitut acceptable des données propres aux substances répertoriées dans le registre du CAS, même si elles représentent une surprotection. Ces données propres aux substances répertoriées dans le registre du CAS sont utilisées pour évaluer l'exposition possible par inhalation de substances faisant partie du groupe des substances contenant de l'aluminium.

8.2.1 Milieux environnementaux, aliments et eau potable

L'aluminium total a été mesuré dans les aliments, les systèmes de distribution d'eau potable et l'eau du robinet, la poussière domestique, le sol et des échantillons d'air extérieur, intérieur et personnel (tableau G-2, annexe G).

La plupart des aliments, y compris les aliments d'origine végétale et animale, contiennent une certaine quantité d'aluminium provenant de sa présence naturelle et de la contamination environnementale d'origine anthropique (EC, SC, 2010). L'aluminium peut également être présent dans les aliments par les additifs alimentaires contenant de l'aluminium, de son utilisation possible comme composant d'additifs indirects employés dans les établissements de transformation des aliments, et comme composant dans la fabrication de matériaux d'emballage alimentaire (communication personnelle, courriel de la DA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 2 octobre 2018; sans référence). Les batteries de cuisine en aluminium peuvent causer le lessivage de l'aluminium vers les aliments pendant la préparation et on estime qu'elles ajoutent entre 10 % et 20 % de plus à l'ingestion quotidienne totale d'aluminium, bien que cette contribution varie selon plusieurs facteurs, notamment la qualité et l'état de la batterie de cuisine, le type d'aliments qui y sont cuits et le temps de cuisson (Santé Canada [modifié en 2015]). L'exposition à l'aluminium par les batteries de cuisine en aluminium devrait être englobée dans les données de biosurveillance disponibles à l'échelle de la population, et par conséquent, l'exposition quantitative n'a pas été estimée pour cette voie d'entrée dans les aliments.

L'exposition à l'aluminium par le régime alimentaire a été estimée d'après les résultats obtenus avec plus de 18 500 échantillons d'aliments (viandes, fruits de mer, produits laitiers, produits céréaliers, fruits et légumes, œufs, aliments transformés, confiserie, noix, boissons et préparations pour nourrissons) analysés dans le cadre de l'étude sur l'alimentation totale (EAT) (données de 2008-2010) et par l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA) (données de 2007-2013) (communication personnelle, courriel de la DA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 26 mars 2020; sans référence). Les données sur la consommation alimentaire tirées du cycle 2.2 de l'Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes (ESCC) (Statistique Canada, 2004) ont été utilisées pour estimer l'exposition habituelle par le régime alimentaire, calculée selon une approche probabiliste (c'est-à-dire pour tenir compte de la moyenne à long terme de l'ingestion quotidienne). L'exposition moyenne variait de 0,025 mg/kg p.c./j chez les hommes de 51 à 70 ans à 0,089 mg/kg p.c./j chez les enfants de 1 à 3 ans (pour les deux sexes combinés) (tableau G-3, annexe G). Les aliments à base de céréales sont les principaux responsables de l'exposition à l'aluminium par le régime alimentaire chez les Canadiens de 1 an ou plus. En particulier, les produits de boulangerie tels que les crêpes, les muffins, les gâteaux et les gaufres, auxquels des additifs alimentaires contenant de l'aluminium peuvent être ajoutés directement ou dans lesquels ces additifs peuvent être un composant de la poudre à pâte utilisée comme ingrédient dans ces aliments (à des concentrations conformes aux bonnes pratiques de fabrication [BPF]), contribuent le plus de façon notable à l'exposition à l'aluminium par le régime alimentaire (communication personnelle, courriels de la DA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, novembre 2019; sans référence).

La présence d'aluminium a été signalée dans le lait humain des mères canadiennes, constituant ainsi une source d'exposition pour les nourrissons allaités (EC, SC, 2010). La concentration moyenne pondérée d'aluminium dans le lait maternel rapportée dans deux études réalisées sur des femmes canadiennes était d'environ 0,1133 mg/L (0,11 mg/kg, ajustée en supposant que la masse volumique du lait maternel est de 1,030 g/mL) (EC, SC, 2010; US EPA, 2011). Plus

récemment, de 2008 à 2011, l'aluminium a été mesuré dans le lait humain recueilli auprès de femmes canadiennes entre 2 et 10 semaines après l'accouchement dans le cadre du projet Plateforme de recherche de l'étude mère-enfant sur les composés chimiques de l'environnement (MIREC) (communication personnelle, courriel de la DA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 26 mars 2020; sans référence). L'aluminium a été détecté à de faibles concentrations dans environ 21 % des 847 échantillons analysés (limite de détection [LD] = 12 ng/mL). En donnant de manière prudente aux valeurs inférieures à la limite de détection la valeur de cette dernière, on obtient une concentration moyenne d'aluminium de 0,015 1 mg/L (communication personnelle, courriel de la DA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 26 mars 2020; sans référence). En utilisant la consommation médiane (127,95 g/kg p.c./j) de lait humain rapportée dans Arcus-Arth et coll. (2005) pour les nourrissons de 0 à 6 mois nourris exclusivement au lait maternel, l'exposition moyenne à l'aluminium provenant du lait maternel a été estimée à 0,001 9 mg/kg p.c./j. On a supposé que les nourrissons de moins de 6 mois nourris au lait maternel ne consomment que du lait maternel. Par conséquent, l'ingestion d'aluminium provenant du lait maternel est leur seule source d'exposition par le régime alimentaire. L'ingestion quotidienne d'aluminium par le lait maternel chez les enfants de plus de 6 mois n'a pas été quantifiée, mais elle devrait être inférieure à l'ingestion d'aluminium des enfants nourris au lait maternisé ou des enfants du même âge consommant des aliments solides (tableau G-3, annexe G), étant donné que le lait maternisé contient généralement des concentrations d'aluminium plus élevées que le lait maternel (EC, SC, 2010).

Les préparations pour nourrissons à base de lait et de soja, selon les données de l'ACIA, sont incluses dans les estimations de l'exposition totale à l'aluminium par le régime alimentaire (tableau G-3, annexe G). Les concentrations moyennes d'aluminium calculées à partir d'échantillons de préparations pour nourrissons, qui sont visées par l'EAT de 2016, 2017 et 2018, sont de 94 ng/g et de 442 ng/g dans les préparations pour nourrissons à base de lait et de soja, respectivement (communication personnelle, courriel de la DA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 26 mars 2020; sans référence). L'ingestion moyenne estimative d'aluminium par le régime alimentaire chez les nourrissons de moins de 1 an nourris au lait maternisé est de 0,086 mg/kg p.c./j (tableau G-3, annexe G).

L'aluminium est présent dans l'eau potable. Il y est présent à l'état naturel ou il y a été ajouté pendant le traitement de l'eau, et on a rapporté que la lixiviation depuis les tuyaux ou le revêtement intérieur l'entraînait dans l'eau potable (Santé Canada, 2021a). Santé Canada a récemment publié une CMA de 2,9 mg/L (2 900 µg/L) et une valeur opérationnelle recommandée (VOR) de 0,100 mg/L (100 µg/L) pour l'aluminium dans l'eau potable (Santé Canada, 2021a). Les données sur la surveillance de l'eau provenant des provinces et des territoires, présentées dans le document technique de la Recommandation pour l'eau potable, indiquaient que les concentrations d'aluminium étaient généralement faibles dans l'eau brute, traitée et distribuée, mais que les concentrations moyennes et au 90^e centile pour l'aluminium total dans certaines eaux de surface municipales (traitées et/ou distribuées) dépassaient la VOR (Santé Canada, 2021a). La concentration moyenne globale d'aluminium de 0,120 mg/L, mesurée dans les eaux de surface municipales traitées, était inférieure à la CMA, mais dépassait la VOR (Santé Canada, 2021a). Les concentrations moyennes d'aluminium dans les trois types d'eaux municipales (eaux souterraines traitées, eaux souterraines distribuées, eaux de surface distribuées) et les eaux non municipales étaient plus faibles (tableau G-2, annexe G). De plus, les concentrations maximales de certains approvisionnements en eau non municipaux et de certains approvisionnements municipaux en eau de surface dépassaient la CMA (Santé Canada, 2021a). La concentration d'aluminium dans l'eau potable est très variable

selon le type de source d'eau, l'emplacement géographique et les procédés de traitement. La concentration moyenne d'aluminium dans l'eau de surface distribuée (0,111 mg/L) a été utilisée pour estimer l'ingestion d'aluminium provenant de l'eau potable pour la population générale, car elle est représentative de l'exposition moyenne au Canada (tableau G-5, annexe G) (communication personnelle, courriels du Bureau de la qualité de l'eau et de l'air (BQEA), Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 4 mars 2020; sans référence; Santé Canada, 2021a).

Les concentrations d'aluminium dans l'air extérieur au Canada varient selon le lieu d'échantillonnage. Les concentrations d'aluminium dans quelque 10 000 échantillons de particules d'un diamètre aérodynamique de 10 µm ou moins (PM_{10}), mesurées dans les provinces et territoires du Canada, étaient comprises entre une concentration inférieure à la limite de détection de l'étude, et 24,94 µg/m³, la moyenne étant estimée à 0,17 µg/m³ (EC, SC, 2010). De même, les concentrations d'aluminium dans quelque 20 000 échantillons de particules d'un diamètre aérodynamique de 2,5 µm ou moins ($PM_{2,5}$), mesurées dans les provinces et territoires du Canada, étaient comprises entre une concentration inférieure à la limite de détection de l'étude et 9,24 µg/m³, la moyenne étant estimée à 0,069 µg/m³ (EC, SC, 2010). Diverses études sur la qualité de l'air extérieur au Canada menées par Santé Canada entre 2009 et 2013 ont fait état d'une concentration médiane d'aluminium sous forme de PM_{10} de 0,0714 µg/m³ et de concentrations médianes d'aluminium sous forme de $PM_{2,5}$ comprises entre 0,0022 µg/m³ et 0,0788 µg/m³ (communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence). La concentration médiane d'aluminium dans l'air extérieur mesurée à Windsor, en Ontario, était de 0,0587 µg/m³ dans la fraction $PM_{2,5}$ et de 0,152 µg/m³ dans la fraction $PM_{10-2,5}$ (Rasmussen et coll., 2018). La concentration moyenne d'aluminium dans les échantillons de $PM_{2,5}$ d'air extérieur mesurée dans les provinces et les territoires (0,069 µg/m³) a été utilisée pour estimer l'exposition de la population générale (annexe G, tableau G-5), ainsi que la concentration quotidienne moyenne dans l'air (tableau 8-1).

La production primaire d'aluminium est une industrie importante au Canada. En 2016, on comptait au Canada 1 installation qui produisait de l'alumine métallurgique et non métallurgique, et 10 fonderies d'aluminium primaire (RNCan, 2016). Il s'agit de 10 installations situées au Québec, la majorité se trouvant dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean, et de 1 installation à Kitimat, en Colombie-Britannique (RNCan 2016; INRP [modifié en 2019], [modifié en 2022]). Selon les données de surveillance de la qualité de l'air obtenues par les stations du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) situées à proximité (dans un rayon de 25 km) des sources ponctuelles de production d'aluminium identifiées par l'INRP (INRP [modifié en 2022]), données recueillies entre 2010 et 2017, la concentration moyenne quotidienne de la fraction $PM_{2,5}$ totale dans l'air atteignait 105 µg/m³ au Québec, avec une moyenne de 6,95 µg/m³, et une concentration atteignant 47 µg/m³ en Colombie-Britannique, avec une moyenne de 4,13 µg/m³ (RNSPA [modifié en 2022]). Compte tenu de la fraction massique d'aluminium dans les $PM_{2,5}$ totales de 4,05 % indiquée dans une étude menée à proximité d'une aluminerie à Alma, au Québec (Boullemand, 2011), la concentration moyenne d'aluminium dans les $PM_{2,5}$ dans l'air a été estimée à 0,28 µg Al/m³ près des sources ponctuelles au Québec et à 0,17 µg Al/m³ près de la source ponctuelle en Colombie-Britannique (Boullemand, 2011; RNSPA [modifié en 2022]). Au Canada, la concentration d'aluminium dans l'air des zones proches des sources ponctuelles, comme les alumineries, peut être élevée par rapport à la moyenne nationale. Afin de réduire les émissions atmosphériques, une entente de performance environnementale pour l'établissement d'exigences de base en matière d'émissions industrielles dans le secteur de l'aluminium et de l'alumine a été mise en place en novembre 2017 (ECCC [modifié en 2018]). Depuis la publication du Code de pratiques pour

réduire les émissions de particules fines ($PM_{2,5}$) par le secteur de l'aluminium en 2016 et de l'entente de performance environnementale conclue en 2017, les émissions de $PM_{2,5}$ à proximité des sources ponctuelles dans l'industrie de l'aluminium ont diminué (ECCC, 2016; ECCC [modifié en 2018]; INRP [modifié en 2022]). L'aluminium a été mesuré dans l'air dans le cadre d'études et d'initiatives de surveillance dans les zones industrielles situées à proximité de sources ponctuelles potentielles de rejets, notamment les ports, les exploitations de gaz de schiste, les aciéries et les sables bitumineux (WBEA, 2019, 2020; communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence). La concentration médiane d'aluminium dans l'air extérieur prélevé à proximité des sources ponctuelles de rejets se situait entre 0,009 1 et 0,133 7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Comme les ports, les exploitations de gaz de schiste, les aciéries et les sables bitumineux ne sont pas considérés comme des industries émettant la plus grande quantité d'aluminium au Canada, on a utilisé la concentration dans l'air, estimée à partir de données d'études sur les particules à proximité d'une aluminerie et de données de surveillance de la qualité de l'air recueillies par les stations du RNSPA, pour caractériser l'exposition des personnes vivant à proximité d'une source ponctuelle de rejet (tableau 8-1).

L'aluminium a été mesuré dans des études sur l'air intérieur, l'air personnel et la poussière domestique (EC, SC, 2010; Rasmussen et coll., 2018). Selon diverses études sur la qualité de l'air intérieur au Canada menées par Santé Canada entre 2009 et 2013, la concentration médiane d'aluminium était comprise entre 0,0122 et 0,0224 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la fraction $PM_{2,5}$ (communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence). De plus, des échantillons appariés d'air intérieur, extérieur et personnel ($PM_{2,5}$ et $PM_{10-2,5}$) ont été recueillis à Windsor, en Ontario, en 2005 et en 2006 (Rasmussen et coll., 2018). La concentration d'aluminium dans la fraction des particules grossières ($PM_{10-2,5}$) dépassait la concentration dans la fraction des particules fines ($PM_{2,5}$) dans les échantillons d'air intérieur, extérieur et personnel. La concentration médiane d'aluminium la plus élevée dans la fraction $PM_{10-2,5}$ a été mesurée dans les échantillons d'air personnel (173 ng/m^3), puis dans l'air extérieur et l'air intérieur (médianes de 152 ng/m^3 et de 102 ng/m^3 , respectivement). La concentration médiane maximale d'aluminium dans la fraction $PM_{2,5}$ a été mesurée dans les échantillons d'air extérieur (58,7 ng/m^3), puis de l'air intérieur et de l'air personnel (médianes de 23,7 ng/m^3 et de 19,0 ng/m^3 , respectivement). Des tendances similaires ont été observées pour la concentration d'aluminium au 95^e centile pour les fractions $PM_{10-2,5}$ et $PM_{2,5}$. Ces relations présentaient une variabilité saisonnière, ce qui indique que les minéraux naturels du sol ainsi que les apports anthropiques, tels que les produits de soins corporels, les peintures et les textiles, sont une source importante d'aluminium dans l'air intérieur (Rasmussen et coll., 2018). On a utilisé la concentration d'aluminium dans la fraction inhalable de l'air intérieur ($PM_{2,5}$) relevée dans l'étude réalisée dans des maisons de Windsor (23,7 ng/m^3) pour caractériser l'ingestion d'aluminium par l'air intérieur (tableau G-5, annexe G) et la concentration quotidienne moyenne dans l'air (tableau 8-1).

L'aluminium a également été mesuré dans des échantillons de $PM_{2,5}$ prélevés dans l'air des métros et des autobus de grandes villes canadiennes dans le cadre de l'étude de Santé Canada sur l'exposition aux produits chimiques par les transports urbains, menée à Montréal, Ottawa, Toronto et Vancouver (communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence). La concentration moyenne d'aluminium dans l'air des métros (0,249 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et des autobus (0,133 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) était plus élevée que la concentration moyenne d'aluminium dans l'air intérieur et extérieur, ce qui indique que les transports en commun peuvent être une source ponctuelle d'exposition à l'aluminium. La concentration d'aluminium dans les $PM_{2,5}$ de l'air intérieur et extérieur des véhicules privés a

également été mesurée dans le cadre de l'étude sur l'exposition aux produits chimiques par le transport urbain, les concentrations médianes se situant entre 0,0192 et 0,0778 µg/m³, et 0,0445 et 0,0574 µg/m³, respectivement (communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence). L'absorption quotidienne d'aluminium par l'air des transports en commun n'a pas été prise en compte dans les estimations de l'absorption quotidienne de cette évaluation, mais cet air a été considéré comme une source ponctuelle d'exposition par inhalation dans la caractérisation des risques (tableau 8-1).

Les concentrations d'aluminium dans le sol sont variables dans tout le Canada selon la géologie de l'endroit et les apports anthropiques. Les concentrations moyennes d'aluminium dans le sol variaient de 12 000 mg/kg en Nouvelle-Écosse à 87 633 mg/kg en Colombie-Britannique, avec une concentration moyenne d'aluminium total d'environ 41 000 mg/kg (EC, SC, 2010). Dans les zones situées à proximité de sources d'exposition ponctuelles, comme les raffineries et les fonderies d'aluminium, les concentrations dans le sol peuvent être élevées en raison des dépôts atmosphériques. La concentration moyenne d'aluminium de 41 000 mg/kg a été utilisée pour estimer l'absorption d'aluminium provenant du sol (annexe G, tableau G-5).

L'aluminium a également été mesuré dans la poussière domestique au Canada. La concentration médiane d'aluminium dans la poussière domestique mesurée dans des échantillons prélevés dans des maisons de Windsor était de 11 453 µg/g (Rasmussen et coll., 2018). On a constaté que cette valeur présentait une corrélation significative avec les concentrations d'aluminium dans les PM₁₀ mesurés dans les échantillons d'air intérieur et personnel. La concentration de 11 453 µg/g dans la poussière domestique a été utilisée pour estimer l'absorption d'aluminium provenant de la poussière (annexe G, tableau G-5).

Une étude menée dans le sud des monts Mackenzie, dans les Territoires du Nord-Ouest (T.N.-O.), visait à mesurer les concentrations d'éléments chez quatre espèces de grands mammifères. Les concentrations d'aluminium ont été mesurées dans la viande de muscles et d'organes de l'orignal, du caribou de montagne, du mouflon de Dall et de la chèvre de montagne (Larter et coll., 2016). Les concentrations moyennes d'aluminium variaient de 2,71 à 16,7 mg Al/kg dans la viande musculaire, la concentration la plus élevée ayant été observée chez le caribou de montagne. Dans les abats, les concentrations variaient de 0,14 mg Al/kg dans les reins d'orignal à 0,36 mg Al/kg dans les reins de caribou de montagne. Selon les résultats des questionnaires sur la fréquence de consommation d'aliments remis à des personnes de 6 à 79 ans, de neuf communautés des régions du Dehcho et du Sahtú des T.N.-O., les Autochtones de ces régions consomment ces aliments traditionnels (Ratelle et coll., 2020a). Les portions de viande musculaire d'animaux terrestres consommées étaient de 143 g, que les Autochtones mangeaient 5,2 fois par semaine. Les portions d'abats de gros gibier étaient en moyenne de 100 g et étaient consommées 8,4 fois par semaine. D'après les concentrations et les quantités consommées indiquées ci-dessus, l'absorption d'aluminium provenant de la viande d'animaux terrestres et d'abats de gros gibier variait de $2,46 \times 10^{-2}$ mg/kg p.c./j chez les adultes à $7,90 \times 10^{-2}$ mg/kg p.c./j chez les enfants de 4 à 8 ans (annexe G, tableau G-4). Les données canadiennes sur les concentrations d'aluminium dans les aliments traditionnels sont limitées. Les absorptions estimées, calculées d'après ces données, sont propres à la consommation d'animaux terrestres et d'abats par les communautés autochtones des régions du Dehcho et du Sahtú dans les T.N.-O.

De plus, l'aluminium a été mesuré dans les échantillons d'eau potable provenant de 1 516 ménages des communautés des Premières Nations partout au Canada, dans le cadre

de l'Étude sur l'alimentation, la nutrition et l'environnement chez les Premières Nations (EANEPM) (Chan et coll., 2019b). Les concentrations dans l'eau potable de 208 ménages répartis dans 23 communautés des Premières Nations dépassaient la VOR de 100 µg/L. Vingt échantillons d'eau prélevés au premier écoulement, tous recueillis dans une communauté du Bouclier boréal du Manitoba, variaient de 6 680 à 33 100 µg/L, dépassant la CMA de 2 900 µg/L (Chan et coll., 2019b; Schwartz et coll., 2021). Les concentrations élevées d'aluminium dans les échantillons d'eau prélevés dans cette communauté étaient dues à des problèmes à la station de traitement de l'eau (Schwartz et coll., 2021). Un nouvel échantillonnage effectué à cette installation deux mois plus tard a révélé que les concentrations d'aluminium pour cette communauté étaient acceptables.

On s'attend à ce que l'absorption quotidienne d'aluminium par les milieux environnementaux et les aliments traditionnels chez les membres des communautés autochtones soit très variable, en fonction de l'emplacement géographique, de la proximité des sources ponctuelles d'exposition, des méthodes de préparation des aliments, des habitudes de consommation alimentaire et des méthodes de traitement de l'eau. Il est important de souligner que certains auteurs d'études ayant travaillé dans ces communautés ont noté que « les avantages de la consommation d'aliments traditionnels l'emportent généralement sur les risques liés aux contaminants » (Ratelle et coll., 2019). Compte tenu des données très variables et des avantages possibles de la consommation d'aliments traditionnels, les données disponibles sont insuffisantes pour effectuer à l'heure actuelle une analyse complète des absorptions d'aluminium provenant des milieux environnementaux et des aliments traditionnels dans les communautés autochtones.

Les absorptions d'aluminium par les milieux environnementaux, les aliments et l'eau potable sont présentées dans le tableau G-5 de l'annexe G. Les données disponibles concernant la biodisponibilité ne montrent pas de différences significatives dans la biodisponibilité relative par voie orale par rapport à la consommation d'eau, d'aliments et de sol (EC, SC, 2010). La biodisponibilité par inhalation peut être plus élevée que la biodisponibilité par voie orale, mais cela n'aurait pas une grande influence sur la dose absorbée estimée en raison des faibles concentrations estimées d'aluminium dans l'air ambiant et intérieur. Pour ces raisons, les valeurs estimées de la biodisponibilité pour différents milieux et diverses voies d'exposition n'ont pas été intégrées dans les estimations de l'absorption d'aluminium par les milieux environnementaux, les aliments et l'eau potable (annexe G, tableau G-5). Les doses journalières estimatives attribuables à l'exposition aux milieux environnementaux, aux aliments et à l'eau potable dans la population générale étaient les plus élevées chez les nourrissons de 6 mois à 1 an, soit 0,16 mg/kg p.c./j. Malgré l'ensemble limité de données, on a constaté que chez certaines communautés autochtones, l'absorption d'aluminium par ingestion de certains aliments traditionnels était la plus élevée chez les enfants de 4 à 8 ans, soit 0,0790 mg/kg p.c./j. Ces estimations de l'exposition ont été utilisées ultérieurement pour la caractérisation des risques. Les concentrations moyennes quotidiennes dans l'air ambiant, ainsi que dans l'air, ayant une influence comme source ponctuelle et comme moyen de transport, présentées dans le tableau 8-1, ont été utilisées par la suite pour la caractérisation des risques afin d'évaluer le potentiel de causer des effets au point d'entrée dus à l'exposition par inhalation.

Tableau 8-1. Résumé des concentrations d'aluminium dans l'air

Scénario d'exposition	Concentrations quotidiennes d'Al dans l'air (mg/m ³)
Concentration moyenne quotidienne dans l'air ambiant au Canada (PM _{2,5}) ^a	3,0 × 10 ⁻⁵

Concentrations moyennes quotidiennes dans l'air ambiant avec influence d'une source ponctuelle : fonderie d'aluminium au Québec ($PM_{2,5}$) ^b	$2,8 \times 10^{-4}$
Concentration moyenne quotidienne dans l'air avec influence d'un moyen de transport en commun ($PM_{2,5}$) ^c	$7,8 \times 10^{-5}$

Abréviations : Al = aluminium; $PM_{2,5}$ = particule d'un diamètre aérodynamique de 2,5 µm ou moins.

^a Concentration quotidienne dans l'air, estimée à l'aide de la médiane des $PM_{2,5}$ dans des échantillons d'air extérieur sur 24 heures, soit 0,069 µg/m³ (n ≥ 10 000) (EC, SC, 2010), et de la médiane des $PM_{2,5}$ dans des échantillons d'air intérieur sur 24 h, soit de 0,0237 µg/m³ (n = 121) mesurée à Windsor, en Ontario (Rasmussen, 2018). On suppose que les Canadiens passent 3 heures à l'extérieur et 21 heures à l'intérieur chaque jour (Santé Canada, 1998). Concentration quotidienne dans l'air = (concentration d'Al dans l'air extérieur × [3 heures/24 heures]) + (concentration d'Al dans l'air intérieur × [21 heures/24 heures]).

^b Concentration quotidienne dans l'air, influence d'une source ponctuelle estimée à l'aide d'une concentration dans l'air ambiant (0,28 µg Al/m³, concentration moyenne maximale) d'après les données du RNSPA de 2010 à 2017 (RNSPA [modifié en 2022]), compte tenu de la fraction massique des particules d'aluminium à proximité d'une fonderie d'aluminium primaire (Boulleman, 2011). En l'absence de données sur la concentration d'aluminium dans l'air intérieur à proximité d'une source ponctuelle de rejet, la concentration d'aluminium dans l'air est présumée être constante sur une période de 24 heures chaque jour.

^c Concentration quotidienne dans l'air, influence du transport en commun estimée d'après la valeur médiane des $PM_{2,5}$ dans des échantillons d'air personnel sur 24 heures, soit 0,249 µg/m³, dans le métro (communication personnelle, courriel du BQEÀ, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence), et la concentration moyenne des $PM_{2,5}$ dans l'air extérieur sur 24 heures, soit 0,069 µg/m³ (n ≥ 10 000) (EC, SC, 2010). La plus grande concentration médiane d'aluminium dans les $PM_{2,5}$ rapportée dans les ensembles de données sur le transport urbain pour Ottawa, Toronto, Montréal et Vancouver a été jugée représentative de la concentration médiane d'aluminium dans l'air, à titre d'hypothèse prudente. Pour ce qui est du temps non passé dans les transports en commun, on a utilisé la concentration d'aluminium dans l'air extérieur comme hypothèse prudente, car elle est plus élevée que la concentration d'aluminium dans l'air intérieur. On suppose également que les personnes passent 70 minutes dans les transports en commun par jour (van Ryswyk et coll., 2017). Concentration quotidienne dans l'air, influence du transport en commun = (concentration d'Al dans l'air personnel, métro × [70 min/1 440 minutes]) + (concentration d'Al dans l'air extérieur × [1 370 minutes/1 440 minutes]).

8.2.2 Produits disponibles aux consommateurs

Certaines substances du groupe des substances contenant de l'aluminium ont des utilisations très répandues dans l'industrie et le commerce, ainsi que sous forme de produits disponibles aux consommateurs, ce qui contribue à l'exposition quotidienne. Comme il est indiqué à la section sur les sources et les utilisations (section 4.3), les substances du groupe des substances contenant de l'aluminium sont présentes dans un vaste éventail de produits disponibles aux consommateurs. L'exposition par les produits disponibles aux consommateurs est prise en compte dans les données de biosurveillance lorsque l'utilisation des produits peut contribuer aux concentrations générales d'aluminium. Par conséquent, l'exposition générale potentielle due à leur utilisation n'a pas été quantifiée (section 8.2.3). L'estimation de l'exposition par inhalation a été calculée pour les produits disponibles aux consommateurs, étant donné que des effets pulmonaires par inhalation ont été observés dans l'ensemble de données sur les effets sur la santé (section 8.1.3).

Exposition par inhalation due aux produits disponibles aux consommateurs

Au Canada, certaines substances du groupe des substances contenant de l'aluminium ont été trouvées dans divers aérosols, pulvérisateurs à gâchette et produits en poudre libre dont l'utilisation peut entraîner une exposition par inhalation. Ces produits comprennent les produits de soins corporels (c'est-à-dire les cosmétiques, les produits de santé naturels et les médicaments en vente libre), les peintures et les revêtements, les produits de bricolage (par exemple, les colles, les coulis de carreaux) et les produits de nettoyage (Household Products Database, 1993- ; Environnement Canada, 2013; ECCC, 2017; BDPSNH [modifié en 2022]; BDPP [modifié en 2022]; communication personnelle, courriels de la DSPCPD, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, entre le 25 juin 2018 et le 5 novembre 2019; sans référence; communication personnelle, courriels de la DPSNSO et de la DPT, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, entre le 11 juin 2018 et le 31 octobre 2019; sans référence). L'utilisation pour le

soudage dans les travaux de bricolage peut provoquer une exposition à l'aluminium, en raison des vapeurs de soudage qui peuvent comprendre jusqu'à 40 % d'aluminium (Sjögren et coll., 1996; US EPA, 2006). L'exposition de la population générale aux fumées dégagées par les activités de soudage à domicile devrait être limitée. Des scénarios d'exposition sentinelle (scénarios associés à l'exposition la plus élevée) ont été établis afin d'estimer l'exposition des consommateurs qui utilisent des produits contenant de l'aluminium et pour lesquels on s'attend à une exposition par inhalation.

Les concentrations dans l'air dues à l'utilisation de produits de soins corporels en aérosol et en pulvérisateur ont été modélisées à l'aide du modèle Consumer Exposure Web (ConsExpo Web, 2019), un logiciel de modélisation destiné à estimer l'exposition de la population générale aux produits disponibles aux consommateurs courants. Les concentrations dans l'air ont été estimées pour l'utilisation de produits de soins corporels formulés, par exemple des déodorants en aérosol et des écrans solaires (communication personnelle, courriel de la DSPCPD, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, entre le 25 juin 2018 et le 13 janvier 2020; sans référence; courriels de la DPSNSO, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 12 juin 2018 et 31 octobre 2019; sans référence). Les concentrations de substances du groupe des substances contenant de l'aluminium, y compris le chlorure d'aluminium basique ou le pentahydroxychlorure de dialuminium, peuvent atteindre 25 % dans les produits de soins corporels en aérosol ou en pulvérisateur à gâchette (communication personnelle, courriel de la DSPCPD, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 25 juin 2018; sans référence). Certains paramètres du modèle par défaut pour les scénarios avec les produits de soins corporels ont été affinés afin de générer des estimations de l'exposition plus réalistes et plus pertinentes pour chaque type de produit de soins corporels sentinelle (annexe H, tableau H-1).

Les concentrations d'aluminium dans l'air, découlant de l'utilisation de produits antisudorifiques en aérosol contenant du chlorure d'aluminium basique ou du pentahydroxychlorure de dialuminium, ont été estimées à l'aide des données empiriques disponibles. Ces données empiriques ont été utilisées pour affiner les estimations de ConsExpo Web et s'assurer que les meilleures données d'exposition disponibles sont utilisées. Le chlorure d'aluminium basique et le pentahydroxychlorure de dialuminium sont employés à des concentrations atteignant 25 % dans les produits antisudorifiques et déodorants en aérosol au Canada (communication personnelle, courriels de la DSPCPD, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, entre le 25 juin 2018 et le 5 novembre 2019; sans référence). Schwarz et coll. (2018) ont mesuré une concentration dans l'air de 0,16 mg Al/m³ dans la plage de diamètres des particules thoraciques (< 10 µm) lors de l'utilisation simulée d'un antisudorifique en pulvérisateur contenant 4,2 % de pentahydroxychlorure de dialuminium (soit 1,3 % d'Al). La concentration dans l'air présentée dans cette étude a été ajustée en fonction de la plus forte concentration de pentahydroxychlorure de dialuminium dans les produits de soins corporels offerts aux consommateurs au Canada (25 %) afin d'obtenir une concentration dans l'air estimative par utilisation de 3,1 mg de pentahydroxychlorure de dialuminium/m³ (annexe H, tableau H-1).

La concentration dans l'air découlant de l'utilisation d'un déodorant pour les pieds en aérosol contenant du pentahydroxychlorure de dialuminium a été estimée à l'aide des mêmes données empiriques, selon l'hypothèse que les conditions d'utilisation sont similaires à celles des produits antisudorifiques en aérosol. Pour obtenir une concentration dans l'air par utilisation estimée de 1,2 mg de pentahydroxychlorure de dialuminium/m³ (annexe H, tableau H-1), la concentration dans l'air présentée dans l'étude de Schwarz et coll. (2018) a été ajustée en fonction de la plus forte concentration de pentahydroxychlorure de dialuminium dans les produits déodorants pour les pieds en aérosol offerts aux consommateurs au Canada (10 %).

Les valeurs ajustées et estimées des concentrations quotidiennes dans l'air, attribuables à l'utilisation de produits de soins corporels en aérosol, variaient de $1,0 \times 10^{-3}$ mg d'oxyde d'aluminium/m³ à $1,4 \times 10^{-2}$ mg de pentahydroxychlorure de dialuminium/m³ (tableau 8-2 et tableau 8-3).

On a également estimé l'exposition par les produits de soins corporels formulés sous forme de poudre libre présentant un potentiel d'inhalation de particules inhalables contenant de l'aluminium. Ces produits comprennent les écrans solaires en poudre, les déodorants pour les pieds en poudre libre et le maquillage en poudre pour le visage (communication personnelle, courriels de la DSPCPD, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, entre le 25 juin 2018 et le 5 novembre 2019; sans référence; courriels de la DPSNSO, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 12 juin 2018 et 31 octobre 2019; sans référence). Les concentrations des substances du groupe des substances contenant de l'aluminium dans ces produits allaient de 2,5 % à 30 % (communication personnelle, courriels de la DSPCPD, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, entre le 25 juin 2018 et le 5 novembre 2019; sans référence; courriels de la DPSNSO, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 12 juin 2018 et 31 octobre 2019; sans référence). Les produits de soins corporels formulés sous forme de poudres comprimées n'ont pas été considérés comme une source potentielle d'exposition préoccupante par inhalation, car ces formulations contiennent des particules plus grossières et des liants, dont des huiles ou des cires, qui aident à retenir les particules entre elles et n'entraînent pas la formation d'un « nuage de poussière » inhalable.

Les concentrations dans l'air des produits de soins corporels en poudre ont été estimées à l'aide de données sur les concentrations dans l'air de particules peu solubles mesurées expérimentalement lors de l'utilisation de cosmétiques en poudre libre. Plusieurs études sur les concentrations dans l'air dues à l'utilisation de produits de soins corporels en poudre ont été prises en compte (Nazarenko et coll., 2012; Anderson et coll., 2017; Rasmussen et coll., 2019). Nazarenko et coll. (2012) ont mesuré la concentration dans l'air en nombre de particules, en simulant l'utilisation de poudres cosmétiques. Les données de Nazarenko et coll. (2012) n'ont pas été utilisées dans la présente évaluation pour estimer les concentrations dans l'air d'aluminium découlant de l'utilisation de produits de soins corporels en poudre, car les données sur les concentrations dans l'air en masse par volume n'étaient pas fournies (seul le nombre de particules par volume d'air a été indiqué).

Parmi les données disponibles, celles d'Anderson et coll. (2017) et de Rasmussen et coll. (2019) sont les meilleures et les plus pertinentes pour modéliser les scénarios d'utilisation de produit inclus dans la présente ébauche d'évaluation. En effet, les données de ces études sont présentées en concentration massique et les produits analysés sont représentatifs des types de produits examinés dans la présente évaluation. Dans les études d'Anderson et coll. (2017) et de Rasmussen et coll. (2019), les concentrations moyennes de PM₄ (particules d'un diamètre aérodynamique de 4 µm ou moins) de talc, un minéral peu soluble couramment utilisé dans les produits en poudre libre pour le corps et le visage, dans l'air ont été estimées d'après l'utilisation de ces produits. Les concentrations moyennes dans l'air mesurées par Anderson et coll. (2017) ont été combinées avec les mesures répétées de Rasmussen et coll. (2019) pour l'application sur le corps et le visage, afin d'obtenir une concentration moyenne globale dans l'air de PM₄ par utilisation, soit $1,36 \pm 0,97$ mg/m³ (ECCC, SC, 2021). Cette valeur a ensuite été utilisée pour estimer les concentrations dans l'air, ajustées pour les produits de soins corporels contenant des composés d'aluminium, tout en tenant compte de la concentration maximale de substance contenant de l'aluminium présente dans le produit. Les PM₄ pour le talc sont utilisés comme substitut des substances du groupe des substances contenant de l'aluminium, en raison de

leurs similitudes physiques en tant que particules peu solubles et de leur emploi dans des types similaires de produits disponibles aux consommateurs. Les estimations ajustées des concentrations journalières dans l'air dues à l'utilisation de produits disponibles aux consommateurs en poudre allaient de $3,6 \times 10^{-5}$ mg de pentahydroxychlorure de dialuminium/m³ à $1,4 \times 10^{-3}$ mg d'hydroxyde d'aluminium/m³ (tableaux 8-2 et 8-3).

Les tableaux 8-2 et 8-3 présentent les scénarios d'exposition pour les produits en aérosol, en pulvérisateur à gâchette et les produits en poudre libre qui ont donné les concentrations d'exposition les plus élevées. D'après la durée et la nature des effets observés dans les données de toxicité utilisées pour caractériser les risques, on a ajusté les concentrations moyennes dans l'air par utilisation pour les substances du groupe des substances contenant de l'aluminium dans les produits fréquemment utilisés selon un scénario d'exposition continue en amortissant l'exposition sur 24 heures, et en tenant compte de la durée de l'exposition et de la fréquence d'utilisation (les détails figurent dans le tableau H-1 de l'annexe H). Pour des précisions sur tous les scénarios d'exposition et les intrants des modèles, y compris les ajustements apportés aux valeurs par défaut, veuillez consulter le tableau H-1 de l'annexe H.

D'autres scénarios d'utilisation présentant un risque d'exposition par inhalation aux substances du groupe des substances contenant de l'aluminium ont été envisagés pour divers produits, notamment : les ingrédients non médicinaux dans les produits de santé naturels et les médicaments en vente libre, les cosmétiques (entre autres, les shampoings secs en aérosol, les vernis à ongles en aérosol, les parfums, le maquillage en aérosol, le shampoing sec en poudre, les poudres pour le corps, les produits en poudre pour les ongles, la poudre pour les parties intimes), les peintures, les produits de bricolage (par exemple, le ciment, le coulis de carreaux), les produits de nettoyage et les produits automobiles. Toutefois, ces scénarios ont donné des valeurs estimatives de l'exposition plus faibles que celles présentées dans les tableaux 8-2 et 8-3.

Tableau 8-2. Concentrations estimatives de substances du groupe des substances contenant de l'aluminium dans l'air découlant de l'utilisation de produits de soins corporels

Scénario d'exposition	Groupe d'âge ^a	Concentration moyenne dans l'air par utilisation (mg substance/m ³)	Concentration quotidienne dans l'air ajustée ^b (mg substance/m ³)
Déodorant en aérosol, 3 % d'alun de potassium	Adulte	1,7	$7,6 \times 10^{-3}$
Écran solaire en aérosol, 2,535 % d'oxyde d'aluminium	1 à 13 ans	$1,8 \times 10^{-1}$	$1,0 \times 10^{-3}$
Fond de teint en poudre, 30 % d'hydroxyde d'aluminium	14 ans à adultes	$4,1 \times 10^{-1}$	$1,4 \times 10^{-3}$
Écran solaire en poudre, 2,535 % d'oxyde d'aluminium	1 à 13 ans	$3,4 \times 10^{-2}$	$1,9 \times 10^{-4}$

^a Les groupes d'âge indiqués sont ceux dont l'exposition quotidienne estimée est la plus élevée pour la concentration dans l'air par utilisation et la fréquence d'utilisation.

^b Pour ajuster les concentrations dans l'air selon un scénario d'exposition continue, on a amorti l'exposition sur 24 heures, en fonction de la durée d'exposition et de la fréquence d'utilisation (pour plus de détails, voir le tableau H-1 de l'annexe H).

Tableau 8-3. Concentrations estimatives de chlorure d'aluminium basique (no CAS 1327-41-9) et de pentahydroxychlorure de dialuminium (no CAS 12042-91-0) dans l'air découlant de l'utilisation de produits de soins corporels

Scénario d'exposition ^b	Groupe d'âge	Concentration moyenne dans l'air par utilisation (mg substance/m ³)	Valeur ajustée de la concentration quotidienne dans l'air ^a (mg substance/m ³)
Antisudorifique en aérosol, 25 % de pentahydroxychlorure de dialuminium	Adulte	3,1	$1,4 \times 10^{-2}$
Antisudorifique en aérosol, 25 % de pentahydroxychlorure de dialuminium	14 à 18 ans	3,1	$1,3 \times 10^{-2}$
Antisudorifique en aérosol, 25 % de pentahydroxychlorure de dialuminium	9 à 13 ans	3,1	$1,2 \times 10^{-2}$
Déodorants pour les pieds en aérosol, 10 % de pentahydroxychlorure de dialuminium	2 ans à adultes	1,2	$3,2 \times 10^{-3}$
Poudre libre pour les pieds, 1 % de pentahydroxychlorure de dialuminium	3 ans à adultes	$1,4 \times 10^{-2}$	$3,6 \times 10^{-5}$

^a Pour ajuster les concentrations dans l'air selon un scénario d'exposition continue, on a amorti l'exposition sur 24 heures, en fonction de la durée d'exposition et de la fréquence d'utilisation (pour plus de détails, voir le tableau H-1 de l'annexe H).

^b Le chlorure d'aluminium basique (no CAS 1327-41-9) et le pentahydroxychlorure de dialuminium (no CAS 12042-91-0) sont ajoutés sous l'appellation de l'INCI « chlorhydrate d'aluminium ». Par conséquent, le terme « chlorhydrate d'aluminium » est utilisé dans les estimations de l'exposition et peut désigner l'une ou l'autre substance répertoriée dans le registre du CAS. Santé Canada a également publié un Avis aux parties intéressées proposant une révision de l'entrée chlorhydrate d'aluminium et ses complexes associés sur la Liste critique des ingrédients dont l'usage est interdit ou restreint dans les cosmétiques, en juillet 2023 (Santé Canada [modifié en 2023]). Cette révision propose d'interdire le chlorhydrate d'aluminium et ses complexes associés dans les produits en aérosol.

L'exposition moins fréquente due à l'utilisation d'un colorant capillaire temporaire en aérosol (30 % de pigment bleu 29 C.I.) a été estimée par modélisation avec ConsExpo Web (2019) et a donné une concentration moyenne dans l'air par utilisation de 5,4 mg de pigment bleu 29 C.I./m³, avec une concentration dans l'air ajustée sur 4 heures de 0,1125 mg de pigment bleu 29 C.I./m³ (annexe H, tableau H-1). Les concentrations dans l'air ont été ajustées pour être comparées à celles établies pour la durée de l'étude de toxicité aiguë (Thomson et coll., 1986). L'exposition à d'autres produits en aérosol, produits en pulvérisateur et produits en poudre libre utilisés peu fréquemment ou de façon intermittente (par exemple, le nettoyant en poudre pour les ongles, la poudre pour les bains de pieds, les produits de bricolage) a été prise en compte, mais l'exposition à ces produits était plus faible que l'exposition au colorant capillaire temporaire en aérosol, d'après les habitudes d'utilisation du produit.

8.2.3 Données de biosurveillance

Dans la présente évaluation, la concentration d'aluminium dans le sang total a été utilisée pour estimer l'exposition générale de la population générale à l'aluminium. Il existe très peu de données d'exposition portant sur des substances figurant dans le registre du CAS. Toutes les formes biodisponibles d'aluminium contribuent au groupe « aluminium total », et les concentrations d'aluminium dans le sang peuvent être considérées comme étant une mesure intégrée et biologiquement pertinente de l'exposition générale à toutes les substances contenant de l'aluminium inscrites dans le registre du CAS qui peuvent être présentes selon différentes voies (voie orale, voie cutanée, inhalation) et sources, y compris les milieux environnementaux, le régime alimentaire et l'utilisation fréquente ou quotidienne des produits. Grâce au nombre de données de biosurveillance disponibles, les approches basées sur la biosurveillance ont été jugées utiles pour l'évaluation de l'exposition et des risques. Les données de biosurveillance pour l'aluminium ne répondraient pas aux critères d'évaluation selon la méthode fondée sur la biosurveillance 1, car la limite de détection des données de biosurveillance disponibles n'était pas suffisamment faible (Jayawardene et coll., 2021). Par conséquent, on a utilisé la méthode fondée sur la biosurveillance 2 (Santé Canada [modifié en 2016]).

Afin de les inclure dans la présente évaluation des risques, les études de biosurveillance ont été soigneusement sélectionnées pour tenir compte de la contamination involontaire qui peut se produire en raison de l'abondance de l'aluminium dans l'environnement, ce qui pourrait entraîner la contamination des dispositifs d'échantillonnage et de stockage (Morita et coll., 1994; Moyer et coll., 1991; Rodushkin et Ödman, 2001). Des incertitudes méthodologiques liées à l'analyse de l'aluminium dans des échantillons biologiques ont également été relevées (Riihimäki et Aitio, 2012; Bertram et coll., 2015; RIVM, 2020). L'aluminium est connu pour poser des problèmes d'analyse en raison de sa présence répandue dans les analyses de laboratoire et les matériaux de collecte d'échantillons, par exemple les tubes de collecte en verre, les bouchons en caoutchouc des tubes de prélèvement sanguin sous vide courants, les flacons, les aiguilles de ponction veineuse en acier inoxydable et les anticoagulants (Jayawardene et coll., 2021). Certaines études de biosurveillance n'ont pas été prises en considération dans le volet quantitatif de la présente évaluation, en raison d'incertitudes méthodologiques associées à la mesure de l'aluminium. En particulier, le regroupement d'échantillons peut entraîner une contamination cumulative (Bornhorst et coll., 2005; Bowen et coll., 2010; Rothhaar et coll., 2016). Par conséquent, les études portant sur des échantillons sanguins regroupés n'ont pas été prises en compte de manière quantitative dans la présente évaluation.

Les concentrations d'aluminium dans le sang total de la population canadienne ont été obtenues dans le cadre d'un récent projet de la biobanque de l'ECMS (Jayawardene et coll., 2021). Dans le cadre de ce projet, des échantillons de sang total, recueillis à l'origine au cours du cycle 2 de l'ECMS (5 752 échantillons) et conservés dans la biobanque de l'ECMS, ont été analysés par spectrométrie de masse à plasma et à couplage inductif (ICP-MS) au laboratoire des produits de santé de Santé Canada à Longueuil, au Québec, pour déterminer les concentrations d'aluminium (Santé Canada, 2013; Jayawardene et coll., 2021). 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 informations auprès des Canadiens sur leur état de santé général (Santé Canada [modifié en 2021b]). Elle est conçue pour être

représentative à l'échelle nationale¹⁰ et comprend un volet de biosurveillance. L'ECMS n'est pas une enquête ciblée et ne vise donc pas les personnes fortement exposées aux métaux ou vivant à proximité de sources d'exposition ponctuelles. Les échantillons du cycle 2 de l'ECMS ont été recueillis entre 2009 et 2011 auprès de Canadiens âgés de 3 à 79 ans, y compris des femmes enceintes et des personnes à jeun ou non, à 18 endroits répartis dans tout le Canada (Santé Canada, 2013). Un résumé des concentrations d'aluminium mesurées dans le sang total prélevées au cours du cycle 2 de l'ECMS est présenté dans le tableau 8-4.

Tableau 8-4. Concentrations d'aluminium dans le sang total ($\mu\text{g/L}$) mesurées dans les échantillons de la biobanque du cycle 2 de l'ECMS

Substance	Nombre d'échantillons	SDM ($\mu\text{g/L}$)	Médiane ($\mu\text{g/L}$)	95 ^e centile ($\mu\text{g/L}$)	Pourcentage détecté au-dessus du SDM
Aluminium	5 752	8	< 8	< 8	2,9

Abréviation : SDM = seuil de déclaration de la méthode.

L'aluminium n'a pas été détecté au seuil de déclaration de la méthode (8 $\mu\text{g/L}$) ou au-dessus chez 97,1 % de la population canadienne (groupe d'âge de 3 à 79 ans). Dans l'ensemble, la médiane et le 95^e centile des concentrations d'aluminium pondérées dans la population étaient inférieurs au SDM (Jayawardene et coll., 2021). Cependant, la concentration d'aluminium au 95^e centile chez les enfants de 6 à 19 ans était comprise entre 10 et 11 $\mu\text{g/L}$ (tableau I-1, annexe I). Les adolescents de 12 à 19 ans présentaient la concentration sanguine d'aluminium la plus élevée au 95^e centile, soit 12 $\mu\text{g/L}$ (tableau I-1, annexe I). Cette concentration sanguine élevée d'aluminium chez les enfants et les adolescents, comparativement aux adultes, est également observée dans les estimations de la quantité ingérée par la voie alimentaire. La quantité moyenne estimative ingérée par la voie alimentaire dans le groupe d'âge de 4 à 18 ans (plage de 0,032 à 0,073 mg/kg p.c./j) est plus élevée que celle des groupes des adultes (plage de 0,025 à 0,032 mg/kg p.c./j) (tableau G-3, annexe G). Dans une étude semblable à l'ECMS réalisée en Grande-Bretagne sur des sujets sains, on a constaté que les hommes (5,4 $\mu\text{g/L}$) présentaient une concentration sanguine d'aluminium plus élevée que les femmes (4,0 $\mu\text{g/L}$) (Sharp et coll., 1993).

Les enfants de moins de 3 ans n'étaient pas visés par l'ECMS. Cependant, certaines données sur des paramètres du sang sont disponibles pour les nourrissons de 2 à 23,5 mois, d'après des études menées aux États-Unis sur les effets des vaccins avec adjuvants contenant de l'aluminium (Movsas et coll., 2013; Tsou et coll., 1991). Les concentrations médianes ou moyennes d'aluminium dans le sérum ou le plasma avant la vaccination des nourrissons de 2,5 à 13 mois variaient entre 4,3 et 11,1 $\mu\text{g/L}$. Il convient de noter que les études de Movsas et coll. (2013) et de Tsou et coll. (1991) étaient limitées en raison du faible nombre d'échantillons ($n = 15$ et $n = 16$, respectivement). De plus, une étude sur les concentrations d'aluminium chez les enfants nés avant terme et à terme (âgés de 1 jour à 88 jours, $n = 176$) a présenté des

¹⁰ Le cycle 2 de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé englobe la population âgée de 3 à 79 ans vivant dans les dix provinces et les trois territoires. Sont exclus de l'échantillon de l'enquête : les personnes vivant dans les réserves et autres établissements autochtones dans les provinces, les membres à temps plein des Forces canadiennes, les personnes institutionnalisées et les habitants de certaines régions éloignées. Au total, ces personnes exclues représentent moins de 4 % de la population cible.

concentrations moyennes d'aluminium plasmatique entre 7,8 µg/L et 13,2 µg/L (entre 0,29 et 0,49 µmol/L, respectivement) (Bougle et coll., 1992).

Dans une petite étude canadienne menée en Colombie-Britannique, les concentrations d'aluminium sériques ont été mesurées chez 61 adultes non-fumeurs en bonne santé (Clark et coll., 2007). La concentration moyenne d'aluminium sérique était de 1,81 µg/L, et au 95^e centile était de 10 µg/L. Il n'y avait pas de différence significative entre les concentrations d'aluminium sériques chez les hommes et les femmes, et on n'a observé aucun lien avec l'âge (Clark et coll., 2007).

Les concentrations d'aluminium dans le sang total, d'après les données de l'ECMS et de l'étude de la Colombie-Britannique (Clark et coll., 2007), sont semblables aux concentrations d'aluminium dans le sang total, le sérum ou le plasma, rapportées dans des études de biosurveillance chez les adultes réalisées en Suède, en France, en Italie, au Royaume-Uni, en Allemagne, en Belgique, en Corée et en Australie (les moyennes ou les médianes variaient de 0,11 à 10,8 µg/L) (Minoia et coll., 1990; Sharp et coll., 1993; Rodushkin et coll., 1999; Gouillé et coll., 2005; Kim et coll., 2017; Nisse et coll., 2017; Troisi et coll., 2019; Heitland et Köster, 2021; Hoet et coll., 2021; Komarova et coll., 2021).

Les concentrations d'aluminium ont été mesurées dans le sang total et l'urine de personnes résidant dans les communautés des régions du Dehcho et du Sahtú, dans les Territoires du Nord-Ouest (Ratelle et coll., 2019, 2020b). Plus de 80 % des échantillons de sang total ($n = 276$) provenant de ces communautés présentaient des concentrations inférieures au seuil de détection ($SD = 0,765 \mu\text{g/L}$), tandis que le 95^e centile était de 44 µg/L. Dans la même étude, on a détecté de l'aluminium dans l'ensemble (100 %) des échantillons d'urine ($n = 198$) ($SD = 1,4 \mu\text{g/L}$), avec une concentration moyenne et une concentration au 95^e centile d'aluminium de 14 µg/L et de 41 µg/L, respectivement.

Un projet de biosurveillance similaire mesurant les concentrations d'aluminium dans le sang total et l'urine a été mené à Old Crow, au Yukon (Drysdale et coll., 2021). L'aluminium a été détecté dans 78 % des échantillons de sang total ($n = 54$) ($SD = 0,765 \mu\text{g/L}$), avec une concentration d'aluminium moyenne et au 95^e centile dans le sang total de 19 µg/L et 539 µg/L, respectivement. L'aluminium a également été détecté dans 100 % des échantillons d'urine de la population étudiée ($n = 44$) ($SD = 1,4 \mu\text{g/L}$), avec une concentration d'aluminium moyenne et au 95^e centile de 11 µg/L et de 30 µg/L, respectivement.

De plus, dans le cadre d'un projet pilote de biosurveillance, on a mesuré l'aluminium dans l'urine de 29 femmes enceintes autochtones et non autochtones de deux communautés situées près d'une source ponctuelle d'exploitation de gaz naturel dans le nord-est de la Colombie-Britannique (Caron-Beaudoin et coll., 2019). Dans cette population, la concentration d'aluminium urinaire moyenne et au 95^e centile était de 15,29 µg/L et 355 µg/L, respectivement. Cependant, il subsiste une incertitude associée à la concentration d'aluminium mesurée dans ces études. Les concentrations urinaires d'aluminium étaient en général 2,7 fois plus élevées que les concentrations sanguines (Poddalgoda et coll., 2021). Les données de ces études montrent des tendances incohérentes dans les concentrations d'aluminium mesurées dans le sang et l'urine au sein des mêmes populations. Sans renseignements additionnels sur les sources d'exposition à l'aluminium dans ces communautés, ces concentrations n'ont pu être vérifiées. La contamination par l'aluminium lors du prélèvement, de l'entreposage et de l'analyse des échantillons est très courante. Comme ces études ne visaient pas l'aluminium (de fait, un grand nombre de métaux ont été mesurés par ICP-MS), on ne voit pas clairement si des

mesures spécifiques visant à réduire la contamination par l'aluminium ont été appliquées lors de l'analyse. Cela accroît l'incertitude à l'égard de ces résultats.

La concentration au 95^e centile de l'ECMS pour les personnes âgées de 3 à 79 ans, qui était inférieure à 8 µg/L, et la concentration au 95^e centile du groupe le plus exposé (adolescents de 12 à 19 ans), qui était de 12 µg/L, ont été utilisées ultérieurement pour la caractérisation des risques. Le degré de confiance est élevé à l'égard de cet ensemble de données, car des précautions supplémentaires ont été prises pour réduire la contamination pendant le prétraitement et l'analyse des échantillons afin d'assurer l'exactitude des résultats rapportés. Les mesures prises comprenaient : l'utilisation de tubes à centrifugation en polystyrène (au lieu de tubes en verre en Al-borosilicate ou en polypropylène); le prérinçage des récipients et des accessoires (par exemple, les embouts de pipettes automatiques, les flacons) avec une solution d'acide nitrique diluée suivie d'un rinçage à l'eau ultrapure; l'utilisation d'un distributeur automatique de solution de perfluoroalkoxy (PFA) en Teflon pour éviter toute contamination pendant le transfert des liquides; le prétrempage des tubes de centrifugation en polystyrène avec de l'eau ultrapure et leur séchage avant utilisation; et l'utilisation de réactifs très purs ou ultrapurs, de gants en nitrile non poudrés et de tissus non pelucheux (Kimwipe^{MC}).

L'échantilleur automatique a été placé à l'intérieur d'une enceinte en plexiglas, et des feuilles supplémentaires en plexiglas (placées à environ 30 cm de la sortie de ventilation du plafond près de l'espace de travail) ont été utilisées pour réduire la contamination aérienne des échantillons pendant la manipulation et l'analyse. Afin de réduire la contamination par l'aluminium à l'intérieur de l'instrument, la tubulure d'entrée de l'ICP-MS a été rincée avec une solution acide après le remplacement, et une solution acide a été pompée pendant au moins 1 heure pour permettre au signal d'aluminium de se stabiliser avant que l'on procède à l'analyse de l'échantillon. Malgré ces mesures et afin d'assurer la reproductibilité, il n'a pas été possible de diminuer à moins de 8 µg/L le seuil de déclaration de la méthode (Jayawardene et coll., 2021). Le degré de confiance est élevé, car les concentrations sanguines d'aluminium à déclaration obligatoire n'ont pas été sous-estimées. Cependant, il est possible qu'elles aient été surestimées malgré les efforts visant à réduire la contamination. En outre, la concentration moyenne la plus élevée (13,2 µg/L) obtenue d'après des études à petite échelle sur des nourrissons âgés de moins de 3 ans a été utilisée ultérieurement dans le cadre du poids de la preuve pour caractériser les risques pour les enfants canadiens de moins de 3 ans.

D'autres données de biosurveillance disponibles présentées ici, y compris celles provenant de populations qui pourraient être plus enclines à subir des effets nocifs en raison d'une plus grande exposition, n'ont pas été utilisées ultérieurement pour la caractérisation des risques, car on disposait d'estimations plus fiables de l'exposition de ces populations (par exemple, l'ingestion, par le régime alimentaire, d'aliments traditionnels, et des données sur la concentration dans l'air découlant de sources ponctuelles). Les tendances incohérentes entre les concentrations urinaires et sanguines et l'absence de données sur l'attribution des sources ont créé des incertitudes quant à l'interprétation des données de biosurveillance de ces études.

8.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

L'évaluation des effets sur la santé humaine a pris en considération les sous-groupes de la population canadienne qui pourraient, en raison d'une plus grande vulnérabilité ou exposition, être plus à risque de subir des effets nocifs pour la santé. Par exemple, l'exposition en fonction de l'âge est régulièrement estimée et les risques d'effets nocifs sur la santé sont évalués à l'aide d'études sur la toxicité pour le développement et la reproduction. On disposait de données de biosurveillance humaine sur les nourrissons, les enfants et les femmes enceintes.

Ces sous-populations ont été prises en compte dans les résultats de l'évaluation des risques associés aux substances contenant de l'aluminium. En outre, l'exposition découlant à la consommation d'aliments traditionnels, de subsistance ou issus de la nature chez certaines communautés autochtones et l'exposition à l'air extérieur des personnes vivant à proximité de sources de rejet ont été examinées. Le risque d'effets cumulatifs a été pris en compte dans cette évaluation par l'examen de l'exposition cumulative liée à l'aluminium total.

Lorsque suffisamment de données de biosurveillance étaient disponibles, les risques pour la santé humaine liés à l'exposition générale aux substances du groupe des substances contenant de l'aluminium ont été caractérisés à l'aide de la méthode fondée sur la biosurveillance 2 (Santé Canada [modifié en 2016]). L'exposition générale à l'aluminium total dans la population canadienne âgée de plus de 3 ans a également été caractérisée à l'aide des données de biosurveillance du projet de biobanque de l'ECMS. Les concentrations d'aluminium dans le sang, selon la biobanque de l'ECMS, sont inférieures à l'EB calculé (tableau 8-5).

Aucun échantillon de sang d'enfants de moins de 3 ans n'a été prélevé dans le cadre du cycle 2 de l'ECMS. Par conséquent, le risque a été quantifié à l'aide des concentrations sanguines d'aluminium provenant d'études de biosurveillance à plus petite échelle sur des nourrissons âgés de 0 à 23,5 mois (Tsou et coll., 1991; Bougle et coll., 1992; Movsas et coll., 2013). La concentration moyenne d'aluminium la plus élevée rapportée dans ces études est inférieure à l'EB calculé (tableau 8-5). Les estimations de l'apport d'aluminium par les milieux environnementaux, les aliments et l'eau potable (tableau G-5, annexe G) ont également été prises en compte afin de caractériser l'exposition des enfants de moins de 3 ans. L'apport journalier moyen estimé d'aluminium par les milieux environnementaux, les aliments et l'eau potable est inférieur à la dose journalière admissible établie d'après la DHTP du JECFA (0,3 mg Al/kg p.c./j) (JECFA, 2012) pour tous les groupes d'âge des enfants de moins de 3 ans (tableau 8-5).

Les données disponibles, bien que limitées, ont été utilisées pour estimer l'exposition de certaines communautés autochtones à l'aluminium par la consommation de certains aliments traditionnels. En raison des limites des études de biosurveillance disponibles dans les communautés autochtones (section 8.2.3), on a utilisé l'ingestion alimentaire estimée par la consommation de ces aliments traditionnels (c'est-à-dire les animaux terrestres et les abats) pour caractériser l'exposition de certaines communautés autochtones des T.N.-O. L'ingestion estimée la plus élevée d'aluminium due à la consommation de certains aliments traditionnels est inférieure à la dose journalière de 0,3 mg Al/kg p.c./j, calculée d'après la DHTP du JECFA (JECFA, 2012) (tableau 8-5).

Tableau 8-5. Valeurs pertinentes d'exposition et de danger, et valeurs des risques associés à l'exposition générale aux substances du groupe des substances contenant de l'aluminium

Population	Exposition	Valeur guide de danger	Dépassement (oui/non) ^a
Biosurveillance de la population générale, ECMS : 3 à 79 ans, 95 ^e centile	< 8 µg/L ^b	16 µg/L ^c	Non
Biosurveillance, ECMS : adolescents	12 µg/L ^{b, d}	16 µg/L ^c	Non

12 à 19 ans, 95 ^e centile			
Biosurveillance (Bougle et coll., 1992) : nourrissons, 2,5 à 13 mois	13,2 µg/L ^e	16 µg/L ^c	Non
Apport quotidien par les milieux environnementaux, les aliments et l'eau potable dans la population générale : 6 mois à 1 an ^f	0,16 mg/kg p.c./j ^g	0,3 mg/kg p.c./j ^h	Non
Apport par les aliments traditionnels : enfants de 4 à 8 ans, communautés autochtones, T.N.-O. ^f	0,0790 mg/kg p.c./j ⁱ	0,3 mg/kg p.c./j ^h	Non

^a Evaluation visant à déterminer si la valeur d'exposition (c'est-à-dire la concentration dans le sang total ou l'estimation de l'absorption) dépasse la valeur guide de danger (c'est-à-dire l'EB ou la dose de référence du JECFA).

^b Jayawardene et coll., 2021.

^c EB du sang total de 16 µg/L, calculé d'après un modèle PBPK et correspondant à une dose journalière de 0,3 mg Al/kg p.c./j, basée sur le PDD critique (soit une DSENO de 30 mg/kg p.c./j) et un facteur d'incertitude de 100 établi par le JECFA (2012), pour le calcul de sa DHTP (Poddalgoda et coll., 2021).

^d Valeur à utiliser avec prudence. Les lignes directrices de Statistique Canada concernant les rejets préviennent que les coefficients de variation (CV) entre 16,6 % et 33,3 % sont considérés comme ayant une variabilité d'échantillonnage élevée, et la prudence est donc de mise lorsqu'on utilise ces données.

^e La concentration plasmatique ou sérique la plus élevée a été signalée dans des études portant sur des nourrissons âgés de 0 à 23,5 mois (Tsou et coll., 1991; Bougle et coll., 1992; Movsas et coll., 2013).

^f D'après le ou les groupes d'âge présentant l'exposition possible la plus élevée en mg/kg p.c./j.

^g Les estimations des absorptions sont décrites en détail à l'annexe G, dans les tableaux G-3 et G-5.

^h DHTP du JECFA (2 mg Al/kg p.c.) transformée en valeur journalière (JECFA, 2012).

ⁱ D'après les concentrations d'aluminium mesurées chez les animaux terrestres et les abats dans les T.N.-O. (Larter et coll., 2016), et le taux de consommation répertorié dans les T.N.-O. (Ratelle et coll., 2020a). Pour des précisions sur les estimations, veuillez consulter le tableau G-4 de l'annexe G.

Dans l'ensemble, les estimations des risques associés à l'exposition générale de la population canadienne, y compris les sous-groupes de la population d'intérêt comme les enfants, les femmes enceintes et les populations autochtones, aux substances du groupe des substances contenant de l'aluminium sont suffisamment faibles pour tenir compte des incertitudes dans les données sur l'exposition et les effets sur la santé utilisées pour caractériser les risques. Par conséquent, aux concentrations d'exposition actuelles, l'exposition générale aux substances du groupe des substances contenant de l'aluminium est jugée peu préoccupante pour la santé de la population générale canadienne et des sous-groupes de la population d'intérêt.

Le risque associé aux effets au point d'entrée résultant de l'exposition par inhalation aux substances du groupe des substances contenant de l'aluminium a été évalué à l'aide des méthodes usuelles d'évaluation des risques. Une CSENO de 100 mg/m³, établie sur l'apparition de granulomes multifocaux dans les poumons des rats, a été choisie pour la caractérisation des risques liés à une exposition aiguë par inhalation (Thomson et coll., 1986).

Tableau 8-6. Valeurs d'exposition pertinentes et marges d'exposition utilisées pour déterminer les risques associés à l'exposition aiguë par inhalation aux substances du groupe des substances contenant de l'aluminium

Scénario d'exposition	Concentration d'exposition dans l'air, valeur ajustée (mg/m ³) ^a	ME ^{b, c}
Colorant capillaire temporaire en aérosol, 30 % de pigment bleu 29 C.I. (de 4 ans à adultes)	1,1 × 10 ⁻¹	909

^a Valeur ajustée pour correspondre à la durée d'exposition de l'étude toxicologique (4 heures).

^b Valeur basée sur le ou les groupes d'âge présentant une exposition potentielle maximale.

^c Marge d'exposition calculée d'après une concentration sans effet de 100 mg/m³ (Thomson et coll., 1986).

Parmi les études disponibles, une CSENO de 4,1 mg de particules d'aluminium et d'oxyde d'aluminium/m³ provenant d'une étude chez les travailleurs a été choisie comme PDD critique pour caractériser les risques associés à une exposition répétée par inhalation aux substances du groupe des substances contenant de l'aluminium (Hunter et coll., 1944). La CSENO et les concentrations estimées d'aluminium dans l'air ont été ajustées pour représenter une exposition chronique continue. Cet ajustement a été fait afin de tenir compte des différences de durée d'exposition entre l'étude des effets critiques sur la santé (Hunter et coll., 1944) et l'utilisation réelle des produits de soins corporels. La CSENO de 4,1 mg/m³ est équivalente à une concentration ajustée de 0,98 mg/m³, comme il est indiqué à la section traitant des effets sur la santé (8.1.3).

Les concentrations dans l'air ajustées, dues à l'utilisation de produits de soins corporels, et les marges d'exposition aux produits disponibles aux consommateurs, à l'air extérieur, à l'air intérieur et à l'air personnel dans les métros sont présentées dans le tableau 8-7. Dans ce tableau, les concentrations dans l'air estimées sont comparées aux PDD critiques établis pour les 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium, car ces expositions ne donnent pas lieu à une exposition au chlorure d'aluminium basique ou au pentahydroxychlorure de dialuminium.

Tableau 8-7. Valeurs d'exposition pertinentes et marges d'exposition utilisées pour déterminer les risques associés à l'exposition quotidienne par inhalation aux substances du groupe des substances contenant de l'aluminium

Scénario d'exposition chronique	Concentration d'exposition dans l'air (mg/m ³)	ME ^a
Concentration moyenne quotidienne dans l'air ambiant au Canada (aluminium dans les PM _{2,5})	3,0 × 10 ⁻⁵	32 667
Concentration moyenne quotidienne dans l'air ambiant avec l'influence d'une source ponctuelle : fonderie d'aluminium au Québec (aluminium dans les PM _{2,5})	2,8 × 10 ⁻⁴	3 500
Concentration moyenne quotidienne dans l'air avec influence du transport en commun (aluminium dans les PM _{2,5})	7,8 × 10 ⁻⁵	12 564

Déodorant en aérosol, 3 % d'alun de potassium (adultes) ^b	$7,6 \times 10^{-3c}$	129
Écran solaire en aérosol, 2,535 % d'oxyde d'aluminium (1 an à 13 ans) ^b	$1,0 \times 10^{-3c}$	980
Poudre pour le visage, 30 % d'hydroxyde d'aluminium (14 ans à adultes) ^b	$1,4 \times 10^{-3c}$	700
Écran solaire en poudre, 2,535 % d'oxyde d'aluminium (1 an à 13 ans) ^b	$1,9 \times 10^{-4c}$	5 158

Abréviations : ME = marge d'exposition; PM_{2,5} = particule d'un diamètre aérodynamique de 2,5 µm ou moins.

^a Les marges d'exposition ont été calculées d'après la valeur ajustée d'une concentration sans effet observé de 0,98 mg particules d'aluminium et d'oxyde d'aluminium/m³ (Hunter et coll., 1944).

^b Valeur basée sur le ou les groupes d'âge présentant une exposition potentielle maximale.

^c Valeur ajustée pour un scénario d'exposition continue d'après la durée de l'exposition et la fréquence d'utilisation (pour de plus amples renseignements, voir le tableau H-1 de l'annexe H).

Un PDD distinct a été sélectionné pour l'exposition répétée par inhalation au chlorure d'aluminium basique et au pentahydroxychlorure de dialuminium, en raison des différences dans les effets pulmonaires observés par rapport aux autres substances du groupe des substances contenant de l'aluminium. Une CSENO de 0,25 mg/m³, établie d'après l'apparition d'une pneumonie granulomateuse multifocale chez le rat et le cobaye, a été choisie pour l'exposition répétée par inhalation au chlorure d'aluminium basique et au pentahydroxychlorure de dialuminium (Steinhagen et Cavender, 1978).

Afin de représenter l'exposition chronique continue, des ajustements, similaires à ceux qui sont présentés ci-dessus, ont été apportés à la CSENO critique (Steinhagen et Cavender, 1978) et aux concentrations d'exposition estimées. La CSENO de 0,25 mg/m³ est équivalente à une concentration ajustée de 0,045 mg/m³, comme il est indiqué à la section traitant des effets sur la santé (section 8.1.3). Les concentrations dans l'air ajustées, découlant de l'utilisation de produits de soins corporels (antisudorifiques en aérosol, déodorants pour les pieds en aérosol et poudre libre pour les pieds), et les marges d'exposition utilisées pour déterminer le risque d'exposition par inhalation au chlorure d'aluminium basique et au pentahydroxychlorure de dialuminium sont présentées dans le tableau 8-8.

Tableau 8-8. Valeurs d'exposition pertinentes et marges d'exposition utilisées pour déterminer le risque d'exposition par inhalation au chlorure d'aluminium basique (no CAS 1327-41-9) et au pentahydroxychlorure de dialuminium (no CAS 12042-91-0) dans les produits antisudorifiques et déodorants

Scénario d'exposition	Valeur ajustée de la concentration quotidienne dans l'air (mg/m ³) ^a	ME ^b
Antisudorifique en aérosol, 25 % de pentahydroxychlorure de dialuminium, adultes	$1,4 \times 10^{-2}$	3
Antisudorifique en aérosol, 25 % de pentahydroxychlorure de dialuminium, 14 à 18 ans	$1,3 \times 10^{-2}$	3
Antisudorifique en aérosol, 25 % de pentahydroxychlorure de dialuminium, 9 à 13 ans	$1,2 \times 10^{-2}$	4

Scénario d'exposition	Valeur ajustée de la concentration quotidienne dans l'air (mg/m ³) ^a	ME ^b
Déodorants pour les pieds en aérosol, 10 % de pentahydroxychlorure de dialuminium, 2 ans à adultes	$3,2 \times 10^{-3}$	14
Poudre libre pour les pieds, 1 % de pentahydroxychlorure de dialuminium, 3 ans à adultes	$3,6 \times 10^{-5}$	1 250

^a Valeur ajustée selon un scénario d'exposition continue basé sur la durée de l'exposition et la fréquence d'utilisation (pour plus de détails, voir le tableau H-1 de l'annexe H).

^b Les marges d'exposition ont été calculées d'après la valeur ajustée de la concentration sans effet observé de 0,045 mg/m³ (Steinhagen et Cavender, 1978).

Compte tenu de l'utilisation d'un critère de toxicité critique, d'après une étude de toxicité chronique par inhalation chez les humains, les marges d'exposition calculées pour 53 des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium sont jugées suffisantes pour tenir compte des incertitudes dans les données sur l'exposition et les effets sur la santé employées pour caractériser les risques (tableaux 8-6 et 8-7). Cependant, les marges d'exposition entre les effets critiques et l'exposition par inhalation au chlorure d'aluminium basique (n° CAS 1327-41-9) et au pentahydroxychlorure de dialuminium (n° CAS 12042-91-0) découlant de l'utilisation d'antisudorifiques et de déodorants en aérosol sont jugées potentiellement insuffisantes pour tenir compte des incertitudes dans les données sur l'exposition et les effets sur la santé utilisées pour caractériser les risques (tableau 8-8).

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

Nous résumons ci-dessous les principales sources d'incertitude dans la présente évaluation.

Le chlorure d'aluminium basique et le pentahydroxychlorure de dialuminium appartiennent au groupe plus large des « chlorhydrates d'aluminium et ses complexes associés », selon la définition donnée dans la Liste critique des ingrédients dont l'utilisation est restreinte ou interdite dans les cosmétiques (Santé Canada [modifié en 2022a]). Bien que la présente ébauche d'évaluation soit limitée au chlorure d'aluminium basique et au pentahydroxychlorure de dialuminium, on prévoit des risques similaires associés à l'inhalation de produits déodorants et antisudorifiques en aérosol contenant les autres substances figurant sur la Liste critique des ingrédients dont l'utilisation est restreinte ou interdite dans les cosmétiques, sous l'entrée « chlorhydrates d'aluminium et ses complexes associés ».

Le degré de confiance est élevé, car le système nerveux est l'organe cible le plus sensible à la toxicité générale induite par l'aluminium. De plus, il est très probable que l'étude critique choisie pour caractériser les risques associés à l'exposition générale à l'aluminium tienne compte des effets sur la santé dans tous les groupes d'âge, y compris les enfants. Cependant, il subsiste une certaine incertitude dans l'ensemble des données sur les effets sur la santé découlant de l'exposition par inhalation aux 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium, car il y a peu de données sur la toxicité par inhalation propres à chaque substance. En outre, il subsiste une incertitude quant à la composition des poussières d'aluminium rapportée dans l'étude utilisée pour établir un PDD par inhalation (Hunter et coll., 1944).

Une incertitude est associée à l'utilisation du sang total comme biomarqueur de l'exposition à l'aluminium en raison des difficultés en matière d'analyse et de méthodologie que présente la mesure précise des concentrations d'aluminium dans le sang et l'urine. Le potentiel de contamination pendant la collecte des échantillons, l'analyse et le plan de l'étude (par exemple, le regroupement des échantillons) en raison de l'omniprésence de l'aluminium dans l'environnement rend difficile l'interprétation des données de biosurveillance qui ont été rapportées. En raison du degré d'incertitude dû à une contamination potentielle, les données de plusieurs études canadiennes de biosurveillance n'ont pas été utilisées quantitativement dans la présente évaluation (Alberta Health and Wellness, 2008, 2010; Saskatchewan Ministry of Health, 2019; Caron-Beaudoin et coll., 2019; Ratelle et coll., 2019, 2020b; Drysdale et coll., 2021).

Dans l'ECMS, les données pondérées en fonction de la population sont représentatives de 97 % de la population canadienne. Cependant, l'enquête exclut les personnes vivant dans des réserves ou dans d'autres communautés autochtones des diverses provinces, les personnes institutionnalisées, les membres à plein temps des Forces canadiennes, les personnes vivant dans certaines régions éloignées (par exemple, le nord du Canada) et les personnes vivant dans des régions peu peuplées (Santé Canada, 2013). Bien qu'elles soient limitées, les données disponibles indiquent que certaines communautés autochtones et communautés éloignées situées à proximité d'une source ponctuelle de rejets peuvent être exposées à des concentrations élevées d'aluminium par rapport à la population générale (Saskatchewan Ministry of Health, 2010; Larter et coll., 2016; Caron-Beaudoin et coll., 2019; Ratelle et coll., 2019, 2020a, 2020b; Drysdale et coll., 2021). Cependant, en raison des défis en matière d'analyse que représente la mesure précise de l'aluminium dans les milieux biologiques et compte tenu de l'absence de données sur l'attribution des sources d'exposition potentielle (par exemple, les estimations de l'ingestion par le régime alimentaire ou la surveillance environnementale dans ces communautés), les données sont insuffisantes pour interpréter de manière fiable les résultats des études de biosurveillance dans ces communautés. En outre, les données disponibles sur la concentration d'aluminium dans les aliments traditionnels consommés par les peuples autochtones sont limitées. Les données disponibles sur la concentration d'aluminium dans les mammifères terrestres et les abats consommés dans les T.N.-O. ont été utilisées pour caractériser les risques liés à la consommation d'aliments traditionnels, dans la présente évaluation. Les estimations de la consommation de mammifères terrestres et d'abats peuvent s'avérer prudentes, car on a supposé une consommation hebdomadaire tout au long de l'année, même si la disponibilité du gros gibier est saisonnière. Toutefois, les données disponibles sont insuffisantes pour permettre à l'heure actuelle une analyse complète des doses journalières d'aluminium par les milieux environnementaux et la nourriture traditionnelle dans les communautés autochtones. Même si les estimations de risque générées à partir des données disponibles sont suffisamment faibles pour tenir compte des incertitudes dans les données sur l'exposition et les effets sur la santé utilisées pour caractériser les risques, il serait avantageux d'obtenir un nouvel ensemble de données afin d'étudier le potentiel d'exposition élevée à l'aluminium chez les personnes résidant dans les communautés autochtones, dans le but de caractériser de manière fiable l'exposition de ces populations et le risque connexe.

Il existe également une incertitude associée au sang total en tant que biomarqueur de l'exposition à l'aluminium, d'après des considérations toxicocinétiques. L'absorption de l'aluminium et les concentrations sanguines qui en découlent peuvent dépendre de facteurs qui ne sont pas liés aux concentrations d'aluminium, comme la forme de l'aluminium et la présence d'autres constituants chimiques (par exemple, le citrate) dans le tractus gastro-intestinal.

Cependant, l'analyse des données cinétiques et épidémiologiques disponibles obtenues chez des travailleurs a indiqué que le sang total pouvait servir de biomarqueur adéquat de l'exposition à l'aluminium lorsqu'elle est stable et continue.

En l'absence de données propres aux différentes substances en ce qui concerne la cinétique, les effets sur la santé et l'exposition, les données disponibles sur le groupement métallique ont été utilisées comme valeurs de substitution. Il est important de souligner que, par rapport au groupement métallique, une substance particulière peut présenter une biodisponibilité et des effets sur la santé différents, particulièrement dans le cas des substances solubles et non solubles.

L'exposition cumulative par inhalation n'a pas été estimée pour les produits de soins corporels contenant de l'aluminium, mais l'exposition à ces produits pourrait se produire en même temps, ce qui pourrait créer une certaine incertitude dans les estimations de l'exposition par inhalation. Il faudrait disposer de données sur les profils d'emploi des produits de soins corporels, la part de marché de ces produits disponibles aux consommateurs, la durée du nuage de vapeur produit lors de leur utilisation, et les taux d'élimination pulmonaires des diverses particules d'aluminium, afin d'envisager une estimation de l'exposition globale.

9. Conclusion

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente ébauche d'évaluation, les 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium présentent un faible risque de causer des effets nocifs pour l'environnement. Il est proposé de conclure que les 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium ne satisfont pas aux critères énoncés aux alinéas 64a) et b) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

À la lumière des renseignements contenus dans la présente ébauche d'évaluation, il est proposé de conclure que le chlorure d'aluminium basique (n° CAS 1327-41-9) et le pentahydroxychlorure de dialuminium (n° CAS 12042-91-0) satisfont au critère énoncé à l'alinéa 64c) de la LCPE, car ils pénètrent ou peuvent pénétrer 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.

À la lumière des renseignements contenus dans la présente ébauche d'évaluation, il est proposé de conclure que 53 des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium ne satisfont pas au critère énoncé à l'alinéa 64c) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il est proposé de conclure que le chlorure d'aluminium basique (n° CAS 1327-41-9) et le pentahydroxychlorure de dialuminium (n° CAS 12042-91-0) satisfont à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE. Il est proposé de conclure que les 53 autres substances du groupe des substances contenant de l'aluminium ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE. Il est également proposé de conclure que le chlorure d'aluminium basique et le pentahydroxychlorure de dialuminium répondent aux critères de

persistance, mais pas à ceux de bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* pris en application de la LCPE.

Bibliographie

Abril GA, Wannaz ED, Mateos AC, Pignata ML. 2014. Biomonitoring of airborne particulate matter emitted from a cement plant and comparison with dispersion modelling results. *Atmos Environ.* 82:154-163. (Disponible en anglais seulement)

[ACGIH] American Conference of Governmental Industrial Hygienists. 2008. Aluminum metal and insoluble compounds. 7th ed. Cincinnati (OH): ACGIH. p. 1-14. (Disponible en anglais seulement)

Adams WJ, Cardwell AS, DeForest DK, Gensemer RW, Santore RC, Wang N, Nordheim E. 2018. Aluminum bioavailability and toxicity to aquatic organisms: Introduction to the special section. *Environ Toxicol Chem.* 37(1):34-35. (Disponible en anglais seulement)

Akinola OB, Biliaminu SA, Adediran RA, Adeniye KA, Abdulquadir FC. 2015. Characterization of prefrontal cortex microstructure and antioxidant status in a rat model of neurodegeneration induced by aluminium chloride and multiple low-dose streptozotocin. *Metab Brain Dis.* 30(6):1531–1536. (Disponible en anglais seulement)

Alberta Environment. 2001. [Guidelines for the application of municipal wastewater sludges to agricultural lands. Mars 2001 \(mise à jour en août 2009\) \[PDF\]](#). Edmonton (AB), Alberta Environment. (Disponible en anglais seulement)

Alberta Environment. 2002. [Lake Wabamun water quality and sediment survey. Preliminary report.](#) Edmonton (AB), Alberta Environment. [Consulté en novembre 2016]. 37 p. ISBN 0-7785-2296-0. (Disponible en anglais seulement)

Alberta Environment. 2003a. Spatial variability of water quality in Wabamun Lake (July 2002). Draft report. Edmonton (AB), Alberta Environment, Environmental Monitoring and Evaluation Branch. (Disponible en anglais seulement)

Alberta Environment. 2003b. Wabamun Lake water quality 1982 to 2001. Edmonton (AB), Alberta Environment, Science and Standards Branch. (Disponible en anglais seulement)

Alberta Environment. 2006. [Wabamun Lake oil spill August 2005: Data report for water and sediment quality in the pelagic area of the lake \(August 4–5 to September 15, 2005\).](#) Edmonton (AB), Alberta Environment. [Consulté en novembre 2016]. 99 p. ISBN 0-7785-4589-X. (Disponible en anglais seulement)

Alberta Health and Wellness. 2008. [Alberta Biomonitoring Program: Chemicals in serum of pregnant women in Alberta \(2005\) \[PDF\]](#). Edmonton (AB), gouvernement de l'Alberta. [Consulté le 12 septembre 2021]. (Disponible en anglais seulement)

Alberta Health and Wellness. 2010. [Alberta Biomonitoring Program: Chemicals in serum of children in southern Alberta \(2004–2006\)—Influence of age and comparison to pregnant women \[PDF\]](#). Edmonton (AB), gouvernement de l'Alberta. [Consulté le 12 septembre 2021]. (Disponible en anglais seulement)

Anderson EL, Sheehan PJ, Kalmes RM, Griffin JR. 2017. Assessment of health risk from historical use of cosmetic talcum powder. *Risk Anal.* 37(5):918–929. (Disponible en anglais seulement)

Arcus-Arth A, Krowech G, Zeise L. 2005. Breast milk and lipid intake distributions for assessing cumulative exposure and risk. *J Expo Anal Environ Epidemiol.* 15(4):357-365. (Disponible en anglais seulement)

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2008. [Toxicological profile for aluminum \[PDF\]](#). Atlanta (GA): US Department of Health and Human Services. [Consulté le 19 décembre 2019 19]. (Disponible en anglais seulement)

Ayeni O, Kambizi L, Laubscher C, Fatoki O, Olatunji O. 2014. Risk assessment of wetland under aluminium and iron toxicities: A review. *Aquat Ecosyst Health Manag.* 17(2):122–128. (Disponible en anglais seulement)

Barabasz W, Albińska D, Jaśkowska M, Lipiec J. 2002. Ecotoxicology of aluminium. *Pol J Environ Stud*. 11(3):199-203. (Disponible en anglais seulement)

[BDIPSN] Base de données d'ingrédients de produits de santé naturels [base de données]. 2022 [modifié le 18 août 2022]. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté le 14 octobre 2022].

[BDPP] Base de données sur les produits pharmaceutiques [base de données]. 2022 [modifié le 10 mars 2022]. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté le 14 octobre 2022].

[BDPSNH] Base de données des produits de santé naturels homologués [base de données]. 2022 [modifié le 12 février 2022]. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté le 14 octobre 2022].

Bélanger N, Fyles H, Hendershot W. 1999. Chemistry, bioaccumulation and toxicity of aluminum in the terrestrial environment — PSL2 assessment of aluminum salts. Rapport inédit. Montréal (QC), Environnement Canada. (Disponible en anglais seulement)

Bergman JJ, Boots BF. 1997. Alum sludge management at Buffalo Pound WTP. Report prepared by Buffalo Pound Water Treatment Plant for Environment Canada. Rapport inédit. Gatineau (QC), Environnement Canada. (Disponible en anglais seulement)

Bertram J, Brand P, Hartmann L, Schettgen T, Kossack V, Lenz K, Purrio E, Reisgen U, Kraus T. 2015. Human biomonitoring of aluminium after a single, controlled manual metal arc inert gas welding process of an aluminium-containing worksheet in nonwelders. *Int Arch Occup Environ Health*. 88(7):913–923. (Disponible en anglais seulement)

Bertsch PM, Bloom PR. 1996. Chapter 18: Aluminum. In: Sparks DL, editor. *Methods of Soil Analysis, Part 3, Chemical Methods*. No. 5. Soil Sci. Soc. Amer, Inc. p. 517-550. (Disponible en anglais seulement)

Bertsch PM, Parker DR. 1996. Aqueous polynuclear aluminum species. In: Sposito G, editor. *The environmental chemistry of aluminum*. 2nd ed. Boca Raton (FL): CRC Press. p. 117–168. (Disponible en anglais seulement)

Bezerra SMC. 2014. Enhancing characterization of water use practices in cement manufacturing and related construction sectors [dissertation]. Guelph (ON), Université de Guelph. (Disponible en anglais seulement)

Battacharjee S, Zhao Y, Hill JM, Culicchia F, Kruck TP, Percy ME, Pogue AI, Walton JR, Lukiw WJ. 2013. Selective accumulation of aluminum in cerebral arteries in Alzheimer's disease (AD). *J Inorg Biochem*. 126:35-37. (Disponible en anglais seulement)

Bilalis D, Tzortzi I, Vavoulidou E, Karkanis A, Emmanouel N, Efthimiadou A, Katsenios N, Patsialis S, Dellaporta L. 2013. Effects of aluminum and moisture levels on aluminum bioaccumulation and protein content in the earthworm *Octodrilus complanatus*. *J Soil Sci Plant Nutr*. 13(4):845–854. (Disponible en anglais seulement)

Bishop P, Quin BF. 2013. Undiagnosed metal phytotoxicity in soils: Measurement of soil pH micro-variability under Manawatu pastures, and an assessment of an alternative means of amelioration. *Proceedings of the New Zealand Grassland Association*. 75:179-184. (Disponible en anglais seulement)

Bloom PR, Erich MS. 1995. The quantitation of aqueous aluminum. In: Sposito G, editor. *The environmental chemistry of aluminum*. 2nd ed. Boca Raton (FL): CRC Press. p. 1-38. (Disponible en anglais seulement)

Bornhorst JA, Hunt JW, Urry FM, McMillin GA. 2005. Comparison of sample preservation methods for clinical trace element analysis by inductively coupled plasma mass spectrometry. *Am J Clin Pathol*. 123(4):578–583. (Disponible en anglais seulement)

Bougle D, Bureau F, Voirin J, Neuville D, Duhamel JF. 1992. A cross-sectional study of plasma and urinary aluminum levels in term and preterm infants. *JPEN J Parenter Enteral Nutr*. 16(2):157–159. (Disponible en anglais seulement)

Boulleman A. 2011. PM2.5 emissions from aluminum smelters: Coefficients and environmental impact. *J Air Waste Manag Assoc.* 61(3):311–318. (Disponible en anglais seulement)

Bowen RAR, Hortin GL, Csako G, Otañez OH, Remaley AT. 2010. Impact of blood collection devices on clinical chemistry assays. *Clin Biochem.* 43(1-2):4-25. (Disponible en anglais seulement)

[BQMA] Banque de données sur la qualité du milieu aquatique [base de données]. 2015. Québec (Québec), gouvernement du Québec. Ensembles de données pour toutes les stations de surveillance des métaux. [Consulté en novembre 2015].

Brothers PJ, Ruggiero CE. 2011. Coordination and solution chemistry of the metals: Biological, medical and environmental relevance. In: Aldridge S, Downs AJ, editors. *The Group 13 metals, aluminium, gallium, indium, and thallium: Chemical patterns and peculiarities*. New York (NY): John Wiley and Sons. p. 519-611. (Disponible en anglais seulement)

Buchan NI, Potemski RM, Kuech TF. 1991. Vapor pressure and vapor composition of diethylgallium chloride and diethylaluminum chloride. *J Chem Eng Data.* 36(4):372-374. (Disponible en anglais seulement)

Buckler DR, Cleveland L, Little EE, Brumbaugh WG. 1995. Survival, sublethal responses, and tissue residues of Atlantic salmon exposed to acidic pH and aluminum. *Aquat Toxicol.* 31(3):203-216. (Disponible en anglais seulement)

Canada. 1985. Loi sur les aliments et drogues. L.R.C. 1985, ch. F-27.

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.

Canada. 2009. Règlement sur les cosmétiques. C.R.C., ch. 869.

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

Canada. 2013a [modifié en 2013]. Réduction des pluies acides. Gouvernement du Canada. [Consulté en janvier 2020].

Canada. 2013b [modifié en 2013]. Pollution atmosphérique : effets sur le sol et l'eau. Gouvernement du Canada. [Consulté en janvier 2020].

Canada. 2017a [modifié en 2017]. À propos du suivi et de la surveillance de la qualité des eaux douces. [Consulté en janvier 2020].

Canada, ministère de l'Environnement. 2017b. 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, p. 89-161.

Canada. 2018a [modifié en 2018]. Pluies acides : causes et effets. Gouvernement du Canada. [Consulté en janvier 2020].

Canada. 2018b. Loi sur les pêches : Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers. C.P. 1992-961, DORS/92-269, dernière modification le 26 septembre 2018. [Consulté en janvier 2020].

Canada. 2022. Loi sur les pêches : Règlement sur les effluents des mines de métaux et des mines de diamants. C.P. 2002-987, DORS/2002-222, dernière modification le 24 juin 2022. [Consulté le 14 octobre 2022].

[ASFC] Agence des services frontaliers du Canada. 2016. Information sur les substances importées correspondant aux codes du SH 2523.10.0000, 2523.21.0000, 2523.29.0000, 2523.30.0000, 2523.90.0010, 2523.90.0020,

2523.90.0030, 2523.90.0040, 2523.90.0090, 2818.20.0010, 2818.20.0020, 2818.20.0090, 2818.30.0000, 2826.12.0000, 2826.30.0000, 2827.49.0010, 2833.30.0010, 2833.30.0020, 2841.90.2010, 2842.90.0050, 2842.90.9930, 2931.00.1040, 2931.90.0010, 3206.41.0000, 3206.41.0010, 3206.41.0021, 3206.41.0029, 3802.90.0010, 3802.90.0040. Ottawa (Ont.) : ASFC, Division des opérations commerciales et liées aux échanges commerciaux. Renseignements confidentiels reçus par Environnement et Changement climatique Canada pour les années civiles 2010-2013.

[CANMET] Canada Centre for Mineral & Energy Technology and Radian Canada. 1993. Raw material balances, energy profiles and environmental unit factor estimates: Cement and structural concrete products. Rapport affiché par l'Athena Sustainable Materials Institute, à Ottawa, Canada. (Disponible en anglais seulement)

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

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2008. Canadian Water Quality Guidelines [PDF]. Winnipeg (MB), Conseil canadien des ministres de l'environnement. (Non disponible)

[CCMRE] Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. 1987. Canadian Water Quality Guidelines. Task Force on Water Quality Guidelines. Ottawa (Ontario), Environnement Canada. (Disponible en anglais seulement)

Cardwell AS, Adams WJ, Gensemer RW, Nordheim E, Santore RC, Ryan AC, Stubblefield WA. 2018. Chronic toxicity data of aluminum, at a pH of 6, to freshwater organisms: Empirical data for the development of international regulatory standards/criteria. Environ Toxicol Chem. 37(1):36-48. (Disponible en anglais seulement)

Caron-Beaudoin É, Bouchard M, Wendling G, Barroso A, Bouchard MF, Ayotte P, Frohlich KL, Verner M-A. 2019. Urinary and hair concentrations of trace metals in pregnant women from Northeastern British Columbia, Canada: A pilot study. J Expo Sci Environ Epidemiol. 29(5):613-623. (Disponible en anglais seulement)

Cement Association of Canada. 2005. Cement and structural concrete products: Life cycle inventory update #2 [PDF]. Prepared by Athena Sustainable Materials Institute. Ottawa, Canada. (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. [Consulté le 16 août 2022]. (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) [PDF]. Prince George (BC), University of Northern British Columbia. [Consulté le 16 août 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Chan L, Receveur O, Batal M, David W, Schwartz H, Ing A, Fediuk K, Black A, Tikhonov C. 2014. Étude sur l'alimentation, la nutrition et l'environnement chez les Premières Nations (EANEPN) : Résultats de l'Ontario (2011/2012) [PDF]. Ottawa (Ontario), Université d'Ottawa. [Consulté le 16 août 2022].

Chan L, Receveur O, Batal M, David W, Schwartz H, Ing A, Fediuk K, Tikhonov C. 2016. Étude sur l'alimentation, la nutrition et l'environnement chez les Premières Nations (EANEPN) : Résultats de l'Alberta (2013) [PDF]. Ottawa (Ontario), Université d'Ottawa. [Consulté le 16 août 2022].

Chan L, Receveur O, Batal M, David W, Schwartz H, Ing A, Fediuk K, Tikhonov C. 2017. Étude sur l'alimentation, la nutrition et l'environnement chez les Premières Nations (EANEPN) : Résultats de la région de l'Atlantique (2014) [PDF]. Ottawa (Ontario), Université d'Ottawa. [Consulté le 16 août 2022].

Chan L, Receveur O, Batal M, Sadik T, Schwartz H, Ing A, Fediuk K, Tikhonov C. 2018. First Nations Food, Nutrition and Environment Study (FNFNES): Results from Saskatchewan (2015) [PDF]. Ottawa (Ontario), Université d'Ottawa. [Consulté le 16 août 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Chan L, Batal M, Receveur O, Sadik T, Schwartz H, Ing A, Fediuk K, Tikhonov C, Lindhorst K. 2019a. Étude sur l'alimentation, la nutrition et l'environnement chez les Premières Nations (EANEPM) : Résultats de Québec (2016) [PDF]. Ottawa (Ontario), Université d'Ottawa. [Consulté le 16 août 2022].

Chan L, Batal M, Sadik T, Tikhonov C, Schwartz H, Fediuk K, Ing A, Marushka L, Lindhorst K, Barwin L, et al. 2019b. First Nations Food, Nutrition and Environment Study (FNFNES) final report for eight assembly of First Nations regions: Draft comprehensive technical report [PDF]. Assemblée des Premières Nations, Université d'Ottawa, Université de Montréal. [Consulté le 17 octobre 2021]. (Disponible en anglais seulement)

[CEH] Chemical Economics Handbook. 2021. Aluminum chemicals. Wietlisbach S, Gao A, Funada C, Davis S. IHS Markit. [Consulté en octobre 2022]. [Accès réservé]. (Disponible en anglais seulement)

Cheminfo Services. 2008. Characterization and analysis of aluminum salts and releases to the environment in Canada. Final report. Vancouver (BC). Préparé pour la Direction générale de l'intendance environnementale d'Environnement Canada. (Disponible en anglais seulement)

Christie H, MacKay RJ, Fisher AM. 1963. Pulmonary effects of inhalation of aluminum by rats and hamsters. Am Ind Hyg Assoc J. 24(1):47-56. (Disponible en anglais seulement)

Clark NA, Teschke K, Rideout K, Copes R. 2007. Trace element levels in adults from the west coast of Canada and associations with age, gender, diet, activities, and levels of other trace elements. Chemosphere. 70(1):155–164. (Disponible en anglais seulement)

Cleveland L, Buckler DR, Brumbaugh WG. 1991. Residue dynamics and effects of aluminum on growth and mortality in brook trout. Environ Toxicol Chem. 10(2):243-248. (Disponible en anglais seulement)

Colomina MT, Sanchez DJ, Sanchez-Turet M, Domingo JL. 1999. Behavioral effects of aluminum in mice: Influence of restraint stress. Neuropsychobiology. 40(3):142-149. (Disponible en anglais seulement)

Connor JN, Martin MR. 1989. An assessment of sediment phosphorus inactivation, Kezar Lake, New Hampshire. Water Resour Bull. 25(4):845–853. (Disponible en anglais seulement)

Conseil de santé des Pays-Bas. 2010. Aluminium and aluminium compounds: Health-based recommended occupational exposure limit [PDF]. La Haye (P.-B.), le conseil de la santé des Pays-Bas. [Consulté le 14 décembre 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[ConsExpo Web] Consumer Exposure Web Model. 2019. Bilthoven (P.-B.): Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [institut national pour la santé publique et l'environnement]. (Disponible en anglais seulement)

Cotton FA, Wilkinson G. 1999. Advanced inorganic chemistry. 5th ed. New York (NY): John Wiley and Sons. (Disponible en anglais seulement)

Courchesne F, Hendershot WH. 1997. La genèse des podzols. Geogr Phys Quatern. 51(2):235–250.

Crane M, Atkinson C, Comber S, Sorokin N. 2007. Proposed EQS for Water Framework Directive. Annex VIII substances: Aluminium (inorganic monomeric). Science Report: SC040038/SR1; SNIFFER Report: WFD52(i). February 2007. Bristol (UK): Environment Agency. 89 p. (Disponible en anglais seulement)

Crémazy A, Levy JL, Campbell PGC, Fortin C. 2013. Uptake and subcellular partitioning of trivalent metals in green alga: Comparison between Al and Sc. Biometals. 26(6):989-1001. (Disponible en anglais seulement)

Cunha GOM, Almeida JA, Ernani PR, Pereira ER, Skoronski E, Lourenço LS, Brunetto G. 2018. Chemical species and aluminum concentration in the solution of acid soils cultivated with soybean and corn under liming. Rev Bras Cienc Solo. 42:e0170406. (Disponible en anglais seulement)

Dabeka R, Fouquet A, Belisle S, Turcotte S. 2011. Lead, cadmium and aluminum in Canadian infant formulae, oral electrolytes and glucose solutions. Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess. 28(6):744–753. (Disponible en anglais seulement)

Darbre PD. 2005. Aluminium, antiperspirants and breast cancer. *J Inorg Biochem.* 99(9):1912-1919. (Disponible en anglais seulement)

Darbre PD, Mannello F, Exley C. 2013. Aluminium and breast cancer: Sources of exposure, tissue measurements and mechanisms of toxicological actions on breast biology. *J Inorg Biochem.* 128:257-261. (Disponible en anglais seulement)

Darragh KV, Ertell CA. 2003. Aluminum sulfate and alums. In: Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology. Online version. New York (NY): John Wiley and Sons, Inc. [Consulté en janvier 2020]. (Disponible en anglais seulement)

David MB, Driscoll CT. 1984. Aluminum speciation and equilibria in soil solutions of a Haplorthod in the Adirondack Mountains (New York, USA). *Geoderma.* 33(4):297-318. (Disponible en anglais seulement)

Delhaize E, Ryan PR. 1995. Aluminum toxicity and tolerance in plants. *Plant Physiol.* 107(2):315–321. (Disponible en anglais seulement)

[DOE] US Department of Energy. 1984. A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionuclides through agriculture. ORNL-5786, septembre 1984. 150 p. (Disponible en anglais seulement)

Dillon PJ, Evans HE, Scholer PJ. 1988. The effects of acidification on metal budgets of lakes and catchments. *Biogeochemistry.* 5:201-220. (Disponible en anglais seulement)

[DNMQLLT] Données nationales de monitoring de la qualité de l'eau à long terme. 2022 [modifié le 17 juillet 2022]. [Données de monitoring de la qualité de l'eau à long terme de Terre-Neuve et Labrador](#). Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté le 14 octobre 2022].

Dobranskyte A, Jugdaohsingh R, Stuchlik E, Powell JJ, White KN, McCrohan CR. 2004. Role of exogenous and endogenous silicon in ameliorating behavioural responses to aluminium in a freshwater snail. *Environ Pollut.* 132(3):427-433. (Disponible en anglais seulement)

Dolmen D, Finstad AG, Skei JK. 2018. Amphibian recovery after a decrease in acidic precipitation. *Ambio.* 47(3):355–367. (Disponible en anglais seulement)

Drábek O, Mládková L, Borůvka L, Szakova J, Nikodem A, Nemecek K. 2005. Comparison of water-soluble and exchangeable forms of Al in acid forest soils. *J Inorg Biochem.* 99(9):1788-1795. (Disponible en anglais seulement)

Driscoll CT, van Breemen N, Mulder J. 1985. Aluminum chemistry in a forested spodosol. *Soil Sci Soc Am J.* 49(2):437-444. (Disponible en anglais seulement)

Driscoll CT, Otton JK, Iverfeldt Å. 1994. Trace metals speciation and cycling. In: Moldan B, Černý J, editors. *Biogeochemistry of small catchments: A tool for environmental research.* New York (NY): John Wiley and Sons. p. 299–322. (Disponible en anglais seulement)

Driscoll CT, Postek KM. 1996. The chemistry of aluminum in surface waters. In: Sposito G, editor. *The environmental chemistry of aluminum.* 2nd ed. Boca Raton (FL): CRC Press. p. 363-418. (Disponible en anglais seulement)

Driscoll CT, Schecher WD. 1990. The chemistry of aluminum in the environment. *Environ Geochem Health.* 12:28-49. (Disponible en anglais seulement)

Drysdale M, Ratelle M, Skinner K, Garcia-Barrios J, Gamberg M, Williams M, Majowicz S, Bouchard M, Stark K, Chalil D, et al. 2021. Human biomonitoring results of contaminant and nutrient biomarkers in Old Crow, Yukon, Canada. *Sci Total Env.* 760:143339. (Disponible en anglais seulement)

Dussault ÈB, Playle RC, Dixon DG, McKinley RS. 2001. Effects of sublethal, acidic aluminum exposure on blood ions and metabolites, cardiac output, heart rate, and stroke volume of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Fish Physiol Biochem.* 25:347-357. (Disponible en anglais seulement)

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2016. Code de pratiques pour réduire les émissions de particules fines (P_{2,5}) dans le secteur de l'aluminium primaire [PDF]. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. ISBN 978-0-660-03884-1, n° au cat. : En14-241/2015F-PDF.

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2017. 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 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] Environnement et Changement climatique Canada. 2018. Données nationales de monitoring de la qualité de l'eau à long terme. Données ouvertes. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté en janvier 2019].

[ECCC] Environment and Climate Change Canada. 2020a. *Supporting documentation: Summary statistics and predicted environmental concentrations*. Gatineau (Québec), ECCC. Information à l'appui de l'ébauche d'évaluation pour les substances du groupe des substances contenant de l'aluminium. Disponible sur demande à subststances@ec.gc.ca. (Disponible en anglais seulement)

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2020b. Document d'évaluation scientifique : classification du risque écologique des substances inorganiques. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Mise à jour en janvier 2020; consulté le 14 octobre 2022].

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2020c. Base de données HYDAT. 2020. Relevés hydrologiques du Canada, Environnement et Changement climatique Canada. [Consulté en janvier 2020].

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2022a. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) -Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement – Aluminium. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté le 14 octobre 2022].

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2022b [modifié en 2022]. Inventaire national des rejets de polluants (INRP) : Liste des substances, par seuil. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté le 14 octobre 2022].

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2013. Examen préalable rapide des substances peu préoccupantes pour l'environnement. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté le 15 août 2022].

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2016. Examen préalable rapide des substances identifiées à la Phase 2 de la mise à jour de la Liste intérieure des substances : résultats de l'évaluation préalable. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté le 15 août 2022].

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2017 [modifié en 2017]. Catégorisation de substances chimiques. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté le 5 janvier 2020].

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2021. Évaluation préalable talc (Mg₃H₂(SiO₃)₄). Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté le 17 avril 2021].

[EC, SC] Environnement Canada, Santé Canada. 2000. State of the science report for aluminum chloride, aluminum nitrate and aluminum sulphate. Ottawa (Ontario), Environnement Canada, Santé Canada. (Disponible en anglais seulement)

[EC, SC] Environnement Canada, Santé Canada. 2010. Liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation Suivi du rapport sur l'état de la science. 2000. Chlorure d'aluminium (7446-70-0), nitrate d'aluminium (13473-90-0), sulphate d'aluminium (10043-01-3). Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada.

[ECHA] European Chemicals Agency. c2007-2019a. Registered substances database; search for CAS RN 12004-14-7. Helsinki (FI): ECHA. [Consulté en mars 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] European Chemicals Agency. c2007-2019b. Registered substances database; search for CAS RN 12042-91-0. Helsinki (FI): ECHA. [Consulté en mars 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] European Chemicals Agency. c2007-2019c. Registered substances database; search for CAS RN 13419-15-3. Helsinki (FI): ECHA. [Consulté en mars 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] European Chemicals Agency. c2007-2019d. Registered substances database; search for CAS RN 14782-75-3. Helsinki (FI): ECHA. [Consulté en mars 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] European Chemicals Agency. c2007-2019e. Registered substances database; search for CAS RN 15305-07-4. Helsinki (FI): ECHA. [Consulté en mars 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] European Chemicals Agency. c2007-2019f. Registered substances database; search for CAS RN 39290-78-3. Helsinki (FI): ECHA. [Consulté en mars 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] European Chemicals Agency. c2007-2019g. Registered substances database; search for CAS RN 54326-11-3. Helsinki (FI): ECHA. [Consulté en mars 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] European Chemicals Agency. c2007-2019h. Registered substances database; search for CAS RN 57158-29-9. Helsinki (FI): ECHA. [Consulté en mars 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] European Chemicals Agency. c2007-2019i. Registered substances database; search for CAS RN 65997-16-2. Helsinki (FI): ECHA. [Consulté en mars 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] European Chemicals Agency. c2007-2019j. Registered substances database; search for CAS RN 68425-65-0. Helsinki (FI): ECHA. [Consulté en mars 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] European Chemicals Agency. c2007-2019k. Registered substances database; search for CAS RN 68855-54-9. Helsinki (FI): ECHA. [Consulté en mars 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] European Chemicals Agency. c2007-2019l. Registered substances database; search for CAS RN 70131-50-9. Helsinki (FI): ECHA. [Consulté en mars 2019]. (Disponible en anglais seulement)

Edling NPG. 1961. Aluminium pneumoconiosis: A roentgendiagnostic study of five cases. Acta Radiol. 56:170-178. (Disponible en anglais seulement)

[EFSA] European Food Safety Authority. 2008. Safety of aluminium from dietary intake—Scientific opinion of the panel on food additives, flavourings, processing aids and food contact materials (AFC) [PDF]. EFSA Journal. 754:1-34. [Consulté le 5 janvier 2020]. (Disponible en anglais seulement)

Eisenreich SJ. 1980. Atmospheric input of trace metals to Lake Michigan (USA). Water Air Soil Pollut. 13:287-301. (Disponible en anglais seulement)

Environnement Canada. 2004. Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada. N° de cat. En4-46/2004F-PDF. Toronto (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté le 14 octobre 2022].

Environnement Canada. 2010. Guide technique pour l'Étude de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) des pâtes et papiers [PDF]. Ottawa (Ontario), Environnement Canada. [Consulté le 14 octobre 2022].

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

Fakri S, Al-Azzawi A, Al-Tawil N. 2006. Antiperspirant use as a risk factor for breast cancer in Iraq. East Mediterr Health J. 12(3-4):478-482. (Disponible en anglais seulement)

Ferguson G, Hopkins R, Poortinga K, McCallum L. 2018. Systematic review of occupational aluminum exposure and adverse health conditions. Mississauga (Ontario), Intrinsik. (Disponible en anglais seulement)

Fernández-Dávila ML, Razo-Estrada AC, García-Medina S, Gómez-Oliván LM, Piñón-López MJ, Ibarra RG, Galar-Martínez M. 2012. Aluminum-induced oxidative stress and neurotoxicity in grass carp (Cyprinidae—*Ctenopharingodon idella*). *Ecotoxicol Environ Saf.* 76:87–92. (Disponible en anglais seulement)

Fifield LK. 1997. Study of the kinetics of aluminium absorption and excretion in humans (with Day, Oldham and Carling [University of Manchester]). Annual Report 1997. Canberra (AU): Australian National University, Department of Nuclear Physics. p. 97–101. (Disponible en anglais seulement)

Freida J, McDonald DG. 1990. Effects of aluminum on the leopard frog, *Rana pipiens*: Life stage comparisons and aluminum uptake. *Can J Fish Aquat Sci.* 47(1):210–216. (Disponible en anglais seulement)

Gensemer RW, Gondek JC, Rodriguez PH, Arbildua JJ, Stubblefield WA, Cardwell AS, Santore RC, Ryan AC, Adams WJ, Nordheim E. 2018. Evaluating the effects of PH, hardness, and dissolved organic carbon on the toxicity of aluminum to freshwater aquatic organisms under circumneutral conditions. *Environ Toxicol Chem.* 37(1):49–60. (Disponible en anglais seulement)

Gensemer RW, Playle RC. 1999. The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Crit Rev Environ Sci Technol.* 29(4):315–450. (Disponible en anglais seulement)

George DB, Berk SG, Adams VD, Morgan EL, Roberts RO, Holloway CA, Lott RC, Holt LK, Ting RS, Welch AW. 1991. Alum sludge in the aquatic environment. Denver (CO): American Water Works Association Research Foundation. 224 p. (Disponible en anglais seulement)

George DB, Berk SG, Adams VD, Ting RS, Roberts RO, Parks LH, Lott RC. 1995. Toxicity of alum sludge extracts to a freshwater alga, protozoan, fish, and marine bacterium. *Arch Environ Contam Toxicol.* 29:149–158. (Disponible en anglais seulement)

Giorgianni CM, D'Arrigo G, Brecciaroli R, Abbate A, Spatari G, Tringali MA, Gangemi S, De Luca A. 2014. Neurocognitive effects in welders exposed to aluminium. *Toxicol Ind Health.* 30(4):347–356. (Disponible en anglais seulement)

Golding LA, Angel BM, Batley GE, Apte SC, Krassoi R, Doyle CJ. 2015. Derivation of a water quality guideline for aluminium in marine waters. *Environ Toxicol Chem.* 34(1):141–151. (Disponible en anglais seulement)

Golub MS, Germann SL, Han B, Keen CL. 2000. Lifelong feeding of a high aluminum diet to mice. *Toxicology.* 150(1–3):107–117. (Disponible en anglais seulement)

Gorgogorias VA, Tsialtas I, Sotiriou N, Laschou VC, Karra AG, Leonidas DD, Chrousos GP, Protopapa E, Psarra A-M G. 2018. Potential interference of aluminum chlorohydrate with estrogen receptor signalling in breast cancer cells. *J Mol Biochem.* 7(1):1–13. (Disponible en anglais seulement)

Gouillé J-P, Mahieu L, Castermant J, Neveu N, Bonneau L, Lainé G, Bouige D, Lacroix C. 2005. Metal and metalloid multi-elementary ICP-MS validation in whole blood, plasma, urine and hair: Reference values. *Forensic Sci Int.* 153(1):39–44. (Disponible en anglais seulement)

Gouvernement de l'Australie du Sud. 2016. Department of Environment, Water and Natural Resources. [Aluminium toxicity: Soil and land, fact sheet number 7](#). [Consulté en décembre 2019]. (Disponible en anglais seulement)

Gross P, Harley RA Jr, deTreville RTP. 1973. Pulmonary reaction to metallic aluminum powders: An experimental study. *Arch Environ Health.* 26(5):227–236. (Disponible en anglais seulement)

Handy RD, Eddy FB. 1989. Surface absorption of aluminium by gill tissue and body mucus of rainbow trout, *Salmo gairdneri*, at the onset of episodic exposure. *J Fish Biol.* 34(6):865–874. (Disponible en anglais seulement)

Haridasan M. 2008. Nutritional adaptations of native plants of the cerrado biome in acid soils. *Braz J Plant Physiol.* 20(3):183–195. (Disponible en anglais seulement)

Havas M. 1985. Aluminum bioaccumulation and toxicity to *Daphnia magna* in soft water at low pH. Can J Fish Aquat Sci. 42(11):1741–1748. (Disponible en anglais seulement)

Haynes WM, éditeur. 2016. CRC handbook of chemistry and physics. 97th ed. Boca Raton (FL): CRC Press. (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, Macey K, Poddalgoda D, Lu M, Nong A, Aylward L. 2016. Biomonitoring Equivalents for molybdenum. Regul Toxicol Pharmacol. 77:223-229. (Disponible en anglais seulement)

He H, He L, Gu M. 2012. Interactions between nitric oxide and plant hormones in aluminum tolerance. Plant Signal Behav. 7(4):469–471. (Disponible en anglais seulement)

Heimburger A, Losno R, Triquet S, Dulac F, Mahowald N. 2012. Direct measurements of atmospheric iron, cobalt, and aluminum-derived dust deposition at Kerguelen Islands. Global Biogeochem Cycles. 26(4):GB4016. (Disponible en anglais seulement)

Heitland P, Köster HD. 2021. Human biomonitoring of 73 elements in blood, serum, erythrocytes and urine. J Trace Elem Med Biol. 64:126706. (Disponible en anglais seulement)

Helmboldt O, Hudson LK, Misra C, Wefers K, Heck W, Stark H, Danner M, Rösch N. 2012. Aluminum compounds, inorganic. In: Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry. 7th ed., vol. 2. Weinheim (DE): Wiley-VCH. p. 569-584. (Disponible en anglais seulement)

Herrmann J, Andersson KG. 1986. Aluminium impact on respiration of lotic mayflies at low pH. Water Air Soil Pollut. 30:703-709. (Disponible en anglais seulement)

Hoet P, Jacquerey C, Deumer G, Lison D, Haufroid V. 2021. Reference values of trace elements in blood and/or plasma in adults living in Belgium. Clin Chem Lab Med. 59(4):729–742. (Disponible en anglais seulement)

Hosovski E, Matelica Z, Sunderić D, Radulović D. 1990. Mental abilities of workers exposed to aluminium. Med Lav. 81(2):119–123. (Disponible en anglais seulement)

Household Products Database [database]. 1993-. Bethesda (MD): US National Library of Medicine. [Consulté 2019 Aug 20]. (Disponible en anglais seulement)

Hoyt PB, Nyborg M. 1972. Use of dilute calcium chloride for the extraction of plant-available aluminum and manganese from acid soil. Can J Soil Sci. 52(2):163–167. (Disponible en anglais seulement)

Hoyt PB, Nyborg M. 1987. Field calibration of liming responses of four crops using soil pH, Al and Mn. Plant Soil. 102:21-25. (Disponible en anglais seulement)

Hoyt PB, Nyborg M, Penney DC. 1974. Farming acid soils in Alberta and northeastern British Columbia. Ottawa (Ontario), Agriculture Canada. Publication 1521. 14 p. (Disponible en anglais seulement)

Hudson LK, Misra C, Perrotta AJ, Wefers K, Williams FS. 2012. Aluminum oxide. In: Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry. 7th ed., vol. 2. Weinheim (DE): Wiley-VCH. p. 607–645. (Disponible en anglais seulement)

Hunter D, Milton R, Perry KMA, Thompson DR. 1944. Effect of aluminium and alumina on the lung in grinders of duralumin aeroplane propellers. Br J Ind Med. 1(3):159–164. (Disponible en anglais seulement)

[IARC] IARC Working Group on Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 1984. Polynuclear aromatic compounds, part 3: Industrial exposures in aluminium production coal gasification, coke production, and iron and steel founding. IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum. 34:1-219. (Disponible en anglais seulement)

[IARC] IARC Working Group on Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 2010. Occupational exposures during aluminium production. IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum. 100F:215-223. (Disponible en anglais seulement)

[ICSC] Fiches internationales de sécurité chimique [base de données]. c1996-2018. Genève (Suisse), Organisation internationale du Travail. International Chemical Safety Cards. [Consulté le 14 octobre 2022].

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants. 2019 [modifié le 28 novembre 2019]. Aperçu des secteurs de l'INRP : Aluminium. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté en février 2020].

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants. 2022 [modifié le 2 mars 2022]. Ensemble de données brutes (1993 jusqu'à présent); données sur les rejets d'aluminium (sous forme de fumée ou de poussière uniquement) n° CAS 7429-90-5 et d'oxyde d'aluminium (sous forme fibreuse uniquement) n° CAS 1344-28-1. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté le 14 octobre 2022].

Jaiswal SK, Naamala J, Dakora FD. 2018. Nature and mechanisms of aluminium toxicity, tolerance and amelioration in symbiotic legumes and rhizobia. Biol Fertil Soils. 54(3):309–318. (Disponible en anglais seulement)

Jansen S, Broadley MR, Robbrecht E, Smets E. 2002. Aluminum hyperaccumulation in angiosperms: A review of its phylogenetic significance. Bot Rev. 68:235-269. (Disponible en anglais seulement)

Jardine PM, Zelazny LW. 1996. Surface reactions of aqueous aluminum species. In: Sposito G, editor. The environmental chemistry of aluminum. 2nd ed. Boca Raton (FL): CRC Press. p. 221–270. (Disponible en anglais seulement)

Jayawardene I, Paradis J-F, Bélisle S, Poddalgoda D, Macey K. 2021. Multi-elemental determination of metals, metalloids and rare earth element concentrations in whole blood from the Canadian Health Measures Survey, 2009–2011. J Trace Elem Med Biol. 68:126830. (Disponible en anglais seulement)

[JECFA] Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. 2007. Evaluation of certain food additives and contaminants [PDF]. Geneva (CH): World Health Organization. [Consulté le 6 janvier 2019]. (WHO Technical Report Series 940). Sixty-seventh report of the JECFA. (Disponible en anglais seulement)

[JECFA] Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. 2012. Safety evaluation of certain food additives [PDF]. Geneva (CH): World Health Organization, International Programme on Chemical Safety. [Consulté le 3 janvier 2020]. (WHO Food Additive Series 65). Prepared by the seventy-fourth meeting of the JECFA. On the cover: First draft prepared by Benford DJ, Agudo A, Baskaran C, DiNovi M, Folmer D, Leblanc J-C, Renwick AG. (Disponible en anglais seulement)

Keith LS, Jones DE, Chou CHSJ. 2002. Aluminium toxicokinetics regarding infant diet and vaccinations. Vaccine. 20(Suppl. 3):S13-7. (Disponible en anglais seulement)

Kidd PS, Proctor J. 2001. Why plants grow poorly on very acid soils: Are ecologists missing the obvious? J Exp Bot. 52(357):791–799. (Disponible en anglais seulement)

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

Kim H-J, Lim H-S, Lee K-R, Choi M-H, Kang NM, Lee CH, Oh E-J, Park H-K. 2017. Determination of trace metal levels in the general population of Korea. Int J Environ Res Public Health. 14(7):702. (Disponible en anglais seulement)

Kinraide TB. 1990. Assessing the rhizotoxicity of the aluminate ion, Al(OH)_4^- . *Plant Physiol.* 93(4):1620–1625. (Disponible en anglais seulement)

Kinraide TB. 1997. Reconsidering the rhizotoxicity of hydroxyl, sulphate, and fluoride complexes of aluminium. *J Exp Bot.* 48(5):1115–1124. (Disponible en anglais seulement)

Klöppel H, Fliedner A, Kördel W. 1997. Behaviour and ecotoxicology of aluminium in soil and water—Review of scientific literature. *Chemosphere.* 35(1–2):353–363. (Disponible en anglais seulement)

Klotz K, Weistenhöfer W, Neff F, Hartwig A, van Thriel C, Drexler H. 2017. The health effects of aluminium exposure. *Dtsch Arztebl Int.* 114(39):653-659. (Disponible en anglais seulement)

Klotz K, Meyer-Baron M, van Thriel C, Pallapies D, Nasterlack M, Letzel S, Roßbach B, Triebig G, Weistenhöfer W, Drexler H, et al. 2019. Addendum to Aluminium [BAT value documentation, 2019]. The MAK Collection for Occupational Health and Safety. 4(4):2279–2311. (Disponible en anglais seulement)

Kluczka J, Zołotajkin W, Ciba J, Staroń M. 2017. Assessment of aluminum bioavailability in alum sludge for agricultural utilization. *Environ Monit Assess.* 189:422. (Disponible en anglais seulement)

Kochian LV, Hoekenga OA, Pineros MA. 2004. How do crop plants tolerate acid soils? Mechanisms of aluminum tolerance and phosphorous efficiency. *Annual Rev Plant Biol.* 55:459–493. (Disponible en anglais seulement)

Komarova T, McKeating D, Perkins AV, Tinggi U. 2021. Trace element analysis in whole blood and plasma for reference levels in a selected Queensland population, Australia. *Int J Environ Res Public Health.* 18(5):2652. (Disponible en anglais seulement)

Kopittke PM, Moore KL, Lombi E, Gianoncelli A, Ferguson BJ, Blamey FPC, Menzies NW, Nicholson TM, McKenna BA, Wang P, et al. 2015. Identification of the primary lesion of toxic aluminum in plant roots. *Plant Physiol.* 167(4):1402–1411. (Disponible en anglais seulement)

Kopittke PM, Blamey FPC. 2016. Theoretical and experimental assessment of nutrient solution composition in short-term studies of aluminium rhizotoxicity. *Plant Soil.* 406:311–326. (Disponible en anglais seulement)

Kraus T, Schaller KH, Angerer J, Hilgers R-D, Letzel S. 2006. Aluminosis—Detection of an almost forgotten disease with HRCT. *J Occup Med Toxicol.* 1:4. (Disponible en anglais seulement)

Krause MJ, Orlandi F, Saurage AT, Zietz JR Jr. 2012. Aluminum compounds, organic. In: Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry. 7th ed., vol. 2. Weinheim (DE): Wiley-VCH. p. 586-605. (Disponible en anglais seulement)

Krewski D, Yokel RA, Nieboer E, Borchelt D, Cohen J, Harry J, Kacew S, Lindsay J, Mahfouz AM, Rondeau V. 2007. Human health risk assessment for aluminium, aluminium oxide, and aluminium hydroxide. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev.* 10(Suppl 1):1-269. (Disponible en anglais seulement)

Krstic D, Djalovic I, Nikezic D, Bjelic D. 2012. Aluminium in acid soils: Chemistry, toxicity and impact on maize plants. In: Aladjadjiyan A, editor. Food production—Approaches, challenges and tasks. Rijeka (HR): InTech. p. 231–242. (Disponible en anglais seulement)

Kiesswetter E, Schaeper M, Buchta M, Schaller KH, Rossbach B, Scherhag H, Zschiesche W, Letzel S. 2007. Longitudinal study on potential neurotoxic effects of aluminium: I. Assessment of exposure and neurobehavioural performance of Al welders in the train and truck construction industry over 4 years. *Int Arch Occup Environ Health.* 81(1):41–67. (Disponible en anglais seulement)

Landman MJ, Ling N. 2011. Fish health changes in Lake Okaro, New Zealand: Effects of nutrient remediation, season or eutrophication? *Hydrobiologia.* 661:65-79. (Disponible en anglais seulement)

Larter NC, Macdonald CR, Elkin BT, Wang X, Harms NJ, Gamberg M, Muir DCG. 2016. Cadmium and other elements in tissues from four ungulate species from the Mackenzie Mountain region of the Northwest Territories, Canada. *Ecotoxicol Environ Saf.* 132:9-17. (Disponible en anglais seulement)

Lewis RJ, editor. 1997. Hawley's condensed chemical dictionary. 13th ed. New York (NY): John Wiley and Sons, Inc. (Disponible en anglais seulement)

Lin S, Evans RL, Schnepper D, Hill T. 1984. Evaluation of wastes from the East St. Louis water treatment plant and their impact on the Mississippi River. Springfield (IL): Department of Energy and Natural Resources, (ISWS/CIR-160/84:1-89, 1984). (Disponible en anglais seulement)

Lin SD. 1989. No adverse environmental impacts from water plant discharges. *Water Eng Manag.* 136:40-41. (Disponible en anglais seulement)

Lindemann J, Holtkamp E, Herrmann R. 1990. The impact of aluminium on green algae isolated from two hydrochemically different headwater streams, Bavaria, Germany. *Environ Pollut.* 67(1):61-77. (Disponible en anglais seulement)

Liu X, Rua D, Wokovich A, Guo C, Keire D. 2019. Particle size distribution analysis of OTC aerosol or powder drug products with potential for inadvertent inhalation exposure to consumers. *J Pharma Sci.* 108(4):1506–1511. (Disponible en anglais seulement)

Lukiw WJ, Kruck TPA, Percy ME, Pogue AI, Alexandrov PN, Walsh WJ, Sharfman NM, Jaber VR, Zhao Y, Li W, et al. 2019. Aluminum in neurological disease — A 36 year multicenter study. *J Alzheimers Dis Parkinsonism.* 8(6):457. (Disponible en anglais seulement)

Lydersen E. 1990. The solubility and hydrolysis of aqueous aluminium hydroxides in dilute fresh waters at different temperatures. *Nord Hydrol.* 21(3):195-204. (Disponible en anglais seulement)

[MAAARO] Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario. 2018. [Manuel sur la fertilité du sol](#). Munroe J., rédacteur. Publication 611F, 3^e édition. Toronto (Ontario), MAAARO, Imprimeur de la Reine pour l'Ontario. 236 p.

MAK. 2014. [Aluminium, dusts containing aluminium as metal, aluminium oxide and aluminium hydroxide \[MAK Value Documentation, 2007\]](#) [PDF]. The MAK Collection for Occupational Health and Safety. (Disponible en anglais seulement)

Mannello F, Tonti GA, Medda V, Simone P, Darbre PD. 2011. Analysis of aluminium content and iron homeostasis in nipple aspirate fluids from healthy women and breast cancer-affected patients. *J Appl Toxicol.* 31(3):262–269. (Disponible en anglais seulement)

Manoharan V, Loganathan P, Tillman RW, Parfitt RL. 2007. Interactive effects of soil acidity and fluoride on soil solution aluminium chemistry and barley (*Hordeum vulgare* L.) root growth. *Environ Pollut.* 145(3):778-786. (Disponible en anglais seulement)

Martin RB. 1986. The chemistry of aluminum as related to biology and medicine. *Clin Chem.* 32(10):1797-1806. (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)

McGrath KG. 2003. An earlier age of breast cancer diagnosis related to more frequent use of antiperspirants/deodorants and underarm shaving. *Eur J Cancer Prev.* 12(6):479–485. (Disponible en anglais seulement)

McKenzie RC, Nyborg M. 1984. Influence of subsoil acidity on root development and crop growth in soils of Alberta and northeastern British Columbia. *Can J Soil Sci.* 64(4):681–697. (Disponible en anglais seulement)

McLaughlin AIG, Kazantzis G, King E, Teare D, Porter RJ, Owen R. 1962. Pulmonary fibrosis and encephalopathy associated with the inhalation of aluminium dust. *Br J Ind Med.* 19(4):253–263. (Disponible en anglais seulement)

Miessler GL, Fischer PJ, Tarr DA. 2014. Inorganic Chemistry. 5th ed. Upper Saddle River (NJ): Pearson Education Inc. (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)

Mirick DK, Davis S, Thomas DB. 2002. Antiperspirant use and the risk of breast cancer. *J Natl Cancer Inst.* 94(20):1578–1580. (Disponible en anglais seulement)

Mitchell J, Manning GB, Molyneux M, Lane RE. 1961. Pulmonary fibrosis in workers exposed to finely powdered aluminium. *Br J Ind Med.* 18(1):10–20. (Disponible en anglais seulement)

Mitkus RJ, King DB, Hess MA, Forshee RA, Walderhaug MO. 2011. Updated aluminium pharmacokinetics following infant exposures through diet and vaccination. *Vaccine.* 29(51):9538–9543. (Disponible en anglais seulement)

Moir JL, Moot DJ. 2014. Medium-term soil pH and exchangeable aluminium response to liming at three high country locations. *Proceedings of the New Zealand Grassland Association.* 76:41-46. (Disponible en anglais seulement)

Moir JL, Jordan P, Moot DJ, Lucas R. 2016. Phosphorus response and optimum pH ranges of twelve pasture legumes grown in an acid upland New Zealand soil under glasshouse conditions. *J Soil Sci Plant Nutr.* 16(2):438–460. (Disponible en anglais seulement)

Moir JL, Moot DJ, Whitley AE, Black AD, Hendrie DL. 2018. Soil acidity and aluminium in South Island high and hill country: New data and future needs. *Journal of New Zealand Grasslands.* 80:145-148. (Disponible en anglais seulement)

Morita H, Kita T, Umeno M, Morita M, Yoshinaga, J, Okamoto K, 1994. Analysis of serum elements and the contaminations from devices used for serum preparation by inductively coupled plasma mass spectrometry. *Sci Total Environ.* 151(1):9-17. (Disponible en anglais seulement)

Moyer TP, Mussmann GV, Nixon DE. 1991. Blood-collection device for trace and ultra-trace metal specimens evaluated. *Clin Chem.* 37(5):709-714. (Disponible en anglais seulement)

Movsas TZ, Paneth N, Rumbeihia W, Zyskowski J, Gewolb I H. 2013. Effect of routine vaccination on aluminum and essential element levels in preterm infants. *JAMA Pediatr.* 167(9):870–872. (Disponible en anglais seulement)

[MSDS] Material Safety Data Sheet. 1999. [Lambdaplast Violet P-2R \[PDF\]](#). Dover (OH): Buckeye Color & Chemical Company, LLC. [Consulté en mars 2019]. [Accès réservé]. (Disponible en anglais seulement)

[MSQED] [Monitoring et surveillance de la qualité des eaux douces](#). 2016. Environnement et Changement climatique Canada. Génie : Application Web cartographique. [Accès réservé].

Mulder J, van Breemen N, Eijck HC. 1989. Depletion of soil aluminium by acid deposition and implications for acid neutralization. *Nature.* 337:247-249. (Disponible en anglais seulement)

Musk AW, de Klerk NH, Beach JR, Fritschi L, Sim MR, Benke G, Abramson M, McNeil JJ. 2000. Respiratory symptoms and lung function in alumina refinery employees. *Occup Environ Med.* 57(4):279-283. (Disponible en anglais seulement)

Namer M, Luporsi E, Gligorov J, Lokiec F, Spielmann M. 2008. The use of deodorants/antiperspirants does not constitute a risk factor for breast cancer. *Bull Cancer*. 95(9):871–880. (Disponible en anglais seulement)

Narf RP. 1990. Interactions of Chironomidae and Chaoboridae (Diptera) with aluminum sulfate treated lake sediments. *Lake Reservoir Manag*. 6(1):33-42

Nilsson SI, Bergkvist B. 1983. Aluminium chemistry and acidification processes in a shallow podzol on the Swedish west coast. *Water Soil Air Pollut*. 20:311-329. (Disponible en anglais seulement)

Nilsson R. 1988. Aluminium in natural waters — Toxicity to fish and man. In: Astruc M, Lester JN, editors. *Heavy metals in the hydrological cycle*. London (GB): Selper Ltd. p. 11–18. (Disponible en anglais seulement)

Nisse C, Tagné-Fotso R, Howsam M, Richeval C, Labat L, Leroyer A. 2017. Blood and urinary levels of metals and metalloids in the general adult population of Northern France: The IMEPOGE study, 2008–2010. *Int J Hyg Environ Health*. 220(2, Pt B):341–363. (Disponible en anglais seulement)

Nogueiro RC, Monteiro FA, Azevedo RA. 2015. Tropical soils cultivated with tomato: Fractionation and speciation of Al. *Environ Monit Assess*. 187(4):160. (Disponible en anglais seulement)

Novak JT, Knocke WR, Geertsema W, Dove D, Taylor A, Mutter R. 1995. An assessment of cropland application of water treatment residuals. Denver (CO): American Water Works Association Research Foundation. 71 p. (Disponible en anglais seulement)

Nriagu JO, Wong HKT. 1986. What fraction of the total metal flux into lakes is retained in the sediments? *Water Soil Air Pollut*. 31:999-1006. (Disponible en anglais seulement)

O'Neil MJ, Smith A, Heckelman PE, Obenchain JR, Gallipeau JR, D'Arecca MA, editors. 2001. *The Merck index. An encyclopedia of chemicals, drugs, and biologicals*. Whitehouse Station (NJ): Merck & Co., Inc. (Disponible en anglais seulement)

Oladeji OO, Sartain JB, O'Connor GA. 2006. Agronomic impact of water treatment residual co-applied with phosphorus sources to Florida sands. *Soil Crop Sci Soc Florida Proc*. 65:38-48. (Disponible en anglais seulement)

Omran GA. 2019. Hematological and immunological impairment following *in-utero* and postnatal exposure to aluminum sulfate in female offspring of albino rats. *Immunopharmacol Immunotoxicol*. 41(1):40-47. (Disponible en anglais seulement)

Ontario. 1990a. *Environmental Protection Act*: O. Reg. 561/94 Effluent Monitoring and Effluent Limits — Industrial Minerals Sector. R.S.O. 1990, c. E. 19. (Disponible en anglais seulement)

Ontario. 1990b. *Environmental Protection Act*: O. Reg. 215/95 Effluent Monitoring and Effluent Limits — Electric Power Generation Sector. R.S.O. 1990, c. E. 19. (Disponible en anglais seulement)

Ontario. 2019. Catalogue de données : Rejets d'effluents industriels. Toronto (Ontario), gouvernement de l'Ontario, ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs. [Consulté le 14 octobre 2022].

Ontario. 2021 [modifié le 23 août 2021]. La fin du charbon. Ontario, ministère de l'Énergie, du Développement du Nord et Mines. Gouvernement de l'Ontario. [Consulté le 14 octobre 2022].

[MEEO, MAAARO] Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario, ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario. 1996. *Lignes directrices sur l'utilisation des biosolides et autres déchets sur les terres agricoles*. Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario, ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario, mars 1996.

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2014. Guidance on grouping of chemicals, second edition. Paris (FR): OECD. 141 p. (Série tests et évaluations de l'OCDE, n° 194). (Disponible en anglais seulement)

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2015. Guidance on selecting a strategy for assessing the ecological risk of organometallic and organic metal salt substances based on their environmental fate. Paris (FR): OECD. (Série tests et évaluations de l'OCDE; n° 212). 55 p. (Disponible en anglais seulement)

Parent L, Campbell PGC. 1994. Aluminum bioavailability to the green alga *Chlorella pyrenoidosa* in acidified synthetic soft water. Environ Toxicol Chem. 13(4):587-598. (Disponible en anglais seulement)

Parent L, Twiss MR, Campbell PGC. 1996. Influences of natural dissolved organic matter on the interaction of aluminum with the microalga *Chlorella*: A test of the free-ion model of trace metal toxicity. Environ Sci Technol. 30(5):1713-1720. (Disponible en anglais seulement)

Parker DR, Zelazny LW, Kinraide TB. 1989. On the phytotoxicity of polynuclear hydroxy-aluminum complexes. Soil Sci Soc Am J. 53(3):789-796. (Disponible en anglais seulement)

Peters S, Reid A, Fritschi L, de Klerk N, Musk AWB. 2013. Long-term effects of aluminium dust inhalation. Occup Environ Med. 70(12):864-868. (Disponible en anglais seulement)

[PhysProp] Interactive PhysProp Database [database]. c2018. Syracuse (NY): SRC, Inc. [Consulté en novembre 2018]. (Disponible en anglais seulement)

Pigott GH, Gaskell BA, Ishmael J. 1981. Effects of long term inhalation of alumina fibres in rats. Br J Exp Pathol. 62(3):323-331. (Disponible en anglais seulement)

Playle RC, Wood CM. 1989. Water chemistry changes in the gill micro-environment of rainbow trout: Experimental observations and theory. J Comp Physiol B. 159:527-537. (Disponible en anglais seulement)

Poddalgoda D, Hays SM, Kirman C, Chander N, Nong A. 2021. Derivation of Biomonitoring Equivalents for aluminium for the interpretation of population-level biomonitoring data. Regul Toxicol Pharmacol. 122:104913. (Disponible en anglais seulement)

Poirier J, Semple H, Davies J, Lapointe R, Dziwenka M, Hiltz M, Mujibi D. 2011. Double-blind, vehicle-controlled randomized twelve-month neurodevelopmental toxicity study of common aluminum salts in the rat. Neuroscience. 193:338-362. (Disponible en anglais seulement)

Poléo ABS. 1995. Aluminium polymerization — A mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish. Aquat Toxicol. 31(4):347-356. (Disponible en anglais seulement)

Poléo ABS, Lydersen E, Rosseland BO, Kroglund F, Salbu B, Vogt RD, Kvellestad A. 1994. Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. Water Air Soil Pollut. 75:339-351. (Disponible en anglais seulement)

Polizzi S, Pira E, Ferrara M, Bugiani M, Papaleo A, Albera R, Palmi S. 2002. Neurotoxic effects of aluminium among foundry workers and Alzheimer's disease. Neurotoxicology 23(6):761-774. (Disponible en anglais seulement)

[PCA] Portland Cement Association. 2006. Life cycle inventory of Portland Cement manufacture [PDF]. Marceau ML, Nisbet MA, VanGeem MG, PCA R&D Serial No. 2095b. Illinois (US): Portland Cement Association. 69 p. (Disponible en anglais seulement)

Priest ND. 2004. The biological behaviour and bioavailability of aluminium in man, with special reference to studies employing aluminium-26 as a tracer: Review and study update. J Environ Monit. 6(5):375-403. (Disponible en anglais seulement)

Priest ND, Newton D, Day JP, Talbot RJ, Warner AJ. 1995. Human metabolism of aluminium-26 and gallium-67 injected as citrates. *Hum Exp Toxicol.* 14(3):287–293. (Disponible en anglais seulement)

Proctor J. 1999. Heath forests and acid soils. *Bot J Scotl.* 51(1):1-14. (Disponible en anglais seulement)

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

Rasmussen PE, Levesque C, Chénier M, Gardner HD. 2018. Contribution of metals in resuspended dust to indoor and personal inhalation exposures: Relationships between PM10 and settled dust. *Build Environ.* 143:513-522. (Disponible en anglais seulement)

Rasmussen P, Levesque C, Niu J, Gardner HD, Nilsson G, Macey K. 2019. Characterization of airborne particles emitted during application of cosmetic talc products. *Int J Environ Res Public Health.* 16(20):3830. (Disponible en anglais seulement)

Ratelle M, Skinner K, Brandom D, Packull-McCormick S, Laird, B. 2019. Results report. Contaminant biomonitoring in the Northwest Territories Mackenzie Valley: Investigating the links between contaminant exposure, nutritional status, and country food use [PDF]. Waterloo (Ontario), University of Waterloo. (Disponible en anglais seulement)

Ratelle M, Skinner K, Packull-McCormick S, Laird, B. 2020a. Food frequency questionnaire assessing traditional food consumption in Dene/Métis communities, Northwest Territories, Canada. *Int J Circumpolar Health.* 79(1):1760071. (Disponible en anglais seulement)

Ratelle M, Packull-McCormick S, Bouchard M, Majowicz S, Laird B. 2020b. Human biomonitoring of metals in sub-Arctic Dene communities of the Northwest Territories, Canada. *Environ Res.* 190:110008. (Disponible en anglais seulement)

Razo-Estrada AC, García-Medina S, Madrigal-Bujaidar E, Gómez-Oliván LM, Galar-Martínez M. 2013. Aluminum-induced oxidative stress and apoptosis in liver of the Common Carp, *Cyprinus carpio*. *Water Air Soil Pollut.* 224(5):1510. (Disponible en anglais seulement)

[RAMP] Regional Aquatics Monitoring Program [database]. 2016. Regional Aquatics Monitoring Program water quality data. All parameters under conventional variables, dissolved metals, extractable metals, field, major ions, and total metals for 2005 to 2015. Regional Aquatics Monitoring Program. [Consulté le 14 octobre 2022]. (Disponible en anglais seulement)

[REC] Régie de l'énergie du Canada. 2022 [modifié en 2022]. Au Canada, les centrales au charbon mises hors service seront remplacées par des centrales à énergies renouvelables à faibles émissions de carbone. Calgary (Alberta), gouvernement du Canada. [Consulté en octobre 2022].

Reitzel K, Jensen HS, Egemose S. 2013. pH dependent dissolution of sediment aluminum in six Danish lakes treated with aluminum. *Water Res.* 47(3):1409–1420. (Disponible en anglais seulement)

Rice WA. 1975. Effects of CaCO₃ and inoculum level on nodulation and growth of alfalfa in an acid soil. *Can J Soil Sci.* 55(3):245–250. (Disponible en anglais seulement)

Riihimäki V, Hänninen H, Akila R, Kovala T, Kuosma E, Paakkulainen H, Valkonen S, Engström B. 2000. Body burden of aluminium in relation to central nervous system function among metal inert-gas welders. *Scand J Work Environ Health.* 26(2):118–130. (Disponible en anglais seulement)

Riihimäki V, Aitio A. 2012. Occupational exposure to aluminum and its biomonitoring in perspective. *Crit Rev Toxicol.* 42(10):827-853. (Disponible en anglais seulement)

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [institut national pour la santé publique et l'environnement (P.-B.)]. 2007. Do-it-yourself products fact sheet. Bilthoven (P.-B.), RIVM. Report No.: 320104007/2007. (Disponible en anglais seulement)

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [institut national pour la santé publique et l'environnement (P.-B.)]. 2020. Human health risk assessment of aluminium. Bilthoven (P.-B.), RIVM. Report No. 2020-0001. (Disponible en anglais seulement)

[RNCan] Ressources naturelles Canada. 2016. Cahier d'information sur les minéraux et les métaux – 2016 [PDF]. N° au cat. M31-16F-PDF. 118 p.

[RNCan] Ressources naturelles Canada. 2022 [modifié le 22 février 2022]. Faits sur l'aluminium. Ottawa (Ontario), Ressources naturelles Canada. [Consulté le 14 octobre 2022].

[RNSPA] Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique. 2015. Données de surveillance de 2015. Données inédites data. Ottawa (Ontario), Environnement Canada, Division de l'analyse et de la qualité de l'air. (Disponible en anglais seulement)

[RNSPA] Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique. 2022 [modifié le 13 novembre 2022]. Programme de surveillance national de la pollution atmosphérique (SNPA) - Dépôt de données d'ECCC : Ensembles de données ponctuelles sur les PM_{2,5}. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté le 26 janvier 2023].

Rodushkin I, Ödman F, Branth S. 1999. Multi-element analysis of whole blood by high resolution inductively coupled plasma mass spectrometry. *Fresenius' J Anal Chem.* 364(4):338–346. (Disponible en anglais seulement)

Rodushkin I, Ödman F. 2001. Assessment of the contamination from devices used for sampling and storage of whole blood and serum for element analysis. *J Trace Elem Med Biol.* 15(1):40–45. (Disponible en anglais seulement)

Rothhaar U, Klause M, Hladik B. 2016. Comparative delamination study to demonstrate the impact of container quality and nature of buffer system. *PDA J Pharm Sci Technol.* 70(6):560–567. (Disponible en anglais seulement)

Rotteveel L, Stirling SM. 2020. Five aluminum seasonality regimes identified in chronically acidified rivers of Nova Scotia. *Environ Sci Technol.* 54(2):807–817. (Disponible en anglais seulement)

Rout G, Samantaray S, Das P. 2001. Aluminium toxicity in plants: A review. *Agronomie.* 21(1):3–21. (Disponible en anglais seulement)

Roy R. 1999. The chemistry, bioaccumulation and toxicity of aluminum in the aquatic environment for the PSL2 assessment of aluminum salts. Rapport préparé par Pêches et Océans Canada pour Environnement Canada. Rapport inédit. Montréal (Québec), Environnement Canada. 110 p. (Disponible en anglais seulement)

Roy RL, Campbell PGC. 1997. Decreased toxicity of Al to juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in acidic soft water containing natural organic matter: A test of the free-ion model. *Environ Toxicol Chem.* 16(9):1962–1969. (Disponible en anglais seulement)

[RPCQE] Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau. 2020 [modifié le 30 novembre 2020]. Ensembles de données annuelles pour 2005 à 2012. Ottawa (Ontario), Imprimeur de la Reine pour l'Ontario. [Consulté le 14 octobre 2022].

Rundgren S, Nilsson P. 1997. Sublethal effects of aluminium on earthworms in acid soil: The usefulness of *Dendrodrilus rubidus* (Sav.) in a laboratory test system. *Pedobiologia.* 41(5):417–436. (Disponible en anglais seulement)

Ryan PR, Kinraide TB, Kochian LV. 1994. Al³⁺-Ca²⁺ interactions in aluminum rhizotoxicity: I. Inhibition of root growth is not caused by reduction of calcium uptake. *Planta.* 192(1):98–103. (Disponible en anglais seulement)

Salib E, Hillier V. 1996. A case-control study of Alzheimer's disease and aluminium occupation. *Br J Psychiatry*. 168(2):244–249. (Disponible en anglais seulement)

Santé Canada. 1998. Exposure factors for assessing total daily intake of priority substances by the general population of Canada. Unpublished report. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. (Disponible en anglais seulement)

Santé Canada. 2010. Liste des produits de formulation de l'ARLA [PDF]. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté le 20 août 2018]. SC pub. n° 100460, n° au cat. H114-22/2010F.

Santé Canada. 2013. Deuxième rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada. Résultats de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé – Cycle 2 (2009 à 2011). Ottawa (Ontario), Santé Canada. [Consulté le 23 novembre 2019].

Santé Canada. 2015 [modifié le 18 mars 2015]. Batteries de cuisine à utiliser sans risque. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté le 18 février 2020].

Santé Canada. 2016 [modifié le 9 décembre 2016]. Document d'évaluation scientifique. Méthode fondée sur la biosurveillance 2 pour les substances contenant du baryum, les substances contenant du molybdène, les substances contenant de l'argent, les substances contenant du thallium et les substances contenant de l'étain inorganique. Ottawa (Ontario), Santé Canada. [Consulté le 3 septembre 2019].

Santé Canada. 2017 [modifié le 10 août 2017]. Résultats de l'établissement des priorités de la Liste révisée des substances commercialisées. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté le 9 avril 2019].

Santé Canada. 2018. Draft backgrounder document on default values for breast milk and formula intakes. Unpublished report. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. (Disponible en anglais seulement)

Santé Canada. 2020. Personal care products workbook [recommended defaults]. Internal draft. Unpublished report. Ottawa (Ontario), Santé Canada, Bureau de l'évaluation des risques pour les substances existantes. [Mise à jour le 19 octobre 2020]. (Disponible en anglais seulement)

Santé Canada. 2021a. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – aluminium. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté le 19 avril 2021].

Santé Canada. 2021b [modifié le 21 décembre 2021]. Enquête canadienne sur les mesures de la santé. Ottawa (Ontario), Santé Canada. [Consulté le 14 octobre 2022].

Santé Canada. 2022a [modifié le 26 août 2022]. Liste critique des ingrédients de cosmétiques : liste des ingrédients dont l'usage est interdit dans les cosmétiques. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté le 14 octobre 2022].

Santé Canada. 2022b [modifié en 2022]. Concentrations de contaminants et d'autres produits chimiques dans les aliments composites : micro-éléments. Étude canadienne sur l'alimentation totale. Ottawa (Ontario), Santé Canada, Direction générale des produits de santé et des aliments. [Consulté le 14 octobre 2022].

Santé Canada. 2022c [modifié le 11 février 2022]. Facteurs d'exposition utilisés dans les évaluations des risques pour la santé humaine au Canada. Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada. [Consulté le 14 octobre 2022].

Santé Canada. 2023 [modifié le 13 juillet 2023]. Les modifications proposées à la Liste critique des ingrédients des cosmétiques : Ingrédients interdits ou d'usage restreint. Ottawa (Ontario), Santé Canada. [Consulté le 14 juillet 2023].

Santos C, Silva S, Pinto-Carnide O. 2014. Aluminum phytotoxicity: Physiological approaches and tolerance. In: Fishbein JC, Heilman JM, editors. *Advances in molecular toxicology*, vol. 8. Amsterdam (P.-B.), Elsevier BV. p. 203–236. (Disponible en anglais seulement)

Saskatchewan Ministry of Health. 2019. [Northern Saskatchewan prenatal biomonitoring study technical report \[PDF\]](#). Regina (SK), Saskatchewan Health Authority. [Consulté le 12 septembre 2021]. (Disponible en anglais seulement)

Schindler DW, Hesslein RH, Wagemann R, Broecker WS. 1980. Effects of acidification on mobilization of heavy metals and radionuclides from the sediments of a freshwater lake. *Can J Fish Aquat Sci*. 37(3):373–377. (Disponible en anglais seulement)

Schwartz H, Marushka L, Chan HM, Batal M, Sadik T, Ing A, Fediuk K, Tikhonov C. 2021. Metals in the drinking water of First Nations across Canada. *Can J Public Health*. 112(Suppl 1):113–132. (Disponible en anglais seulement)

Schwarz K, Pappa G, Miertsch H, Scheel J, Koch W. 2018. A methodology for the assessment of inhalation exposure to aluminium from antiperspirant sprays. *Arch Toxicol*. 92(4):1383–1392. (Disponible en anglais seulement)

[SCCS] Scientific Committee on Consumer Safety. 2019. Opinion on the safety of aluminium in cosmetic products, preliminary version. SCCS/1613/19. [Consulté le 30 janvier 2020]. (Disponible en anglais seulement)

[SCCS] Scientific Committee on Consumer Safety. 2020. [Opinion on the safety of aluminium in cosmetic products, final version \[PDF\]](#). SCCS/1613/19 Final Opinion. [Consulté le 29 avril 2020]. (Disponible en anglais seulement)

[SDS] Safety Data Sheet. 2015. [Portland Cement \[PDF\]](#). Irving (TX): Lehigh Hanson [Consulté en février 2019]. [Accès réservé]. (Disponible en anglais seulement)

[SDS] Safety Data Sheet. 2016. [Fillite \[PDF\]](#). Madrid (ES): Tolsa Group. [Consulté en mars 2019]. [Accès réservé]. (Disponible en anglais seulement)

[SDS] Safety Data Sheet. 2017a. [Hycite 713 \[PDF\]](#). Mississauga (Ontario), BASF Canada Inc. [Consulté en mars 2019]. [Accès réservé]. (Disponible en anglais seulement)

[SDS] Safety Data Sheet. 2017b. [Pass 10 Polyaluminum Silicate Sulphate \[PDF\]](#). Richmond (BC): Univar Canada Ltd. [Consulté en mars 2019]. [Accès réservé]. (Disponible en anglais seulement)

[SDS] Safety Data Sheet. 2018a. [EADC \[PDF\]](#). Middlebury (CT): LANXESS Solutions US Inc. [Consulté en mars 2019]. [Accès réservé]. (Disponible en anglais seulement)

[SDS] Safety Data Sheet. 2018b. Sodium aluminum sulfate [PDF]. Avon (NY): Aldon Corporation. [Consulté en mars 2019]. [Accès réservé]. (Disponible en anglais seulement)

[SDS] Safety Data Sheet. 2018c. [Bis\(2-ethylhexanoata\)hydroxyaluminum \[PDF\]](#). Portland (OR): TCI America. [Consulté en mars 2019]. [Accès réservé]. (Disponible en anglais seulement)

[SDS] Safety Data Sheet. 2018d. [MPT-UB-431810 \[PDF\]](#). Dayville (CT): Miyoshi America Inc. [Consulté en mars 2019]. [Accès réservé]. (Disponible en anglais seulement)

Sharp CA, Perks J, Worsfold M, Day JP, Davie MW. 1993. Plasma aluminium in a reference population: the effects of antacid consumption and its influence on biochemical indices of bone formation. *Eur J Clin Invest*. 23:554-560. (Disponible en anglais seulement)

Shiller AM, Frilot DM. 1996. The geochemistry of gallium relative to aluminum in Californian streams. *Geochim Cosmochim Acta*. 60(8):1323-1328. (Disponible en anglais seulement)

Shuman LM. 1990. Comparison of exchangeable Al, extractable Al, and Al in soil fractions. *Canadian J Soil Sci*. 70(3):263-275. (Disponible en anglais seulement)

Singleton PL, Edmeades DC, Smart RE, Wheeler DM. 1987. Soil acidity and aluminium and manganese toxicity in the Te Kauwhata area, North Island, New Zealand. *New Zealand J Agric Res*. 30(4):517–522. (Disponible en anglais seulement)

Sjögren B, Iregren A, Frech A. 1996. Effects on the nervous system among welders exposed to aluminum and manganese. *Occup Environ Med.* 53:32-40. (Disponible en anglais seulement)

Sjögren B, Iregren A, Montelius J, Yokel RA. 2015. Chapter 26: Aluminum. In: Nordberg GF, Fowler BA, Nordberg M, editors. *Handbook on the Toxicology of Metals*. 4th ed., vol. II. Cambridge (MA): Academic Press. p. 549–564. (Disponible en anglais seulement)

Skei JK, Dolmen D. 2006. Effects of pH, aluminium, and soft water on larvae of the amphibians *Bufo bufo* and *Triturus vulgaris*. *Can J Zool.* 84:1668-1677. (Disponible en anglais seulement)

Sleppy WC. 2007. Aluminum compounds, survey. In: Seidel, A, Editor. *Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*, Vol. 2, 5th Ed. Hoboken (NJ): Wiley-Interscience. p. 344-360. (Disponible en anglais seulement)

Smeltzer E. 1990. A successful alum/aluminate treatment of Lake Morey, Vermont. *Lake and Reservoir Management* 6:9-19. (Disponible en anglais seulement)

Sparling DW, Lowe TP. 1996. Environmental hazards of aluminum to plants, invertebrates, fish, and wildlife. *Rev Environ Contam Toxicol.* 145:1-127. (Disponible en anglais seulement)

Spry DJ, Wiener JG. 1991. Metal bioavailability and toxicity to fish in low alkalinity lakes: A critical review. *Environ Pollut.* 71:243-304. (Disponible en anglais seulement)

[SQES] Surveillance de la qualité de l'eau et de surveillance. 2014. *Environnement et Changement climatique Canada. Données en ligne*.

Stanley JK, Coleman JG, Weiss CA Jr, Steevens JA. 2010. Sediment toxicity and bioaccumulation of nano and micron-sized aluminum oxide. *Environ Toxicol Chem.* 29(2):422-429. (Disponible en anglais seulement)

Statistique Canada. 2004. Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes – Nutrition. Information détaillée pour 2004 (Cycle 2.2). Ottawa (Ontario), gouvernement du Canada.

Steinhagen WH, Cavender FL. 1978. Six month inhalation exposures of rats and guinea pigs to aluminum chlorhydrate. *J Environ Pathol Toxicol.* 1:267-277. (Disponible en anglais seulement)

Steinhausen C, Kislinger G, Winklhofer C, Beck E, Hohl C, Nolte E, Ittle TH, Alvarez-Brückmann MJL. 2004. Investigation of the aluminium biokinetics in humans: ²⁶Al tracer study. *Food Chem Toxicol.* 42(3):363–371. (Disponible en anglais seulement)

Stone CJ, McLaurin DA, Steinhagen WH, Cavender FL, Haseman JK. 1979. Tissue deposition patterns after chronic inhalation exposures of rats and guinea pigs to aluminum chlorhydrate. *Toxicol Appl Pharm.* 49(1):71-76. (Disponible en anglais seulement)

Stumm W, Morgan JJ. 1981. *Aquatic chemistry: An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. 2nd ed. New York (NY): John Wiley and Sons. (Disponible en anglais seulement)

Swensson Å, Nordenfelt A, Forssman S, Lundgren K-D, Öhman H. 1962. Aluminium dust pneumoconiosis: A clinical study. *Int Arch Gewerbepath Gewerbehyg.* 19:131-148. (Disponible en anglais seulement)

Talbot RJ, Newton D, Priest ND, Austin JG, Day JP. 1995. Inter-subject variability in the metabolism of aluminium following intravenous injection as citrate. *Hum Exp Toxicol.* 14(7):595–599. (Disponible en anglais seulement)

[TDS] Technical Data Sheet. 2005. Alcloxa. Coriano (IT): Arkema Fine Chemicals srl. [Consulté en mars 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[TDS] Technical Data Sheet. 2019. Aldioxa. Coriano (IT): Arkema Fine Chemicals srl. [Consulté en mars 2019]. (Disponible en anglais seulement)

Tejada M, Gómez I, Hernández T, García C. 2010. Response of *Eisenia fetida* to the application of different organic wastes in an aluminium-contaminated soil. Ecotoxicol Environ Saf. 73(8):1944-1949. (Disponible en anglais seulement)

Thomson SM, Burnett DC, Bergmann JD, Hixson CJ. 1986. Comparative inhalation hazards of aluminum and brass powders using bronchopulmonary lavage as an indicator of lung damage. J Appl Toxicol. 6(3):197–209. (Disponible en anglais seulement)

Tietz T, Lenzner A, Kolbaum AE, Zellmer S, Riebeling C, Görtler R, Jung C, Kappenstein O, Tentschert J, Giulbudagian M, et al. 2019. Aggregated aluminium exposure: Risk assessment for the general population. Arch Toxicol. 93(12):3503–3521. (Disponible en anglais seulement)

Troisi J, Giugliano L, Sarno L, Landolfi A, Richards S, Symes S, Colucci A, Maruotti G, Adair D, Guida M, et al. 2019. Serum metallome in pregnant women and the relationship with congenital malformations of the central nervous system: A case-control study. BMC Pregnancy Childbirth. 19(1):471. (Disponible en anglais seulement)

Tsialtas I, Gorgogiatas VA, Michalopoulou A, Komninou A, Liakou E, Georgantopoulos A, Kalousi FD, Karra AG, Protopapa E, Psarra A-MG. 2020. Neurotoxic effects of aluminum are associated with its interference with estrogen receptors signalling. Neurotoxicology. 77:114-126. (Disponible en anglais seulement)

Tsou VM, Young RM, Hart MH, Vanderhoof JA. 1991. Elevated plasma aluminium levels in normal infants receiving antacids containing aluminium. Pediatrics. 87(2):148–151. (Disponible en anglais seulement)

Tugulea 2016. A national survey of disinfection by-products and selected drinking water contaminants in Canadian drinking water (2009–2010). Unpublished database. Ottawa (ON): Health Canada, Exposure and Biomonitoring Division. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 1995. AP 42, fifth edition compilation of air pollutant emissions factors, volume 1: Stationary point and area sources, Chapter 11: Mineral products industry, section 11.6: Portland cement manufacturing. 26 p. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2003. Ecological soil screening level for aluminum. Interim final. OSWER Directive 9285.7-60 Washington (DC): US EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response (OSWER). OSWER Directive 9285.7-60. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2006. Provisional peer reviewed toxicity values for aluminum (CASRN 7429-90-5) [PDF]. Cincinnati (OH): US EPA, Office of Research and Development. [Consulté en décembre 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2007. Framework for metals risk assessment. Washington (DC): US EPA, Office of the Science Advisor, Risk Assessment Forum. EPA/120/R-07/001. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2011. Exposure factors handbook 2011 edition (final report). Washington (DC): US EPA, National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development. EPA/600/R-09/052F. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2018. Final aquatic life ambient water quality criteria for aluminum. Washington (DC): US EPA, Office of Water, Office of Science and Technology. 329 p. EPA-822-R-18-001. (Disponible en anglais seulement)

[USGS] United States Geological Service. 2015. 2015 Minerals yearbook — Canada [advance release] [PDF]. Barry JJ, U.S. Department of the Interior, US Geological Survey. 23 p. (Disponible en anglais seulement)

van Gestel CAM, Hoogerwerf G. 2001. Influence of soil pH on the toxicity of aluminium for *Eisenia Andrei* (Oligochaete: Lumbricidae) in an artificial soil substrate. Pedobiologia. 45(5):385-395. (Disponible en anglais seulement)

van Ryswyk K, Anastasopoulos AT, Evans G, Sun L, Sabaliauskas K, Kulka R, Wallace L, Weichenthal S. 2017. Metro commuter exposures to particulate air pollution and PM_{2.5}-associated elements in three Canadian cities: The urban transportation exposure study. *Environ Sci Technol.* 51(10):5713-5720. (Disponible en anglais seulement)

Venter HJ. 2017. Soil acidity in the Kakanui ranges. In: Currie LD, Hedley MJ, editors. *Science and policy: Nutrient management challenges for the next generation*. Occasional report no. 30. Palmerston North (NZ): Massey University, Fertilizer and Lime Research Center. 8 p. (Disponible en anglais seulement)

Veselý J, Majer V, Kopáček J, Norton SA. 2003. Increasing temperature decreases aluminum concentrations in Central European lakes recovering from acidification. *Limnol Oceanogr.* 48(6):2346–2354. (Disponible en anglais seulement)

Violante A, Cozzolino V, Perelomov L, Caporale AG, Pigna M. 2010. Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. *J Soil Sci Plant Nutr.* 10(3):268–292. (Disponible en anglais seulement)

Virk SA, Eslick GD. 2015. Occupational exposure to aluminum and Alzheimer disease: A meta-analysis. *J Occup Environ Med.* 57(8):893-896. (Disponible en anglais seulement)

Walton JR, Wang M-X. 2009. APP expression distribution and accumulation are altered by aluminum in a rodent model for Alzheimer's disease. *J Inorg Biochem.* 103(11):1548–1554. (Disponible en anglais seulement)

Wang Z, Wei X, Yang J, Suo J, Chen J, Liu C, Zhao X. 2016. Chronic exposure to aluminium and risk of Alzheimer's disease: A meta-analysis. *Neurosci Lett.* 610:200-206. (Disponible en anglais seulement)

Wauer G, Teien H-C. 2010. Risk of acute toxicity for fish during aluminium application to hardwater lakes. *Sci Total Environ.* 408(19):4020-4025. (Disponible en anglais seulement)

Webber MD, Hoyt PB, Nyborg N, Corneau D. 1977. A comparison of lime requirement methods for acid Canadian soils. *Can J Soil Sci.* 57(3):361–370. (Disponible en anglais seulement)

Whitley AE, Moir JL, Almond PC, Moot DJ. 2016. Soil pH and exchangeable aluminium in contrasting New Zealand high and hill country soils. *Hill Country — Grassland Research and Practice Series.* 16:169-172. (Disponible en anglais seulement)

Wilkinson KJ, Campbell PGC. 1993. Aluminum bioconcentration at the gill surface of juvenile Atlantic salmon in acidic media. *Environ Toxicol Chem.* 12(11):2083-2095. (Disponible en anglais seulement)

Willhite CC, Karyakina NA, Yokel RA, Yenugadhati N, Wisniewski TM, Arnold IMF, Momoli F, Krewski D. 2014. Systematic review of potential health risks posed by pharmaceutical, occupational and consumer exposures to metallic and nanoscale aluminum, aluminum oxides, aluminum hydroxide and its soluble salts. *Crit Rev Toxicol.* 44(Suppl 4):1–80. (Disponible en anglais seulement)

Wilson RW. 2012. Aluminum. In: Wood CM, Farrell AP, Brauner CJ, editors. *Homeostasis and toxicology of non-essential metals*. Volume 31B. Amsterdam (P.-B.): Academic Press. p. 67-123. (Disponible en anglais seulement)

Winter AR, Nichols JW, Playle RC. 2005. Influence of acidic to basic water pH and natural organic matter on aluminum accumulation by gills of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Can J Fish Aquat Sci.* 62(10):2303–2311. (Disponible en anglais seulement)

Wong HKT, Nriagu JO, McCabe KJ. 1989. Aluminum species in porewaters of Kejimkujik and Mountain Lakes, Nova Scotia. *Water Air Soil Pollut.* 46:155-164. (Disponible en anglais seulement)

[WBEA] Wood Buffalo Environmental Association. 2019. [Annual report — Volume 2: 2018 Integrated data \[PDF\]](#). Fort McMurray (AB): Wood Buffalo Environmental Association. [Consulté le 16 août 2022]. (Disponible en anglais seulement)

[WBEA] Wood Buffalo Environmental Association. 2020. [Annual report — Volume 2: 2019 Integrated data \[PDF\]](#). Fort McMurray (AB): Wood Buffalo Environmental Association. [Consulté le 16 août 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Woodburn K, Walton R, McCrohan C, White K. 2011. Accumulation and toxicity of aluminium-contaminated food in the freshwater crayfish, *Pacifastacus leniusculus*. *Aquat Toxicol.* 105(3–4):535–542. (Disponible en anglais seulement)

[WHO] World Health Organization. 2010. [Aluminium in drinking-water—Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality \[PDF\]](#). Geneva (CH): World Health Organization. [Consulté le 16 août 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Worth A, Patlewicz G. 2007, editors. A compendium of case studies that helped to shape the REACH Guidance on Chemical Categories and Read Across. IHCP Report No. EUR 22481 EN. Luxembourg: European Communities. (Disponible en anglais seulement)

Wright RJ, Baligar VC, Ahlrichs JL. 1989. The influence of extractable and soil solution aluminum on root growth of wheat seedlings. *Soil Sci.* 148(4):293–302. (Disponible en anglais seulement)

Yang JL, Zhu XF, Peng YX, Zheng C, Li GX, Liu Y, Shi YZ, Zheng SJ. 2011. Cell wall hemicellulose contributes significantly to aluminum adsorption and root growth in Arabidopsis. *Plant Physiol.* 155(4):1885–1892. (Disponible en anglais seulement)

Yokel RA, McNamara PJ. 2001. Aluminium toxicokinetics: An updated mini review. *Pharmacol Toxicol.* 88(4):159–167. (Disponible en anglais seulement)

Zamparas M, Zacharias I. 2014. Restoration of eutrophic freshwater by managing internal nutrient loads. A review. *Sci Tot Environ.* 496:551–562. (Disponible en anglais seulement)

Zarnke A, Rasmussen PE, David M-O, Eidi H, Kennedy K, Hedges K, Irick T, Thome C, Pirkkanen J, Boreham D. 2019. Physical and chemical characterization of McIntyre Powder: An aluminum dust inhaled by miners to combat silicosis. *J Occup Environ Hyg.* 16(11):745–756. (Disponible en anglais seulement)

Zawilla NH, Taha FM, Kishk NA, Farahat SA, Farghaly M, Hussein M. 2014. Occupational exposure to aluminium and its amyloidogenic link with cognitive functions. *J Inorg Biochem* 139:57–64. (Disponible en anglais seulement)

Zhang J, Yu J, Ouyang Y, Xu H. 2013. Responses of earthworm to aluminum toxicity in latosol. *Environ Sci Pollut Res.* 20:1135–1141. (Disponible en anglais seulement)

Zhao L, Qiu JP. 2010. Aluminum bioaccumulation in the earthworm and acute toxicity to the earthworm. In: 4th International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, ICBBE 2010. 18–20June 2010, Chengdu, China. p. 1-4. (Disponible en anglais seulement)

Annexe A. Renseignements sur l'identité des substances

Tableau A-1. Renseignements sur l'identité des substances du groupe des substances contenant de l'aluminium

No CAS	Liste	Nom sur la LIS ou la LRSC	Nom commun
75-24-1	LIS	Triméthylaluminium	Triméthylaluminium
96-10-6	LIS	Chlorure de diéthylaluminium	Chlorure de diéthylaluminium
97-93-8	LIS	Triéthylaluminium	Triéthylaluminium
300-92-5 ^a	LIS	Distéarate d'hydroxyaluminium	Distéarate d'aluminium
563-43-9	LIS	Dichlorure d'éthylaluminium	Dichlorure d'éthylaluminium
1070-00-4	LIS	Trioctylaluminium	Trioctylaluminium
1116-73-0	LIS	Trihexylaluminium	Trihexylaluminium
1302-42-7	LIS	Dioxyde d'aluminium et de sodium	Aluminate de sodium
1317-25-5	LIS	Alcloxa	Alcloxa; chlorhydroxy d'allantoïnate d'aluminium
1327-41-9 ^b	LIS	Chlorure d'aluminium basique	Chlorhydrate d'aluminium
1328-04-7 ^b	LIS	Aluminium, complexé avec l'acide 1,4-hydroxyanthraquinone-2-sulfonique	Pigment violet 5:1 C.I.
1344-28-1	LIS	Oxyde d'aluminium	Oxyde d'aluminium
5579-81-7	LIS	Aldioxa	Aldioxa; chlorhydroxy d'allantoïnate d'aluminium
7784-18-1	LIS	Fluorure d'aluminium	Fluorure d'aluminium
7784-25-0	LIS	Bis(sulfate) d'aluminium et d'ammonium	Alun d'ammonium (anhydre)
7784-26-1	LIS	Sulfate d'aluminium et d'ammonium dodécahydrate	Alun d'ammonium
7784-28-3	LIS	Alun de sodium	Alun de sodium
7785-88-8	LIS	Acide phosphorique, sel d'aluminium et de sodium	Phosphate de sodium et d'aluminium
10043-67-1	LIS	Bis(sulfate) d'aluminium et de potassium	Alun de potassium (anhydre)
10102-71-3	LIS	Bis(sulfate) d'aluminium et de sodium	Alun de sodium (anhydre)

No CAS	Liste	Nom sur la LIS ou la LRSC	Nom commun
10279-59-1 ^c	LRSC	Acide phosphorique, sel d'aluminium et de sodium (8:2:3)	Phosphate de sodium et d'aluminium (anhydre)
10305-76-7 ^c	LRSC	Acide phosphorique, sel d'aluminium et de sodium (8:3:1), tétrahydrate	Phosphate de sodium et d'aluminium
11097-59-9	LIS	[Carbonato(2-)hexadécahydroxybis(aluminium)hexamagnésium	Hydrotalcite synthétique
11138-49-1 ^b	LIS	Oxyde d'aluminium et de sodium	Aluminate de sodium
12004-11-4	LIS	Hexaoxo[sulfato(2-)]dialuminate de calcium (1:4)	Sulfate d'oxyde d'aluminium et de calcium ($\text{Al}_2\text{Ca}_4\text{O}_6(\text{SO}_4)_4$)
12004-14-7	LIS	Hexaoxotris[sulfato(2-)]dialuminate(12-) d'hexacalcium	Sulfate d'oxyde d'aluminium et de calcium ($\text{Al}_2\text{Ca}_6\text{O}_6(\text{SO}_4)_3$)
12005-57-1	LIS	Tritriacontaoxyde de tétradécaaluminium et de dodécacalcium	Aluminate de calcium ($\text{Al}_{14}\text{Ca}_{12}\text{O}_{33}$)
12042-68-1	LIS	Tétraoxyde de dialuminium et de calcium	Aluminate de calcium (Al_2CaO_4)
12042-78-3	LIS	Hexaoxyde de dialuminium et de tricalcium	Aluminate de calcium ($\text{Al}_2\text{Ca}_3\text{O}_6$)
12042-91-0	LIS	Pentahydroxychlorure de dialuminium	Pentahydroxychlorure de dialuminium
13419-15-3	LIS	(Octadécanoato-O)oxoaluminium	Oxystéarate d'aluminium
14782-75-3	LIS	(3-Oxobutyroato d'éthyle-O1', O3)bis(propan-2-olato)aluminium	Glycinate d'aluminium
15096-52-3	LIS	Hexafluoroaluminate de trisodium	Cryolite
15305-07-4	LIS	Tris(<i>N</i> -hydroxy- <i>N</i> -nitrosophénylaminato-O, O')aluminium	Cupferronate d'aluminium
15876-39-8 ^c	LRSC	Tris[2-(2,4,5,7-tétrabromo-6-oxydo-3-oxoxanthène-9-yl)benzoate] de dialuminium	Pigment rouge 90:1 C.I.
21645-51-2	LIS	Hydroxyde d'aluminium	Hydroxyde d'aluminium
30745-55-2	LIS	Bis(2-éthylhexanoate) d'hydroxyaluminium	Bis(2-éthylhexanoate) d'hydroxyaluminium
31142-56-0	LIS	Citrate d'aluminium	Citrate d'aluminium
39290-78-3	LIS	Chlorure hydroxyde sulfate d'aluminium	Chlorure hydroxyde sulfate d'aluminium
53810-32-5	LIS	Hexahydroxytris(sulfate) de tétraaluminium	S.O.
54182-58-0 ^c	LRSC	Sucralfate	Sucralfate

No CAS	Liste	Nom sur la LIS ou la LRSC	Nom commun
54326-11-3	LIS	Benzoato-O,O')hydroxy(octadécanoato-O,O')aluminium	Benzoate et stéarate hydroxy d'aluminium
56639-51-1 ^c	LRSC	Décanoate de 1,3-propanediyle	Dimyristate d'aluminium
57158-29-9 ^b	LIS	Hydroxychlorure d'aluminium et de zirconium	Complexes d'aluminium-zirconium
57455-37-5 ^b	LIS	Pigment bleu 29 C.I.	Pigment bleu 29 C.I.
65997-15-1 ^b	LIS	Ciment Portland, produits chimiques	Ciment Portland
65997-16-2 ^b	LIS	Ciment alumineux, produits chimiques	Ciment alumineux
68131-74-8 ^{a,b}	LIS	Cendres (résidus)	Cendres
68425-65-0	LIS	Oxo(propan-2-olato)aluminium	S.O.
68475-50-3 ^c	LRSC	Tris[5-amino-4-hydroxy-3-(phénylazo)naphthalène-2,7-disulfonato(2-)]dialuminium	S.O.
68647-58-5 ^b	LIS	Aluminium, complexes de benzoate et d'alcool isopropylique d'acides gras de suif hydrogénés	S.O.
68855-54-9 ^b	LIS	Kieselguhr, calciné au fondant de carbonate de sodium du commerce	Terre de diatomée calcinée au fondant
70131-50-9 ^b	LIS	Bentonite lessivée à l'acide	S.O.
90604-80-1 ^c	LRSC	Zirconium, complexes de glycine chloro et d'aluminium hydroxy	Complexes d'aluminium-zirconium
134375-99-8 ^c	LRSC	Aluminum zirconium trichlorohydrex glycine	Complexes d'aluminium-zirconium

Abréviations : S.O. = non disponible; LIS = Liste intérieure des substances; LRSC = Liste révisée des substances commercialisées.

^a Cette substance est incluse dans la présente évaluation, car elle est jugée prioritaire en raison de préoccupations concernant la santé humaine.

^b Cette substance répertoriée dans le registre du CAS est une substance UVCB (substance de composition inconnue ou variable, produit de réaction complexe ou matière biologique).

^c La Liste révisée des substances commercialisées (LRSC) est une liste administrative des substances qui pourraient être utilisées dans des produits assujettis à la *Loi sur les aliments et drogues* et qui étaient présents dans le commerce canadien entre le 1^{er} janvier 1987 et le 13 septembre 2001. Le gouvernement du Canada a classé ces substances par ordre de priorité et les examine en fonction de leurs effets possibles sur la santé humaine et l'environnement afin de gérer les risques liés à ces substances, le cas échéant.

Annexe B. Propriétés physico-chimiques des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium

Tableau B-1. Propriétés physico-chimiques des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium

No CAS	Nom commun	Catégorie de la substance sur la LIS ou la LRSC	Masse moléculaire (g/mol)	Solubilité dans l'eau (mg/L)	Pression de vapeur (Pa)
75-24-1	Triméthylaluminium	Organométallique	72,1	S.O. (réactif)	1 653 ^a

96-10-6	Chlorure de diéthylaluminium	Organométallique	120,6	S.O. (réactif)	28 ^b
97-93-8	Triéthylaluminium	Organométallique	114,2	S.O. (réactif)	3,4 ^c
300-92-5	Distéarate d'aluminium	Sel organométallique	611,1	Non soluble ^d	S.O.
563-43-9	Dichlorure d'éthylaluminium	Organométallique	151,0	S.O. (réactif)	700 ^e
1070-00-4	Trioctylaluminium	Organométallique	3 66,7	S.O. (réactif)	S.O.
1116-73-0	Trihexylaluminium	Organométallique	282,6	S.O. (réactif)	S.O.
1302-42-7	Aluminate de sodium	Inorganique	82,0	Très soluble ^d	S.O.
1317-25-5	Alcloxa; chlorhydroxy d'allantoïnate d'aluminium	organométallique	314,6	Soluble ^f	S.O.
1327-41-9	Chlorhydrate d'aluminium	UVCB-Inorganique	210,5	Entièrement soluble («550 000 ») ^g	S.O.
1328-04-7	Pigment violet 5:1 C.I.	UVCB-Sel organométallique	S.O.	Non soluble ^h	S.O.
1344-28-1	Oxyde d'aluminium (Al_2O_3)	Inorganique	102,0	Non soluble ^d	S.O.
5579-81-7	Aldioxa; chlorhydroxy d'allantoïnate d'aluminium	organométallique	218,1	Non soluble ⁱ	S.O.
7784-18-1	Fluorure d'aluminium (AlF_3)	Inorganique	84,0	5 000 ^d	S.O.
7784-25-0	Alun d'ammonium (anhydre)	Inorganique	237,2	Légèrement soluble ^d	S.O.
7784-26-1	Alun d'ammonium	Inorganique	453,4	Soluble ^d	S.O.
7784-28-3	Alun de sodium	Inorganique	462,4	397 000 ^d	S.O.
7785-88-8	Phosphate de sodium et d'aluminium	Inorganique	285,9	Non soluble ^j	S.O.
10043-67-1	Alun de potassium (anhydre)	Inorganique	258,2	59 000 ^d	S.O.
10102-71-3	Alun de sodium (anhydre)	Inorganique	242,1	29 100 ^k	S.O.
10279-59-1	Phosphate de sodium et d'aluminium (anhydre)	LRSC	897,8	S.O.	S.O.
10305-76-7	Phosphate de sodium et d'aluminium	LRSC	949,9	S.O.	S.O.
11097-59-9	Hydrotalcite synthétique	Inorganique	532,0	Non soluble ^l	S.O.
11138-49-1	Aluminate de sodium	UVCB-Inorganique	82,0	Très soluble ^d	S.O.
12004-11-4	Sulfate d'oxyde d'aluminium et de calcium ($\text{Al}_2\text{Ca}_4\text{O}_6(\text{SO}_4)_2$)	Inorganique	406,3	S.O.	S.O.
12004-14-7	Sulfate d'oxyde d'aluminium et de calcium ($\text{Al}_2\text{Ca}_6\text{O}_6(\text{SO}_4)_3$)	Inorganique	678,6	620 ^m	S.O.
12005-57-1	Aluminate de calcium ($\text{Al}_{14}\text{Ca}_{12}\text{O}_{33}$)	Inorganique	1 386,7	S.O.	S.O.
12042-68-1	Aluminate de calcium (Al_2CaO_4)	Inorganique	158,0	S.O. (réactif) ^d	S.O.
12042-78-3	Aluminate de calcium ($\text{Al}_2\text{Ca}_3\text{O}_6$)	Inorganique	270,2	Non soluble ^d	S.O.
12042-91-0	Pentahydroxychlorure de dialuminium	Inorganique	174,5	Soluble ⁿ	S.O.
13419-15-3	Oxystéarate d'aluminium	Organométallique	326,5	Modérément soluble ^o	Négligeable ^o
14782-75-3	Glycinate d'aluminium	Organométallique	277,4	S.O. (réactif) ^p	386,6 ^p
15096-52-3	Cryolite	Inorganique	210,0	400 ^q	Négligeable ^q
15305-07-4	Cupferronate d'aluminium	Organométallique	438,4	0,28 ^r	Négligeable ^r
15876-39-8	Pigment rouge 90:1 C.I.	LRSC	1991,5	S.O.	S.O.
21645-51-2	Hydroxyde d'aluminium (Al(OH)_3)	Inorganique	78,0	Non soluble ^d	Négligeable ^s
30745-55-2	Bis(2-éthylhexanoate) d'hydroxyaluminium	Sel organométallique	330,5	Non soluble ^t	S.O.

31142-56-0	Citrate d'aluminium	Sel organométallique	216,1	S.O.	S.O.
39290-78-3	Chlorure hydroxyde sulfate d'aluminium	Inorganique	175,5	Entièrement soluble ^u	S.O.
53810-32-5	Hexahydroxytris(sulfate) de tétraaluminium ($\text{Al}_4(\text{OH})_6(\text{SO}_4)_3$)	Inorganique	498,2	Entièrement soluble ^v	S.O.
54182-58-0	Sucralfate; Sulcrate	LRSC	086,8	S.O.	S.O.
54326-11-3	Benzoate et stéarate hydroxy d'aluminium	Organométallique	448,6	Modérément soluble ^w	S.O.
56639-51-1	Décanoate de 1,3-propanediyle	LRSC	498,8	S.O.	S.O.
57158-29-9	Complexes d'aluminium-zirconium	UVCB-Inorganique	170,7	Entièrement soluble ^x	S.O.
57455-37-5	Pigment bleu 29 C.I.	UVCB-Inorganique	994,5	Non soluble ^y	S.O.
65997-15-1	Ciment Portland, produits chimiques	UVCB-Inorganique	S.O.	S.O. (réactif); légèrement soluble ^z	S.O.
65997-16-2	Ciment alumineux, produits chimiques	UVCB-Inorganique	S.O.	S.O. (réactif); 640 ^{aa}	Négligeable ^{aa}
68131-74-8	Cendres (résidus)	UVCB-Inorganique	S.O.	Non soluble ^{ab}	S.O.
68425-65-0	Oxo(propan-2-olato)aluminium	Organométallique	102,1	S.O. (réactif) ^{ac}	S.O.
68475-50-3	Tris[5-amino-4-hydroxy-3-(phénylazo)naphtalène-2,7-disulfonato(2-)]dialuminium	LRSC	1318,2	S.O.	S.O.
68647-58-5	Aluminium, complexes de benzoate et d'alcool isopropylique d'acides gras de suif hydrogénés	UVCB-Biologique	S.O.	S.O.	S.O.
68855-54-9	Terre de diatomée calcinée au fondant	UVCB-Inorganique	S.O.	Modérément soluble ^{ad}	S.O.
70131-50-9	Bentonite lessivée à l'acide	UVCB-Inorganique	S.O.	Modérément soluble ^{ae}	S.O.
90604-80-1	Complexes d'aluminium-zirconium	LRSC	S.O.	S.O.	S.O.
134375-99-8	Aluminum zirconium trichlorohydrex glycine	LRSC	S.O.	S.O.	S.O.

Abréviations : S.O. = sans objet; LIS = Liste intérieure des substances; LRSC = Liste révisée des substances commercialisées; UVCB = substance de composition inconnue ou variable, produit de réaction complexe ou matière biologique.

^a Boublik et coll., 1994 cité dans PhysProp 2018

^b Buchan et coll., 1991

^c Daubert et Danner, 1989 cité dans PhysProp, 2018

^d Haynes, 2016

^e SDS, 2018a

^f TDS, 2005

^g O'Neil et coll., 2001

^h MSDS, 1999

ⁱ TDS, 2019

^j Lewis, 1997

^k SDS, 2018b

^l SDS, 2017a

^m ECHA, c2007-2019a

ⁿ ECHA, c2007-2019b

^o ECHA, c2007-2019c

^p ECHA, c2007-2019d

^q NIOSH, 2018

^r ECHA, c2007-2019e

^s ICSC, c1996-2018

^t SDS, 2018c

^u ECHA, c2007-2019f

^v SDS, 2017b

^w ECHA, c2007-2019g

^x ECHA, c2007-2019h

^y SDS, 2018d

^z SDS, 2015

^{aa} ECHA, c2007-2019i

^{ab} SDS, 2016

^{ac} ECHA, c2007-2019j

^{ad} ECHA, c2007-2019k

^{ae} ECHA, c2007-2019l

Annexe C. Quantités, activités et utilisations des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium déclarées en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE

Tableau C-1. Résumé des données sur la fabrication et l'importation au Canada des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium déclarées en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013; ECCC, 2017)

No CAS	Nom commun	Quantité fabriquée totale (tonnes) ^a	Quantité importée totale (tonnes) ^a	Année de déclaration
75-24-1	Triméthylaluminium	Moins de 0,1	1 à 10	2011
96-10-6	Chlorure de diéthylaluminium	Moins de 0,1	10 à 100	2011
97-93-8	Triéthylaluminium	Moins de 0,1	1 000 à 10 000	2011
300-92-5	Distéarate d'aluminium	0,1 à 1	10 à 100	2011
563-43-9	Dichlorure d'éthylaluminium	Moins de 0,1	1 à 10	2011
1070-00-4	Trioctylaluminium	Moins de 0,1	1 à 10	2011
1116-73-0	Trihexylaluminium	Moins de 0,1	10 à 100	2011
1302-42-7	Aluminate de sodium	1 000 à 10 000	100 à 1 000	2011
1327-41-9	Chlorhydrate d'aluminium	Moins de 0,1	1 000 à 10 000	2011
1344-28-1	Oxyde d'aluminium	10 000 à 100 000	1 000 000 à 10 000 000	2011
7784-18-1	Fluorure d'aluminium	Moins de 0,1	10 000 à 100 000	2011
7784-26-1	Alun d'ammonium	Moins de 0,1	100 à 1 000	2011
7784-28-3	Alun de sodium	Moins de 0,1	1 à 10	2011
7785-88-8	Phosphate de sodium et d'aluminium	Moins de 0,1	100 à 1 000	2011
10043-67-1	Alun de potassium (anhydre)	Moins de 0,1	Moins de 0,1	2011
10102-71-3	Alun de sodium (anhydre)	Moins de 0,1	100 à 1 000	2011
11097-59-9	Hydrotalcite synthétique	Moins de 0,1	100 à 1 000	2011
11138-49-1	Aluminate de sodium	Moins de 0,1	1 à 10	2011
12004-14-7	Sulfate d'oxyde d'aluminium et de calcium ($\text{Al}_2\text{Ca}_6\text{O}_6(\text{SO}_4)_3$)	Moins de 0,1	1 à 10	2011
12042-68-1	Aluminate de calcium (Al_2CaO_4)	Moins de 0,1	10 000 à 100 000	2011
12042-91-0	Pentahydroxychlorure de dialuminium	100 à 1 000	100 à 1 000	2011
13419-15-3	Oxystéarate d'aluminium	Moins de 0,1	0,1 à 1	2011
14782-75-3	Glycinate d'aluminium	Moins de 0,1	10 à 100	2011
15096-52-3	Cryolite	10 000 à 100 000	1 à 10	2011
15305-07-4	Cupferronate d'aluminium	Moins de 0,1	1 à 10	2011

No CAS	Nom commun	Quantité fabriquée totale (tonnes) ^a	Quantité importée totale (tonnes) ^a	Année de déclaration
39290-78-3	Chlorure hydroxyde sulfate d'aluminium	1 000 à 10 000	100 à 1 000	2011
53810-32-5	Hexahydroxytris(sulfate) de tétraaluminium	1 000 à 10 000	Moins de 0,1	2011
54326-11-3	Benzoate et stéarate hydroxy d'aluminium	Moins de 0,1	10 à 100	2011
57158-29-9	Complexes d'aluminium-zirconium	Moins de 0,1	10 à 100	2011
57455-37-5	Pigment bleu 29 C.I.	Moins de 0,1	100 à 1 000	2011
65997-15-1	Ciment Portland, produits chimiques	1 000 000 à 10 000 000	100 000 à 1 000 000	2011
65997-16-2	Ciment alumineux, produits chimiques	Moins de 0,1	1 000 à 10 000	2011
68131-74-8	Cendres (résidus)	Moins de 0,1	10 à 100	2011
68425-65-0	Oxo(propan-2-olato)aluminium	Moins de 0,1	10 à 100	2011
68855-54-9	Terre de diatomée calcinée au fondant	Moins de 0,1	1 000 à 10 000	2011
70131-50-9	Bentonite lessivée à l'acide	Moins de 0,1	1 à 10	2011
10305-76-7	Phosphate de sodium et d'aluminium	Moins de 0,1	100 à 1 000	2015
56639-51-1	Décanoate de 1,3-propanediyle	Moins de 0,1	Moins de 0,1	2015
90604-80-1	Complexes d'aluminium-zirconium	Moins de 0,1	100 à 1 000	2015
134375-99-8	Aluminum zirconium trichlorohydrex glycine	Moins de 0,1	10 à 100	2015

^a Les valeurs sont les quantités déclarées en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada, 2012, 2017). Veuillez consulter les enquêtes pour connaître les inclusions et les exclusions particulières (annexes 2 et 3). Les quantités sont présentées sous forme de plage de valeurs.

Tableau C-2. Substances contenant de l'aluminium pour lesquelles aucun renseignement n'a été déclaré en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013; ECCC, 2017)

No CAS	Nom commun	Liste	Enquête ^a	Année de déclaration
1317-25-5	Alcloxa	LIS	Canada, 2012	2011
1328-04-7	Pigment violet 5:1 C.I.	LIS	Canada, 2012	2011
5579-81-7	Aldioxa	LIS	Canada, 2012	2011
7784-25-0	Alun d'ammonium (anhydre)	LIS	Canada, 2012	2011

12004-11-4	Sulfate d'oxyde d'aluminium et de calcium (Al ₂ Ca ₄ O ₆ (SO ₄))	LIS	Canada, 2012	2011
12005-57-1	Aluminate de calcium (Al ₁₄ Ca ₁₂ O ₃₃)	LIS	Canada, 2012	2011
12042-78-3	Aluminate de calcium (Al ₂ Ca ₃ O ₆)	LIS	Canada, 2012	2011
30745-55-2	Bis(2-éthylhexanoate) d'hydroxyaluminium	LIS	Canada, 2012	2011
31142-56-0	Citrate d'aluminium	LIS	Canada, 2012	2011
68647-58-5	Aluminium, complexes de benzoate et d'alcool isopropylique d'acides gras de suif hydrogénés	LIS	Canada, 2012	2011
10279-59-1	Phosphate de sodium et d'aluminium (anhydre)	LRSC	Canada, 2017b	2014 ou 2015
15876-39-8	Pigment rouge 90:1 C.I.	LRSC	Canada, 2017b	2014 ou 2015
54182-58-0	Sucralfate	LRSC	Canada, 2017b	2014 ou 2015
68475-50-3	Tris[5-amino-4-hydroxy-3-(phénylazo)naphthalène-2,7-disulfonato(2-)]dialuminium	LRSC	Canada, 2017b	2014 ou 2015

Abréviations : LIS = Liste intérieure des substances; LRSC = Liste révisée des substances commercialisées.

^a Enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada, 2012, 2017). Veuillez consulter les enquêtes pour connaître les inclusions et les exclusions particulières (annexes 2 et 3).

L'hydroxyde d'aluminium (n° CAS 21645-51-2) est la seule substance parmi les 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium qui n'a pas fait l'objet d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE, étant donné que les données commerciales étaient disponibles auprès de l'ASFC au code 2818.30 du Système harmonisé (SH) (hydroxyde d'aluminium). Le tableau C-3 présente les codes du SH liés aux substances du groupe des substances contenant de l'aluminium, ainsi que les quantités moyennes annuelles importées entre 2010 et 2013 (ASFC, 2016). La colonne intitulée « Années du code SH » dans le tableau C-3 indique si un code SH était disponible entre 2010 et 2013, ou seulement avant ou après la mise à jour de 2012.

Tableau C-3. Données sur les importations au Canada aux codes du Système harmonisé (SH) pertinents des substances du groupe des substances contenant de l'aluminium (ASFC, 2016)

Code du Système harmonisé (SH)	Description du code dans le SH	Années du SH	Quantité annuelle moyenne importée (tonnes)	N° CAS associé
2523.10.0000	Ciments non pulvérisés dits « clinkers »	2010 à 2013	10 000 à 100 000	65997-15-1

2523.21.0000	Ciments Portland : ciments blancs, même colorés artificiellement	2010 à 2013	10 000 à 100 000	65997-15-1
2523.29.0000	Ciments Portland : autres	2010 à 2013	1 000 000 à 10 000 000	65997-15-1
2523.30.0000	Ciments alumineux, ciments fondus	2010 à 2013	100 000 à 1 000 000	65997-16-2
2523.90.0010	Autres ciments hydrauliques : Cement de maçonnerie	2010 à 2013	100 000 à 1 000 000	65997-15-1
2523.90.0020	Autres ciments hydrauliques : ciment pour puits de pétrole	2010 à 2013	10 000 à 100 000	65997-15-1
2523.90.0030	Autres ciments hydrauliques : ciment de laitier	2010 à 2013	100 000 à 1 000 000	65997-15-1
2523.90.0040	Autres ciments hydrauliques : ciment sursulfaté	2010 à 2013	1 à 10	65997-15-1
2523.90.0090	Autres ciments hydrauliques : autres	2010 à 2013	1 000 000 à 10 000 000	65997-15-1
2818.20.0010	Alumine traitée pour transformation en aluminium	2010 à 2013	1 000 000 à 10 000 000	1344-28-1
2818.20.0020	Alumine activée	2010 à 2013	1 000 à 10 000	1344-28-1
2818.20.0090	Oxyde d'aluminium autre que le corindon artificiel : autres, NMA	2010 à 2013	100 000 à 1 000 000	1344-28-1
2818.30.0000	Hydroxyde d'aluminium	2010 à 2013	10 000 à 100 000	21645-51-2
2826.12.0000	Fluorures d'aluminium	2010 à 2013	10 000 à 100 000	7784-18-1
2826.30.0000	Hexafluoroaluminate de sodium (cryolithe synthétique)	2010 à 2013	10 à 100	15096-52-3
2827.49.0010	Oxychlorures et hydroxychlorures d'aluminium	2010 et 2011	100 à 1 000	12042-91-0
2833.30.0010	Sulfate d'ammonium d'aluminium	2010 et 2011	10 à 100	7784-25-0; 7784-26-1
2833.30.0020	Sulfate de sodium d'aluminium	2010 et 2011	100 à 1 000	7784-28-3; 10102-71-3
2841.90.2010	Aluminate de sodium	2010 et 2011	100 à 1 000	1302-42-7; 11138-49-1

2842.90.0050	Phosphate d'aluminium de sodium	2012 et 2013	100 à 1 000	7785-88-8; 10279-59-1; 10305-76-7
2842.90.9930	Phosphate d'aluminium de sodium	2010 et 2011	100 à 1 000	7785-88-8; 10279-59-1; 10305-76-7
2931.00.1040	Triéthylaluminium	2010 et 2011	1 000 à 10 000	97-93-8
2931.90.0010	Triéthylaluminium	2012 et 2013	1 000 à 10 000	97-93-8
3206.41.0000	Outremer et ses préparations	2012 et 2013	100 à 1 000	57455-37-5
3206.41.0010	Matière colorante outremer	2010 et 2011	100 à 1 000	57455-37-5
3206.41.0021	Dispersions, basées sur la matière colorante outremer	2010 et 2011	1 à 10	57455-37-5
3206.41.0029	Préparations, basées sur la matière colorante outremer, NMA	2010 et 2011	100 à 1 000	57455-37-5
3802.90.0010	Argiles activées	2010 à 2013	100 000 à 1 000 000	70131-50-9
3802.90.0040	Diatomite activée	2010 à 2013	1 000 à 10 000	68855-54-9

Abréviations : NMA = non mentionné ailleurs.

Dans le cadre de l'avis publié en 2017 en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada, 2017b), des renseignements sur les exportations de certaines substances, y compris les substances du groupe des substances contenant de l'aluminium, ont été recueillis. Ces renseignements permettent d'estimer la consommation apparente (importation plus fabrication moins exportation). Comme la déclaration des quantités de substances contenues dans les produits était obligatoire¹¹, l'écart entre la consommation apparente et la consommation totale devrait être faible. La consommation apparente des substances déclarées faisant partie du groupe des substances contenant de l'aluminium et pour lesquelles des réponses ont été reçues est présentée dans le tableau C-4.

Tableau C-4. Consommation apparente des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium selon les renseignements déclarés en réponse à une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada, 2017b)

No CAS	Nom commun	Consommation apparente (tonnes) ^a	Année de déclaration
10305-76-7	Phosphate d'aluminium de sodium	100 à 1 000	2015
134375-99-8	Aluminum zirconium trichlorohydrex glycine	10 à 100	2015
56639-51-1	Décanoate de 1,3-propanediyle	Moins de 0,1	2015
90604-80-1	Complexes d'aluminium-zirconium	100 à 1 000	2015

¹¹ Veuillez consulter les enquêtes (Canada 2017b) pour connaître les inclusions et les exclusions particulières (annexes 2 et 3).

^a Les valeurs représentent les quantités déclarées en réponse à une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada, 2017b). Veuillez consulter les enquêtes pour connaître les inclusions et les exclusions particulières (annexes 2 et 3).

Tableau C-5. Utilisations ou fonctions associées à la plus grande consommation apparente des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium, d'après les renseignements déclarés en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013; ECCC, 2017)

No CAS	Nom commun	Utilisation associée à la plus grande quantité ^a	Utilisation associée à la deuxième plus grande quantité ^a	Utilisation associée à la troisième plus grande quantité ^a
75-24-1	Triméthylaluminium	RCC	RCC	S.O.
96-10-6	Chlorure de diéthylaluminium	Régulateur de procédé	S.O.	S.O.
97-93-8	Triéthylaluminium	Régulateur de procédé	Intermédiaire	RCC
300-92-5	Distéarate d'aluminium	Adjuvant de fabrication	RCC	Additif pour peinture et revêtement
563-43-9	Dichlorure d'éthylaluminium	RCC	S.O.	S.O.
1070-00-4	Trioctylaluminium	RCC	RCC	S.O.
1116-73-0	Trihexylaluminium	Régulateur de procédé	RCC	Intermédiaire
1302-42-7	Aluminate de sodium	Sous-produit	Agent de séparation des solides	Adjuvant de fabrication
1327-41-9	Chlorhydrate d'aluminium	Agent de séparation des solides	Adjuvant de fabrication	RCC
1344-28-1	Oxyde d'aluminium	Matière première dans la production de l'aluminium	Adhésifs et produits d'étanchéité	Lubrifiants et additifs
7784-18-1	Fluorure d'aluminium	Régulateurs de procédé	RCC	Adjuvant de fabrication
7784-26-1	Alun d'ammonium	RCC	RCC	S.O.
7784-28-3	Alun de sodium	Poudre à pâte	S.O.	S.O.
7785-88-8	Phosphate d'aluminium de sodium	Agent de levage pour aliments	Poudre à pâte	S.O.
10043-67-1	Alun de potassium (anhydre)	RCC	S.O.	S.O.
10102-71-3	Alun de sodium (anhydre)	RCC	Agent de levage pour aliments	S.O.
11097-59-9	Hydrotalcite synthétique	Additif pour plastique	Adjuvant de fabrication	RCC
11138-49-1	Aluminate de sodium	RCC	Agent de séparation des solides	RCC
12004-14-7	Sulfate d'oxyde d'aluminium et de	Mortier	S.O.	S.O.

	calcium (Al ₂ Ca ₆ O ₆ (SO ₄) ₃)			
12042-68-1	Aluminate de calcium (Al ₂ CaO ₄)	Réfractaire	RCC	RCC
12042-91-0	Pentahydroxychlorure de dialuminium	Agent de séparation des solides	Adjuvant de fabrication	Antisudorifiques et déodorants
13419-15-3	Oxystéarate d'aluminium	Additif pour peinture et revêtement	S.O.	S.O.
14782-75-3	Glycinate d'aluminium	Additif pour peinture et revêtement	S.O.	S.O.
15096-52-3	Cryolite	Procédé d'électrolyse de l'aluminium	S.O.	S.O.
15305-07-4	Cupferronate d'aluminium	RCC	S.O.	S.O.
39290-78-3	Chlorure hydroxyde sulfate d'aluminium	Agent de séparation des solides	Adjuvant de fabrication	Coagulant
53810-32-5	Hexahydroxytris(sulfat e) de tétraaluminium	Agent de séparation des solides	Adjuvant de fabrication	S.O.
54326-11-3	Benzoate et stéarate hydroxy d'aluminium	Lubrifiants et additifs	S.O.	S.O.
57158-29-9	Complexes d'aluminium-zirconium	Antisudorifiques et déodorants	S.O.	S.O.
57455-37-5	Pigment bleu 29 C.I.	Pigment	RCC	RCC
65997-15-1	Ciment Portland, produits chimiques	Fabrication de ciment	Matériau de construction	RCC
65997-16-2	Ciment alumineux, produits chimiques	Adhésifs et produits d'étanchéité	Mortier	Filtre
68131-74-8	Cendres (résidus)	RCC	S.O.	S.O.
68425-65-0	Oxo(propan-2- olato)aluminium	RCC	S.O.	S.O.
68855-54-9	Terre de diatomée calcinée au fondant	Filtration de la bière	Agent antiadhésif	Pellicules plastique
70131-50-9	Bentonite lessivée à l'acide	RCC	S.O.	S.O.
10305-76-7	Phosphate d'aluminium de sodium	RCC	S.O.	S.O.
56639-51-1	Décanoate de 1,3- propanediyle	Cosmétiques	S.O.	S.O.
90604-80-1	Complexes d'aluminium-zirconium	Antisudorifiques	S.O.	S.O.

134375-99-8	Aluminum zirconium trichlorohydrex glycine	S.O.	S.O.	S.O.
-------------	--	------	------	------

Abréviations : RCC = renseignements commerciaux confidentiels; S.O. = sans objet.

^a Renseignements déclarés en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada, 2012, 2017). Veuillez consulter les enquêtes pour connaître les inclusions et les exclusions particulières (annexes 2 et 3).

Tableau C-6. Secteurs d'activité associés à la plus grande consommation apparente des 55 substances du groupe des substances contenant de l'aluminium, d'après les données déclarées en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013; ECCC, 2017)

No CAS	Nom commun	Secteur (SCIAN4, abrégé) associé à la plus grande quantité ^a	Secteur (SCIAN4, abrégé) associé à la deuxième plus grande quantité ^a	Secteur (SCIAN4, abrégé) associé à la troisième plus grande quantité ^a
75-24-1	Triméthylaluminium	RCC	RCC	S.O.
96-10-6	Chlorure de diéthylaluminium	Fabrication de produits chimiques de base	RCC	S.O.
97-93-8	Triéthylaluminium	Fabrication de produits chimiques de base	Vendeurs en gros de produits chimiques et de produits analogues	RCC
300-92-5	Distéarate d'aluminium	Fabrication de produits chimiques de base	Vendeurs en gros de produits chimiques et de produits analogues	Fabrication de résine et de caoutchouc synthétique
563-43-9	Dichlorure d'éthylaluminium	RCC	S.O.	S.O.
1070-00-4	Trioctylaluminium	RCC	RCC	S.O.
1116-73-0	Trihexylaluminium	RCC	Fabrication de produits chimiques de base	Vendeurs en gros de produits chimiques et de produits analogues
1302-42-7	Aluminate de sodium	Fabrication de produits chimiques de base	Fabrication d'autres produits chimiques	Usines de pâte à papier, de papier et de carton
1327-41-9	Chlorhydrate d'aluminium	Fabrication de produits chimiques de base	Vendeurs en gros de produits chimiques et de produits analogues	RCC
1344-28-1	Oxyde d'aluminium	Production d'alumine et d'aluminium	Sidérurgie	Production de métaux non ferreux (sauf l'aluminium)

7784-18-1	Fluorure d'aluminium	Production d'alumine et d'aluminium	RCC	S.O.
7784-26-1	Alun d'ammonium	RCC	RCC	S.O.
7784-28-3	Alun de sodium	Vendeurs en gros de produits chimiques et de produits analogues	S.O.	S.O.
7785-88-8	Phosphate d'aluminium de sodium	Fabrication d'aliments	Vendeurs en gros de produits chimiques et de produits analogues	S.O.
10043-67-1	Alun de potassium (anhydre)	RCC	S.O.	S.O.
10102-71-3	Alun de sodium (anhydre)	RCC	Vendeurs en gros de produits chimiques et de produits analogues	S.O.
11097-59-9	Hydrotalcite synthétique	RCC	Fabrication de véhicules automobiles	Vendeurs en gros de produits chimiques et de produits analogues
11138-49-1	Aluminate de sodium	RCC	Vendeurs en gros de produits chimiques et de produits analogues	S.O.
12004-14-7	Sulfate d'oxyde d'aluminium et de calcium $(\text{Al}_2\text{Ca}_6\text{O}_6(\text{SO}_4)_3)$	Vendeurs en gros de matériaux de construction	S.O.	S.O.
12042-68-1	Aluminate de calcium $(\text{Al}_2\text{CaO}_4)$	Sidérurgie	Fabrication de produits en argile et de matériaux réfractaires	Fabrication de produits du pétrole et du charbon
12042-91-0	Pentahydroxychlorure de dialuminium	Fabrication de produits chimiques de base	Vendeurs en gros de produits pharmaceutiques, de parfumerie et de cosmétiques	Fabrication d'autres produits chimiques
13419-15-3	Oxystéarate d'aluminium	Vendeurs en gros de produits chimiques et de produits analogues	Fabrication de peintures, de revêtements et d'adhésifs	S.O.
14782-75-3	Glycinate d'aluminium	Fabrication d'autres produits chimiques	Fabrication de peintures, de	S.O.

			revêtements et d'adhésifs	
15096-52-3	Cryolite	Production d'alumine et d'aluminium	Sidérurgie	Fabrication de ressorts et de produits en fil métallique
15305-07-4	Cupferronate d'aluminium	RCC	S.O.	S.O.
39290-78-3	Chlorure hydroxyde sulfate d'aluminium	Fabrication de produits chimiques de base	RCC	RCC
53810-32-5	Hexahydroxytris(sulfate) de tétraaluminium	Fabrication de produits chimiques de base	S.O.	S.O.
54326-11-3	Benzoate et stéarate hydroxy d'aluminium	Fabrication de produits du pétrole et du charbon	Fabrication d'autres produits chimiques	S.O.
57158-29-9	Complexes d'aluminium-zirconium	Vendeurs en gros de produits pharmaceutiques, de parfumerie et de cosmétiques	Vendeurs en gros de produits chimiques et de produits analogues	S.O.
57455-37-5	Pigment bleu 29 C.I.	Fabrication de produits en plastique	Fabrication d'autres produits chimiques	Fabrication de peintures, de revêtements et d'adhésifs
65997-15-1	Ciment Portland, produits chimiques	Fabrication de ciment et de produits en béton	RCC	Vendeurs en gros de produits chimiques et de produits analogues
65997-16-2	Ciment alumineux, produits chimiques	Sidérurgie	Vendeurs en gros de matériaux de construction	RCC
68131-74-8	Cendres (résidus)	Fabrication de peintures, de revêtements et d'adhésifs	S.O.	S.O.
68425-65-0	Oxo(propan-2-olato)aluminium	RCC	S.O.	S.O.
68855-54-9	Terre de diatomée calcinée au fondant	Fabrication de boissons	Fabrication de produits en caoutchouc	Fabrication de produits en plastique
70131-50-9	Bentonite lessivée à l'acide	RCC	S.O.	S.O.
90604-80-1	Complexes d'aluminium-zirconium	Épiceries	S.O.	S.O.

Abréviations : RCC = renseignements commerciaux confidentiels; SCIAN = Système de classification des industries de l'Amérique du Nord; S.O. = sans objet.

^a Renseignements déclarés en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada, 2012, 2017). Veuillez consulter les enquêtes pour connaître les inclusions et les exclusions particulières (annexes 2 et 3).

Annexe D. Rejets déclarés à l'INRP de 2013 à 2017 pour l'aluminium (fumée ou poussière seulement) et l'oxyde d'aluminium (formes fibreuses seulement)

Au cours des dernières années, deux substances du groupe des substances contenant de l'aluminium devaient être déclarées à l'INRP : l'aluminium (fumée ou poussière seulement) (sous le n° CAS 7429-90-5) et l'oxyde d'aluminium (formes fibreuses seulement) (sous le n° CAS 1344-28-1). La déclaration est obligatoire pour les installations qui fabriquent, traitent ou utilisent d'une quelconque autre manière ces substances à une concentration supérieure ou égale à 1 % en poids (à l'exception des sous-produits et des résidus miniers) et en quantité égale ou supérieure à 10 tonnes, et où les employés travaillent 20 000 heures ou plus par an (ECCC [modifié en 2022b]).

Bien que le fait de préciser la forme fumée ou poussière uniquement pour l'aluminium et la forme fibreuse uniquement pour l'oxyde d'aluminium puisse être limitatif dans le contexte plus grand des substances du groupe des substances contenant de l'aluminium, les données de l'INRP sur ces deux substances ont été considérées comme faisant partie des éléments de preuve, car elles pourraient permettre d'établir un lien entre les concentrations environnementales élevées d'aluminium mesurées avec les rejets et secteurs industriels. Les données de l'INRP pour les cinq années les plus récentes (2013 à 2017) sont présentées dans les tableaux ci-dessous. Les secteurs industriels ont été identifiés selon les codes du Système de classification des industries de l'Amérique du Nord (SCIAN) au niveau à 4 chiffres (SCIAN4), selon les déclarations à l'INRP.

Tableau D-1. Secteurs ayant déclaré les plus importants rejets d'aluminium (fumée ou poussière) à l'Inventaire national des rejets de polluants de 2013 à 2017 (INRP [modifié en 2022])

Secteur industriel (SCIAN4)	Rejets dans l'air (tonnes)	Rejets dans le sol (tonnes)	Rejets dans l'eau (tonnes)	Rejets dans des milieux non précisés (tonnes)	Rejets totaux (par année) (tonnes)
Production, transport et distribution d'électricité	26,4 à 107,3	0	0	0	26,4 à 107,3
Extraction de minerais métalliques	20,2 à 25,8	0	0 à 1,4	0 à 0,4	21,2 à 26,3
Fabrication de produits du pétrole et du charbon	7,5 à 8,9	0	1,2 à 2,8	0	8,7 à 11,4
Production et transformation d'alumine et d'aluminium	0,6 à 32,1	0	0	0	0,6 à 32,1
Extraction de pétrole et de gaz	0 à 16,7	0	0 à 0,7	0 à 0,5	0,5 à 17,1
Réseaux d'aqueduc et d'égout et autres	0 à 14,7	0	0	0 à 0,02	0 à 14,7

Usines de pâte à papier, de papier et de carton	0 à 0,4	0	0 à 4,1	0 à 0,1	0 à 4,6
Sidérurgie	0 à 1,1	0 à 0,01	0	0,2 à 0,6	0,4 à 1,7
Fabrication de ciment et de produits en béton	0 à 2,1	0	0	0	0 à 2,1
Fabrication de produits aéronautiques et de leurs pièces	0 à 0,7	0	0	0 à 0,5	0 à 0,7

Comme le montre le Tableau D-1, la majeure partie de l'aluminium (fumée ou poussière seulement) est rejetée dans l'air par les activités de production d'électricité, d'extraction (de minéraux métalliques et de combustibles fossiles) et de production d'aluminium. Les rejets annuels d'aluminium (fumée ou poussière seulement) sont déclarés dans le tableau D-2**Error! Reference source not found..**

Tableau D-2. Quantités totales rejetées d'aluminium (sous forme de fumée ou de poussière uniquement) de 2013 à 2017 (INRP [modifié en 2022])

Année	Traitement du sol (tonnes)	Sites d'enfouissement (tonnes)	Stockage (tonnes)	Gestion des résidus (tonnes)	Injection souterraine (tonnes)	Traitement des stériles (tonnes)	Total annuel (tonnes)
2013	0	4 535	214	5 432	546	0	10 727
2014	0	139	10	0	0	0	149
2015	622	286	11	0	0	0	920
2016	591	735	13	0	0	0	1 339
2017	277	1 154	20	0	0	102	1 554

Les secteurs du SCIAN4 dans lesquels les rejets d'aluminium (sous forme de fumée ou de poussière uniquement) les plus importants ont été déclarés au cours de cette période sont le traitement et l'élimination des déchets, l'extraction de minéraux métalliques, les usines de pâte, de papier et de carton, et la production d'alumine et d'aluminium.

Tableau D-3. Secteurs dans lesquels les plus importants rejets d'oxyde d'aluminium (formes fibreuses) ont été déclarés à l'Inventaire national des rejets de polluants de 2013 à 2017 (INRP [modifié en 2022])

Secteur industriel (SCIAN4)	Rejets dans l'air (tonnes)	Rejets dans le sol (tonnes)	Rejets dans l'eau (tonnes)	Rejets dans des milieux non précisés (tonnes)	Rejets totaux (par année) (tonnes)
Fabrication de produits aérospatiaux et de leurs pièces	0 à 43,2	0	0	0	0 à 43,2
Fabrication de carrosseries et de remorques de véhicules automobiles	0	0	0	0 à 1,5	0 à 1,5
Fabrication de produits du pétrole et du charbon	0	0	0	0,1 à 0,2	0,1 à 0,2
Sidérurgie	0	0	0	0 à 0,1	0 à 0,1
Construction de navires et d'embarcations	0	0	0	0 à 0,1	0 à 0,1
Fabrication de peintures, de revêtements et d'adhésifs	0	0	0	0 à 0,1	0 à 0,1

Comme l'indique le tableau D-3, la majeure partie des rejets d'oxyde d'aluminium (formes fibreuses seulement) déclarés l'ont été dans l'air, par le secteur de l'aérospatiale (fabrication de produits et de pièces). Toutefois, ces déclarations ont cessé après 2015 en raison de nouveaux renseignements montrant que la forme rejetée n'était pas fibreuse et, par conséquent, que les rejets n'étaient plus soumis à une déclaration.

Tableau D-4. Quantités rejetées totales d'oxyde d'aluminium (formes fibreuses uniquement) de 2013 à 2017 (INRP [modifié en 2022])

Année	Traitement du sol (tonnes)	Sites d'enfouissement (tonnes)	Stockage (tonnes)	Gestion des résidus (tonnes)	Injection souterraine (tonnes)	Traitement des stériles (tonnes)	Total annuel (tonnes)
2013	0	98	0	0	0	0	98
2014	0	1 005	0	0	0	0	1 005
2015	0	1 974	0	0	0	0	1 974
2016	0	3 226	0	0	0	0	3 226
2017	0	1 935	0	0	0	0	1 935

Les secteurs du SCIAN4 dans lesquels les rejets d'oxyde d'aluminium (formes fibreuses seulement) les plus importants ont été déclarés pendant cette période étaient le traitement et

l'élimination des déchets, l'extraction du pétrole et du gaz, la collecte de déchets et l'extraction des minerais métalliques.

Annexe E. Concentrations de fond et facteurs modifiant la toxicité

Tableau E-1. Valeur médiane des concentrations de fond totales d'aluminium dans certaines écozones du Canada

Région	Médiane ($\mu\text{g/L}$)	Taille de l'échantillon
Cordillère boréale	258	304
Plaines boréales	120	645
Bouclier boréal	62	1 947
Plaines à forêts mixtes	27	4 444
Cordillère montagnarde	34	1 951
Maritime du Pacifique	111	1 467
Prairies	311	334
Taïga de la Cordillère	195	21

Kilgour & Associates Ltd., 2016. Données de la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique, 2015; du Suivi et surveillance de la qualité des eaux douces, 2014, 2016; du Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau [modifié en 2020]; du Programme régional de surveillance du milieu aquatique, 2016; d'une 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; d'une communication personnelle, données préparées par les 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.

Tableau E-2. Valeurs représentatives des facteurs modifiant la toxicité pour certaines écozones canadiennes

Région	Taille de l'échantillon pour la dureté totale	Moyenne géométrique de la dureté totale (mg/L)	Taille de l'échantillon pour le pH	pH moyen	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	210	1,5
Plaines boréales	643	120	656	8,0	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	1 070	1,2
Maritime du Pacifique	1 490	19	1 475	7,3	837	1,4
Prairies	369	260	420	8,2	20	10
Taïga de la Cordillère	22	110	22	8,0	20	10
Taïga du Bouclier	175	7,4	176	6,9	160	3,6

Abréviation : COD = carbone organique dissous.

Banque de données sur la qualité du milieu aquatique, 2015, 2016; Données nationales de monitoring de la qualité de l'eau à long terme [modifié en 2022]; Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau [modifié en 2020]; Programme régional de surveillance du milieu aquatique, 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 les Environmental and Municipal Management Services, de la Saskatchewan Water Security Agency, pour la Division de l'évaluation écologique, Environnement et Changement climatique Canada, 25 février 2016; sans référence.

Annexe F. Potentiel de causer des effets nocifs pour les invertébrés du sol

Le tableau F-1 résume les principales études de toxicité pour le sol qui ont été répertoriées. Les paramètres des deux premières études seulement ont été calculés statistiquement et ont donc été les seuls pris en compte pour l'établissement de la CESE dans le sol (van Gestel et Hoogerwerf, 2001; Zhao et Qiu, 2010). Les paramètres des autres études ont été estimés d'après les concentrations rapportées et servent à étayer le poids de la preuve.

Tableau F-1. Principales études prises en compte pour le choix d'une valeur de toxicité critique dans le sol

Organisme étudié	Paramètre	Substance à l'essai	pH	Valeur (mg/kg)	Référence
Lombric (<i>Eisenia andrei</i>)	CL ₅₀ 14 j	Al ₂ O ₃	2,4 à 7,1 (KCl)	> 5 000	van Gestel et Hoogerwerf (2001)
Lombric (<i>Eisenia andrei</i>)	CL ₅₀ 14 j	AlCl ₃	3,2 à 3,5 (KCl)	316	van Gestel et Hoogerwerf (2001)
Lombric (<i>Eisenia andrei</i>)	CL ₅₀ 14 j	AlCl ₃	3,7 à 4,4 (KCl)	359	van Gestel et Hoogerwerf (2001)
Lombric (<i>Eisenia andrei</i>)	CL ₅₀ 14 j	AlCl ₃	4,4 à 6,7 (KCl)	> 1 000	van Gestel et Hoogerwerf (2001)
Lombric (<i>Eisenia andrei</i>)	CL ₅₀ 14 j	Al ₂ (SO ₄) ₃	3,24 (KCl)	457	van Gestel et Hoogerwerf (2001)
Lombric (<i>Eisenia andrei</i>)	CL ₅₀ 14 j	Al ₂ (SO ₄) ₃	4,86 à 7,2 (KCl)	> 4 000	van Gestel et Hoogerwerf (2001)
Lombric (<i>Eisenia andrei</i>)	CE ₅₀ , croissance	Al ₂ (SO ₄) ₃	3,4 (KCl)	189	van Gestel et Hoogerwerf (2001)
Lombric (<i>Eisenia andrei</i>)	CE ₅₀ , croissance	Al ₂ (SO ₄) ₃	4,3 à 7,3 (KCl)	> 1 000	van Gestel et Hoogerwerf (2001)
Lombric (<i>Eisenia andrei</i>)	CE ₅₀ , production du cocon	Al ₂ (SO ₄) ₃	3,4 (KCl)	294	van Gestel et Hoogerwerf (2001)
Lombric (<i>Eisenia andrei</i>)	CE ₅₀ , production du cocon	Al ₂ (SO ₄) ₃	4,3 (KCl)	529	van Gestel et Hoogerwerf (2001)
Lombric (<i>Eisenia andrei</i>)	CE ₅₀ , production du cocon	Al ₂ (SO ₄) ₃	7,3 (KCl)	291	van Gestel et Hoogerwerf (2001)
Lombric (<i>Eisenia andrei</i>)	CSEO, croissance	Al ₂ (SO ₄) ₃	4,3; 7,3 (KCl)	100	van Gestel et Hoogerwerf (2001)
Lombric (<i>Eisenia andrei</i>)	CSEO, production du cocon	Al ₂ (SO ₄) ₃	3,4 à 7,3 (KCl)	100	van Gestel et Hoogerwerf (2001)
Lombric (<i>Eisenia andrei</i>)	CL ₅₀ 14 j	AlCl ₃	7,0	532	Zhao et Qiu 2010
Lombric (<i>Eisenia andrei</i>)	CMEO 28 j, survie	AlCl ₃	4,3	100	Zhang et coll., 2013
Lombric (<i>Eisenia andrei</i>)	CMEO 28 j, évitement	AlCl ₃	4,3	25	Zhang et coll., 2013
Lombric (<i>Octodrilus complanatus</i>)	CMEO 50 j, poids	Al(OH) ₃	7,55 (H ₂ O)	2 000	Bilalis et coll., 2013
Lombric (<i>Octodrilus complanatus</i>)	CMEO 50 j, % de protéines	Al(OH) ₃	7,4 (H ₂ O)	1 000	Bilalis et coll., 2013
Lombric (<i>Eisenia andrei</i>)	CMEO, effets sublétaux	Al(NO ₃) ₃	4,6 (H ₂ O)	50	Tejada et coll., 2010
Lombric (<i>Dendrodrilus rubidus</i>)	CSEO, effets sublétaux	AlCl ₃	4,9 (KCl)	10	Rundgren et Nilsson 1997
Lombric (<i>Dendrodrilus rubidus</i>)	CMEO, effets sublétaux	AlCl ₃	4,8 (KCl)	25	Rundgren et Nilsson 1997

Abréviations : CE₅₀ = concentration efficace médiane; CL₅₀ = concentration létale médiane; CMEO = concentration minimale entraînant un effet observé; CSEO = concentration sans effet observé.

Annexe G. Exposition par les milieux environnementaux, les aliments et l'eau potable

Tableau G-1. Facteurs généraux d'exposition humaine selon différents groupes d'âge et scénarios^a

Groupes d'âge	Poids corporel (kg)	Taux inhalé (m ³ /j)	Taux ingéré de sol (µg/j)	Taux ingéré de poussière (µg/j)
0 à 5 mois	6,3	3,7	S.O.	21,6
6 à 11 mois	9,1	5,4	7,3	27,0
1 an	11	8,0	8,8	35,0
2 à 3 ans	15	9,2	6,2	21,4
4 à 8 ans	23	11,1	8,7	24,4
9 à 13 ans	42	13,9	6,9	23,8
14 à 18 ans	62	15,9	1,4	2,1
Adultes (19 ans+)	74	15,1	1,6	2,6

^a Santé Canada [modifié en 2022c].

Tableau G-2. Concentrations d'aluminium dans les milieux environnementaux au Canada

Milieu	Médiane	95 ^e centile	n	Référence
Eau potable – non municipale	Moyenne : 0,02 mg/L	Max. : 14,00 mg/L (SK)	4 321	Santé Canada, 2021a; communication personnelle, courriels du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 4 mars 2020; sans référence
Eau potable – eau souterraine traitée et eau de surface	Moyenne : 0,008 mg/L	Max. : 2,030 mg/L (SK)	1 844	Santé Canada, 2021a; communication personnelle, courriels du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 4 mars 2020; sans référence
Eau potable – eau distribuée – eau souterraine et eau de surface	Moyenne : 0,015 mg/L	Max. : 1,420 mg/L (SK)	4 307	Santé Canada, 2021a; communication personnelle, courriels du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 4 mars 2020; sans référence
Eau potable – eau de surface traitée	Moyenne : 0,120 mg/L	Max. : 7,970 mg/L (MB)	2 469	Santé Canada, 2021a; communication personnelle, courriels du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 4 mars 2020; sans référence
Eau potable – eau de surface distribuée	Moyenne : 0,111 mg/L	Max. : 6,600 mg/L (NL)	7 208	Santé Canada, 2021a; communication personnelle, courriels du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 4 mars 2020; sans référence
Eau potable – municipale (source)	0,025 mg/L	0,2085 mg/L	124	Tugulea, 2016
Eau potable – municipale (eau distribuée – D2)	0,013 mg/L	0,122 mg/L	97	Tugulea, 2016

Eau potable, dans les réserves de la région de l'Atlantique, AB, BC, ON, MB, QC et SK	S.O.	Plage 0,105 à 33,1 mg/L ^a	S.O.	EANEPN Chan et coll., 2011, 2012, 2014, 2016, 2018, 2019a, 2019b
RNSPA, air extérieur, PM _{2,5}	16 ng/m ³	329 ng/m ³	969	RNSPA, 2015
RNSPA, air extérieur, PM _{2,5}	18,5 ng/m ³	50,9 ng/m ³	820	RNSPA [modifié en 2022]
RNSPA, air extérieur, PM _{2,5}	14,4 ng/m ³	41,9 ng/m ³	1 334	RNSPA [modifié en 2022]
RNSPA, air extérieur, PM _{2,5}	17,7 ng/m ³	53,6 ng/m ³	1 189	RNSPA [modifié en 2022]
Air extérieur, PM _{2,5}	58,7 ng/m ³	190 ng/m ³	121	Rasmussen et coll., 2018
Air extérieur, PM _{2,5}	Moyenne : 69,0 ng/m ³	Max. : 9 240 ng/m ³	Approx. 20 000	EC, SC, 2010
Air extérieur, PM _{2,5}	14,7 ng/m ³	55,9 ng/m ³	595	Communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence
Air extérieur, PM _{2,5}	S.O.	32,6 ng/m ³	125	Communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence
Air extérieur, PM _{2,5}	2,2 ng/m ³	62,8 ng/m ³	131	Communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence
Air extérieur, PM _{2,5} , port	9,1 ng/m ³	47,8 ng/m ³	512	Communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence
Air extérieur, PM _{2,5} , acierie	78,8 ng/m ³	338,7 ng/m ³	105	Communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence
Air extérieur, PM _{2,5} , exploitation de gaz de schiste	133,7 ng/m ³	199,1 ng/m ³	55	Communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence
Air extérieur, PM _{2,5} , exploitation de sables bitumineux	15 à 46 ng/m ³	65 à 230 ng/m ³	230	WBEA, 2019
Air extérieur, PM _{2,5} , exploitation de sables bitumineux	13 à 51 ng/m ³	50 à 240 ng/m ³	302	WBEA, 2020
Air extérieur, PM _{10-2,5}	152 ng/m ³	348 ng/m ³	121	Rasmussen et coll., 2018
Air extérieur, PM ₁₀	Moyenne : 170 ng/m ³	Max. : 24 940 ng/m ³	Approx. 10 000	EC, SC, 2010

Air extérieur, PM ₁₀ , port	71,4 ng/m ³	292,3 ng/m ³	271	Communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence
Air intérieur, PM _{2,5}	23,7 ng/m ³	141 ng/m ³	121	Rasmussen et coll., 2018
Air intérieur, PM _{2,5}	12,2 ng/m ³	53,4 ng/m ³	610	Communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence
Air intérieur, PM _{2,5}	22,4 ng/m ³	119,1 ng/m ³	133	Communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence
Air intérieur, PM _{2,5}	17,0 ng/m ³	131,1 ng/m ³	79	Communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence
Air intérieur, PM _{10–2,5}	102 ng/m ³	449 ng/m ³	121	Rasmussen et coll., 2018
Air intérieur, PM ₁₀	Moyenne : 1 490 µg/m ³	S.O.	Approx. 2 900	Étude PTEAM, Riverside (Californie), 1990, cité dans EC, SC, 2010
Air personnel, PM _{2,5}	19,0 ng/m ³	111 ng/m ³	78	Rasmussen et coll., 2018
Air personnel, PM _{10–2,5}	173 ng/m ³	910 ng/m ³	78	Rasmussen et coll., 2018
Air personnel, PM _{2,5} , métros	39,0 à 495,8 ng/m ³	193,7 à 577,2 ng/m ³	54	Communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence
Air personnel, PM ₁₀ , métros	249,6 à 1 106 ng/m ³	736,5 à 2 088 ng/m ³	54	Communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence
Air personnel, PM _{2,5} , autobus	60,5 à 105,1 ng/m ³	168,1 à 1 323 ng/m ³	54	Communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence
Air personnel, PM ₁₀ , autobus	519 à 1 308 ng/m ³	1 445 à 3 513 ng/m ³	54	Communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence
Air intérieur, PM _{2,5} , voiture personnelle	19,2 à 77,8 ng/m ³	35,6 à 155,6 ng/m ³	22	Communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence
Air intérieur, PM ₁₀ , voiture personnelle	59,4 à 308,8 ng/m ³	103,3 à 555,3 ng/m ³	22	Communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence

Air extérieur, PM _{2,5} , voiture personnelle	37,4 à 102,7 ng/m ³	110 à 1 533 ng/m ³	22	Communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence
Air extérieur, PM ₁₀ , voiture personnelle	248,9 à 1 257 ng/m ³	1 627 à 1 818 ng/m ³	22	Communication personnelle, courriel du BQEA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 18 février 2020; sans référence
Poussière domestique tombée	11 453 µg/g	S.O.	60	Rasmussen et coll., 2018
Sol (10 provinces)	Moyenne : 41 000 mg/kg	Max. : 87 633 mg/kg	> 40 études	EC, SC, 2010, cité dans Santé Canada, 2021a
Préparation pour nourrissons, à base de lait	S.O.	Plage 0,040 à 0,171 µg/g	S.O.	Santé Canada [modifié en 2022b]
Préparation pour nourrissons, à base de lait	440 ng/g	Plage 0,0010 à 3,400 µg/g	437	Dabeka et coll., 2011
Préparation pour nourrissons, à base de soja	S.O.	Plage 0,258 à 0,476 µg/g	S.O.	Santé Canada [modifié en 2022b]
Préparation pour nourrissons, à base de soja	0,73 µg/g	Plage 0,230 à 1,100 µg/g	437	Dabeka et coll., 2011
Lait maternel	Moyenne : 0,1133 mg/L	S.O.	17	EC, SC, 2010
Lait maternel	< 0,00012 mg/L	0,0151 mg/L	847	Communication personnelle, courriel de la DA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 26 mars 2020; sans référence

Abréviations : MB = Manitoba; S.O. = sans objet; NL = Terre-Neuve-et-Labrador; SK = Saskatchewan; PM₁ = particule de diamètre aérodynamique de 1 µm ou moins; PM_{2,5} = particule de diamètre aérodynamique de 2,5 µm ou moins; PM_{10-2,5} = particule de diamètre aérodynamique entre 2,5 et 10 µm; PM₁₀ = particule de diamètre aérodynamique de 10 µm ou moins.

^a Échantillons dont les concentrations d'aluminium déclarées étaient supérieures à la valeur guide de 100 µg/L.

Tableau G-3. Estimations de l'exposition moyenne par le régime alimentaire (intervalles de confiance de 95 %) (Direction des aliments, communication personnelle, 2020, sans référence)

Âge (ans) et sexe	Moyenne, exposition habituelle (mg/kg p.c./j)
Moins de 1 – M et F (préparation pour nourrissons)	0,086
1 à 3 – M et F	0,089 (0,085,0,093)
4 à 8 – M et F	0,073 (0,072,0,075)
9 à 13 – M	0,053 (0,051,0,056)
9 à 13 – F	0,049 (0,046,0,052)
14 à 18 – M	0,034 (0,033,0,035)
14 à 18 – F	0,032 (0,030,0,034)
19 à 30 – M	0,027 (0,026,0,029)
19 à 30 – F	0,028 (0,027,0,030)
31 à 50 – M	0,026 (0,024,0,028)
31 à 50 – F	0,029 (0,028,0,031)

51 à 70 – M	0,025 (0,024,0,026)
51 à 70 – F	0,030 (0,029,0,033)
71 ou plus – M	0,030 (0,028,0,032)
71 ou plus – F	0,032 (0,031,0,035)

Abréviations : F = de sexe féminin; M = de sexe masculin.

Tableau G-4. Ingestion estimée d'aluminium chez les communautés autochtones des régions du Sahtú et du Dehcho, dans les Territoires du Nord-Ouest (T.N.-O.), par la consommation de certains aliments traditionnels

Âge	Ingestion par la consommation d'animaux terrestres (mg/kg p.c./j) ^a	Ingestion par la consommation d'abats de gros gibier (mg/kg p.c./j) ^b	Ingestion par la consommation d'animaux terrestres et d'abats de gros gibier (mg/kg p.c./j) ^c
4 à 8 ans	$7,71 \times 10^{-2}$	$1,88 \times 10^{-3}$	$7,90 \times 10^{-2}$
9 à 13 ans	$4,22 \times 10^{-2}$	$1,03 \times 10^{-3}$	$4,33 \times 10^{-2}$
14 à 18 ans	$2,86 \times 10^{-2}$	$6,97 \times 10^{-4}$	$2,93 \times 10^{-2}$
Adultes 19 ans+	$2,40 \times 10^{-2}$	$5,84 \times 10^{-4}$	$2,46 \times 10^{-2}$

^aHypothèse prudente : On a supposé que la concentration d'aluminium était égale à la concentration moyenne d'aluminium la plus élevée rapportée dans une étude sur les animaux terrestres réalisée par Larter et coll. (2016) (16,7 mg/kg chez le caribou de montagne). De plus, on a supposé que les personnes autochtones des régions du Sahtú et du Dehcho, dans les T.N.-O., consommaient 143 g d'animaux terrestres 5,2 fois/semaine (Ratelle et coll., 2020a).

^bHypothèse prudente : On a supposé que la concentration d'aluminium était égale à la concentration moyenne d'aluminium la plus élevée rapportée dans une étude sur les abats d'animaux terrestres réalisée par Larter et coll. (2016) (0,36 mg/kg dans les reins de caribou de montagne). De plus, on a supposé que les personnes autochtones des régions du Sahtú et du Dehcho, dans les T.N.-O., consommaient 100 g d'abats de gros gibier 8,4 fois/semaine (Ratelle et coll., 2020a).

^cIl s'agit d'une estimation de l'ingestion par des aliments traditionnels déclarée par les communautés autochtones des régions du Sahtú et du Dehcho, dans les T.N.-O. Les données disponibles étant limitées, les estimations de l'ingestion présentées ne sont représentatives ni de l'exposition alimentaire moyenne dans ces communautés ni de l'exposition moyenne dans d'autres communautés autochtones.

Tableau G-5. Ingestion quotidienne moyenne estimée (mg/kg p.c./j) d'aluminium dans la population générale au Canada, par les milieux environnementaux, les aliments et l'eau potable

Voie d'exposition	0 à 5 mois ^a (nourrissons nourris au lait maternel) ^b	0 à 5 mois ^a (nourrissons nourris à la préparation) ^c	6 à 11 mois ^{c, d}	1 an	2 à 3 ans	4 à 8 ans	9 à 13 ans	14 à 18 ans	≥19 ans
Air ambiant ^e	$5,1 \times 10^{-6}$	$5,1 \times 10^{-6}$	$5,1 \times 10^{-6}$	$6,3 \times 10^{-6}$	$5,3 \times 10^{-6}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$2,9 \times 10^{-6}$	$2,2 \times 10^{-6}$	$1,8 \times 10^{-6}$
Air intérieur ^f	$1,2 \times 10^{-5}$	$1,2 \times 10^{-5}$	$1,2 \times 10^{-5}$	$1,5 \times 10^{-5}$	$1,3 \times 10^{-5}$	$1,0 \times 10^{-5}$	$6,9 \times 10^{-6}$	$5,3 \times 10^{-6}$	$4,2 \times 10^{-6}$
Eau potable ^g	S.O.	$1,5 \times 10^{-2}$	$9,3 \times 10^{-3}$	$3,6 \times 10^{-3}$	$3,2 \times 10^{-3}$	$2,6 \times 10^{-3}$	$2,0 \times 10^{-3}$	$2,0 \times 10^{-3}$	$2,3 \times 10^{-3}$
Aliments et boissons ^h	$1,9 \times 10^{-3}$	$8,6 \times 10^{-2}$	$8,6 \times 10^{-2}$	$8,9 \times 10^{-2}$	$8,9 \times 10^{-2}$	$7,3 \times 10^{-2}$	$5,3 \times 10^{-2}$	$3,4 \times 10^{-2}$	$3,2 \times 10^{-2}$
Sol ⁱ	S.O.	S.O.	$3,3 \times 10^{-2}$	$3,3 \times 10^{-2}$	$1,7 \times 10^{-2}$	$1,6 \times 10^{-2}$	$6,7 \times 10^{-3}$	$9,3 \times 10^{-4}$	$8,9 \times 10^{-4}$
Poussière ^j	$3,9 \times 10^{-2}$	$3,9 \times 10^{-2}$	$3,4 \times 10^{-2}$	$3,6 \times 10^{-2}$	$1,6 \times 10^{-2}$	$1,2 \times 10^{-2}$	$6,5 \times 10^{-3}$	$3,9 \times 10^{-4}$	$4,0 \times 10^{-4}$
Ingestion totale (mg/kg p.c./j)	0,041	0,140	0,16	0,16	0,13	0,10	0,066	0,036	0,032

Abréviation : S.O. = sans objet.

^a On suppose qu'il n'y a pas d'ingestion de sol en raison des pratiques courantes des personnes qui s'occupent des nourrissons.

^b La concentration moyenne d'aluminium dans le lait maternel est présumée être de 0,0151 mg/L (communication personnelle, courriel de la DA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 26 mars 2020; sans référence). Cette concentration d'aluminium a été ajustée en fonction de la masse volumique du lait maternel (1,030 g/mL) (US EPA, 2011). Valeur présentée seulement pour les nourrissons nourris au lait maternel, et on suppose qu'ils consomment 127,95 g/kg p.c./j (0,783 L) de lait maternel par jour, et que ce lait était la seule source alimentaire pour les nourrissons de moins de 6 mois (Arcus-Arth et coll., 2005; Santé Canada, 2018).

^c Les données de l'ACIA sur les préparations pour nourrissons à base de lait ou de soja sont incluses dans les estimations de l'exposition totale par le régime alimentaire à l'aluminium (tableau G-3, annexe G) (communication personnelle, courriel de la DA, Santé Canada, au BERSE, Santé Canada, 26 mars 2020; sans référence). Données utilisées exclusivement pour les nourrissons

nourris à la préparation, pour lesquels on a supposé qu'ils consommaient 0,826 L d'eau par jour (Santé Canada, 2018), lorsque l'eau est utilisée pour reconstituer le lait maternisé.

^d L'ingestion quotidienne d'aluminium par le lait maternel chez les enfants de plus de 6 mois n'a pas été quantifiée, mais devrait être inférieure à l'ingestion d'aluminium chez les enfants nourris à la préparation ou les enfants du même âge qui consomment des aliments solides.

^e Ingestion estimée d'après les concentrations moyennes dans l'air extérieur des PM_{2,5} de 0,069 µg/m³ (n ≥ 10 000) (EC, SC, 2010). On présume que les Canadiens passent 3 heures à l'extérieur chaque jour (Santé Canada, 1998).

^f Ingestion estimée d'après les concentrations médianes de PM_{2,5} dans les échantillons d'air intérieur sur 24 h, soit 23,7 ng/m³ (n = 121), mesurées à Windsor, en Ontario (Rasmussen et coll., 2018). On suppose que chaque Canadien passe 21 heures à l'intérieur chaque jour (Santé Canada, 1998).

^g Ingestion estimée d'après la concentration moyenne dans l'eau de surface distribuée, soit 0,111 mg/L (n = 7 208) (Santé Canada, 2021a).

^h On a estimé l'exposition à l'aluminium par le régime alimentaire d'après les résultats d'analyse obtenus pour plus de 18 500 échantillons d'aliments dans le cadre de l'Étude de l'alimentation totale (données de 2008-2010) et par l'Agence canadienne d'inspection des aliments (données de 2007-2013). Les données sur la consommation d'aliments, d'après le cycle 2.2 de l'Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes (CCHS) (Statistique Canada, 2004), ont été utilisées pour estimer l'exposition par le régime alimentaire habituel, calculée selon une approche probabiliste. Lorsque les groupes d'âge n'étaient pas comparables, l'estimation la plus élevée a été retenue pour les groupes d'âge concernés. Détails dans le tableau G-3.

ⁱ Ingestion estimée d'après la concentration moyenne d'aluminium de 41 000 mg/kg dans le sol de 10 provinces (EC, SC, 2010). Le facteur de bioaccessibilité de l'aluminium présent dans le sol n'a pas été appliqué à la valeur estimée de l'ingestion (voir la section 8.2.1).

^j Ingestion estimée d'après la concentration médiane d'aluminium de 11 453 µg/g mesurée dans 60 maisons à Windsor, en Ontario (Rasmussen et coll., 2018). Le facteur de bioaccessibilité de l'aluminium présent dans la poussière n'a pas été appliqué à la valeur estimée de l'ingestion (voir la section 8.2.1).

Annexe H. Exposition humaine par inhalation découlant de l'utilisation de produits disponibles aux consommateurs

Les estimations de l'exposition ont été calculées pour plusieurs groupes d'âge. Cependant, seules les estimations pour le groupe d'âge présentant l'exposition estimée la plus élevée sont présentées ici. Les estimations de l'exposition ont été calculées d'après la concentration maximale (fraction massique) de substances contenant de l'aluminium trouvée par type de produit ou scénario, sauf indication contraire. La concentration de substances contenant de l'aluminium dans les produits disponibles aux consommateurs provient des données communiquées à Santé Canada dans le cadre du Système de déclaration des cosmétiques, de la BDPSNH interne [modifié en 2022] et de la BDPP interne [modifié en 2022], comme il est indiqué à la section 8.2.2.

La quantité de produit, le facteur de rétention et la fréquence d'utilisation des produits de soins corporels ont été estimés à partir des valeurs par défaut de l'interne, sauf indication contraire (Santé Canada, 2020). Les valeurs utilisées pour la quantité de produit, les facteurs de rétention, la fréquence d'exposition (c'est-à-dire la fréquence d'utilisation) et les facteurs de rétention ont été calculées selon un processus établi pour les évaluations du PGPC (Santé Canada, 2020). Ce processus comporte un examen des données disponibles sur la quantité de produit, la fréquence d'utilisation et les facteurs de rétention des produits de soins corporels visant à déterminer l'exhaustivité de l'étude ou de l'enquête, la pertinence des données recueillies et le type de renseignements recueillis. La valeur de la tendance centrale la plus élevée parmi les études ayant obtenu la meilleure cote de qualité est choisie pour les évaluations du PGPC, et les études de référence sont citées.

Les données par défaut utilisées dans l'application ConsExpo Web et les fiches d'information connexes (RIVM, 2007) ont été utilisées pour estimer l'exposition découlant de l'utilisation de produits de pulvérisation contenant des substances du groupe des substances contenant de l'aluminium, sauf indication contraire, présentée dans le tableau H-1 ci-dessous. L'exposition liée à l'utilisation de produits de soins corporels en poudre et en pulvérisateur contenant du pentahydroxychlorure de dialuminium a été estimée d'après les données provenant des études d'exposition décrites à la section 8.2.2.

Tableau H-1. Facteurs d'exposition pour l'estimation des concentrations dans l'air découlant de l'utilisation de produits disponibles aux consommateurs

Produit	Facteurs d'exposition	Exposition estimée moyenne par utilisation (mg/m ³)	Exposition ajustée
Déodorant en aérosol/ pulvériseur, alun de potassium	<p>D'après la fiche d'information « <i>Cosmetics: Deodorant cosmetics: Deodorant spray</i> » Scénario : « Application » Modèle d'exposition : « Exposition à une substance pulvérisée »</p> <p>Groupe d'âge : adultes Concentration : 3 % d'alun de potassium Fréquence d'exposition : 1,3/j Durée de la pulvérisation : 0,17 min Durée de l'exposition : 5 min Volume de la pièce : 10 m³ Hauteur de la pièce : 2,5 m Volume du nuage : 0,0625 m³ Taux de renouvellement d'air : 2 fois par heure Taux de production massique : 0,45 g/s Fraction atmosphérique : 0,9 Masse volumique non volatile : 1,8 g/cm³ Diamètre maximal des particules inhalées : 10 µm^a Diamètre des particules en aérosol : normal Diamètre moyen : 27,8 µm^b Écart-type : 18,3^b Diamètre maximal : 130 µm^b Pulvérisation vers une personne : oui</p> <p>Valeur ajustée de la concentration quotidienne dans l'air (mg/m³) = Concentration moyenne dans l'air par utilisation (mg/m³) × [durée de l'exposition (min) × fréquence d'exposition (/j) / 1 440 min/j]</p>	1,7	Valeur ajustée de la concentration quotidienne dans l'air : $7,6 \times 10^{-3}$ mg substance/m ³ (adultes)
Écran solaire en aérosol, oxyde d'aluminium	<p>D'après la fiche d'information « <i>Cosmetics: Deodorant cosmetics: Deodorant spray</i> » Scénario : « Application » Modèle d'exposition : « Exposition à une substance pulvérisée »</p> <p>Groupe d'âge : 1 an à 13 ans Concentration : 2,535 % d'oxyde d'aluminium Fréquence d'exposition : 1,6/j Durée de la pulvérisation : 0,2633 min^c Durée de l'exposition : 5 min Volume de la pièce : 10 m³ Hauteur de la pièce : 2,5 m Taux de renouvellement d'air : 2 fois par heure Volume du panache : 0,0625 m³ Taux de production massique : 0,45 g/s Fraction atmosphérique : 0,9 Masse volumique non volatile : 1,5 g/cm³ Diamètre maximal des particules inhalées : 10 µm^a Diamètre des particules en aérosol : normal</p>	0,18	Valeur ajustée de la concentration quotidienne dans l'air : $9,4 \times 10^{-4}$ mg substance/m ³ (1 à 13 ans)

Produit	Facteurs d'exposition	Exposition estimée moyenne par utilisation (mg/m ³)	Exposition ajustée
	<p>Diamètre moyen : 57,9 µm^b Écart-type : 21,0 ^b Diamètre maximal : 138 µm^b Pulvérisation vers la personne : oui</p> <p>Valeur ajustée de la concentration quotidienne dans l'air (mg/m³) = Concentration moyenne dans l'air par utilisation (mg/m³) × [durée de l'exposition (min) × fréquence d'exposition (/j) / 1 440 min/j]</p>		
Colorant capillaire temporaire en aérosol, pigment bleu 29 C.I.	<p>D'après la fiche d'information « Cosmetics: Hair care: Hair dye spray » Scénario : « Application » Modèle d'exposition : « Exposition à une substance pulvérisée »</p> <p>Groupe d'âge : 4 ans à adultes Concentration : 30 % de pigment bleu 29 C.I. Durée de la pulvérisation : 0,24 min Durée de l'exposition : 5 min Volume de la pièce : 10 m³ Hauteur de la pièce : 2,5 m Taux de renouvellement d'air : 2 par heure Volume du panache : 0,0625 m³ Taux de production massique : 0,4 g/s Fraction atmosphérique : 0,2 Masse volumique non volatile : 1,5 g/cm³ Diamètre maximal des particules inhalées : 10 µm ^a Diamètre des particules en aérosol : log normal Diamètre moyen : 46,5 µm Coefficient de variation arithmétique : 2,1 Diamètre maximal : 50 µm Pulvérisation vers la personne : oui</p> <p>Valeur ajustée de la concentration dans l'air sur 4 heures (mg/m³) = Concentration moyenne dans l'air par utilisation (mg/m³) × [durée de l'exposition (min) / 240 min]</p>	5,4	Concentration dans l'air sur 4 h, valeur ajustée : $1,1 \times 10^{-1}$ mg substance/m ³ (4 ans à adultes)

Produit	Facteurs d'exposition	Exposition estimée moyenne par utilisation (mg/m ³)	Exposition ajustée
Maquillage pour le visage en poudre, hydroxyde d'aluminium	<p>Algorithme : Concentration moyenne dans l'air par utilisation (mg/m³) = concentration moyenne d'après l'étude avec le talc (mg/m³) × concentration maximale de la substance contenant de l'aluminium dans le produit (fraction)</p> <p>Groupe d'âge : adulte Concentration moyenne d'après l'étude avec le talc : 1,36 mg/m³^d Concentration : 30 % d'hydroxyde d'aluminium Durée de l'exposition : 5 min ^e Fréquence d'exposition : 1/j</p> <p>Valeur ajustée de la concentration quotidienne dans l'air (mg/m³) = Concentration moyenne dans l'air par utilisation (mg/m³) × [durée de l'exposition (min) × fréquence d'exposition (j) / 1 440 min/j]</p>	0,41	Valeur ajustée de la concentration quotidienne dans l'air : 1,4 × 10 ⁻³ mg substance/m ³ (adultes)
Écran solaire en poudre, oxyde d'aluminium	<p>Algorithme : Concentration moyenne dans l'air par utilisation (mg/m³) = concentration moyenne d'après l'étude avec le talc (mg/m³) × concentration maximale de la substance contenant de l'aluminium dans le produit (fraction)</p> <p>Groupe d'âge : 1 an à 13 ans Concentration moyenne d'après l'étude avec le talc : 1,36 mg/m³^d Concentration : 2,5 % d'oxyde d'aluminium Durée de l'exposition : 5 min ^e Fréquence d'exposition : 1,6/j</p> <p>Valeur ajustée de la concentration quotidienne dans l'air (mg/m³) = Concentration moyenne dans l'air par utilisation (mg/m³) × [durée de l'exposition (min) × fréquence d'exposition (j) / 1 440 min/j]</p>	3,5 × 10 ⁻²	Valeur ajustée de la concentration quotidienne dans l'air : 1,9 × 10 ⁻⁴ mg substance/m ³ (1 à 13 ans)
Poudre libre pour les pieds, pentahydroxychlorure de dialuminium	<p>Algorithme : Concentration moyenne dans l'air par utilisation (mg/m³) = concentration moyenne d'après l'étude avec le talc (mg/m³) × concentration maximale de la substance contenant de l'aluminium dans le produit (fraction)</p> <p>Groupe d'âge : 3 ans à adultes Concentration moyenne d'après l'étude avec le talc : 1,36 mg/m³^d Concentration : 1 % de pentahydroxychlorure de dialuminium Durée de l'exposition : 5 min ^e Fréquence d'exposition : 0,75/j</p> <p>Valeur ajustée de la concentration quotidienne dans l'air (mg/m³) = Concentration moyenne dans l'air par utilisation (mg/m³) × [durée de l'exposition (min) × fréquence d'exposition (j) / 1 440 min/j]</p>	1,4 × 10 ⁻²	Valeur ajustée de la concentration quotidienne dans l'air : 3,6 × 10 ⁻⁵ mg substance/m ³ (3 ans à adultes)

Produit	Facteurs d'exposition	Exposition estimée moyenne par utilisation (mg/m ³)	Exposition ajustée
Antisudorifique en aérosol, pentahydroxy-chlorure de dialuminium	<p>Algorithme : Concentration moyenne dans l'air, par utilisation (mg/m³) = Concentration dans l'air, d'après l'étude avec le pentahydroxychlorure de dialuminium (mg/m³) × (concentration maximale de pentahydroxy-chlorure de dialuminium dans le produit / concentration, d'après l'étude avec le pentahydroxychlorure de dialuminium)</p> <p>Groupe d'âge : adulte Concentration dans l'air, d'après l'étude avec le pentahydroxychlorure de dialuminium : 0,518 mg/m³^f Concentration maximale de pentahydroxychlorure de dialuminium dans le produit : 25 % Concentration, d'après l'étude avec le pentahydroxychlorure de dialuminium : 4,2 %^g Durée de l'exposition : 5 min^h Fréquence d'exposition : 1,3/j</p> <p>Groupe d'âge : 14 à 18 ans Concentration dans l'air, d'après l'étude avec le pentahydroxychlorure de dialuminium : 0,518 mg/m³^f Concentration maximale de pentahydroxychlorure de dialuminium dans le produit : 25 % Concentration, d'après l'étude avec le pentahydroxychlorure de dialuminium : 4,2 %^g Durée de l'exposition : 5 min^h Fréquence d'exposition : 1,2/j</p> <p>Groupe d'âge : 9 à 13 ans Concentration dans l'air, d'après l'étude avec le pentahydroxychlorure de dialuminium : 0,518 mg/m³^f Concentration maximale de pentahydroxychlorure de dialuminium dans le produit : 25 % Concentration, d'après l'étude avec le pentahydroxychlorure de dialuminium : 4,2 %^g Durée de l'exposition : 5 min^h Fréquence d'exposition : 1,1/j</p> <p>Valeur ajustée de la concentration quotidienne dans l'air : $1,4 \times 10^{-2}$ mg substance/m³ (adultes)</p> <p>Valeur ajustée de la concentration quotidienne dans l'air : $1,3 \times 10^{-2}$ mg substance/m³ (14 à 18 ans)</p> <p>Valeur ajustée de la concentration quotidienne dans l'air : $1,2 \times 10^{-2}$ mg substance/m³ (9 à 13 ans)</p> <p>Valeur ajustée de la concentration quotidienne dans l'air (mg/m³) = Concentration moyenne dans l'air par utilisation (mg/m³) × [durée de l'exposition (min) × fréquence d'exposition (/j) / 1 440 min/j]</p>	3,1 (adultes, 14 à 18 ans et 9 à 13 ans)	

Produit	Facteurs d'exposition	Exposition estimée moyenne par utilisation (mg/m ³)	Exposition ajustée
Déodorant pour les pieds, pentahydroxychlorure de dialuminium	<p>Algorithme :</p> <p>Concentration moyenne dans l'air par utilisation (mg/m³) = Concentration dans l'air d'après l'étude avec le pentahydroxychlorure de dialuminium (mg/m³) × (concentration maximale de pentahydroxychlorure de dialuminium dans le produit / concentration d'après l'étude avec le pentahydroxychlorure de dialuminium)</p> <p>Groupe d'âge : 2 ans à adultes</p> <p>Concentration dans l'air, d'après l'étude avec le pentahydroxychlorure de dialuminium : 0,518 mg/m³^f</p> <p>Concentration maximale de pentahydroxychlorure de dialuminium dans le produit : 10 %</p> <p>Concentration, d'après l'étude avec le pentahydroxychlorure de dialuminium : 4,2 %^g</p> <p>Durée de l'exposition : 5 min^h</p> <p>Fréquence d'exposition : 1/j</p> <p>Valeur ajustée de la concentration quotidienne dans l'air (mg/m³) = Concentration moyenne dans l'air par utilisation (mg/m³) × [durée de l'exposition (min) × fréquence d'exposition (j) / 1 440 min/j]</p>	1,2	Valeur ajustée de la concentration quotidienne dans l'air : $3,2 \times 10^{-3}$ mg substance/m ³ (2 ans à adultes)

^a La valeur par défaut de ConsExpo pour le diamètre maximal des substances inhalables est de 15 µm. Cette valeur a été ajustée à 10 µm, qui est la valeur par défaut habituellement utilisée par le Bureau de l'évaluation des risques des substances existantes (Santé Canada).

^b La distribution granulométrique des particules dans les produits de soins pour la peau en aérosol (déodorant, écran solaire, etc.) est basée sur la distribution granulométrique des produits en aérosol sans prescription (c'est-à-dire écrans solaires et antisudorifiques), mesurées par Liu et coll. (2019).

^c La durée de pulvérisation est ajustée d'après le rapport entre la quantité d'écran solaire en aérosol utilisée et la quantité de déodorant en aérosol employée (Santé Canada, 2020).

^d La concentration moyenne globale des PM₄ dans l'air par utilisation est tirée d'Anderson et coll. (2017) et de Rasmussen et coll. (2019).

^e La durée d'exposition pour le maquillage en poudre pour le visage, la poudre pour le corps et la poudre pour les pieds est de 5 minutes, compte tenu de la durée du panache de particules, de la durée du prélèvement des échantillons de l'étude, de la formation de panaches d'exposition secondaires et du temps médian passé dans la salle de bain après une douche ou un bain (RIVM, 2007; US EPA, 2011; ECCC, SC, 2021).

^f Schwarz et coll., 2018. La concentration de pentahydroxychlorure de dialuminium dans l'air, d'après cette étude, a été calculée en supposant une fraction massique de 30,9 % d'aluminium dans le pentahydroxychlorure de dialuminium (n° CAS 12042-91-0) (masse moléculaire = 174 g/mol, Al₂ClH₅O₅). Concentration de pentahydroxychlorure de dialuminium dans l'air, d'après l'étude = 0,16 mg Al/m³ / 0,309.

^g Concentration, d'après l'étude avec le pentahydroxychlorure de dialuminium = étude sur la concentration d'Al d'après Schwarz et coll. (2018) / fraction massique de 30,9 % d'aluminium dans le pentahydroxychlorure de dialuminium.

^h La durée d'exposition est de 5 minutes pour le déodorant en aérosol et le vaporisateur pour pieds en aérosol, d'après la durée d'exposition par défaut du scénario de pulvérisation de déodorant, d'après les fiches d'information sur les cosmétiques du RIVM et le temps médian passé dans la salle de bain après une douche ou un bain (RIVM, 2007; US EPA, 2011; ECCC, SC, 2021).

Annexe I. Données sur la biosurveillance de l'aluminium

Tableau I-1. Concentrations d'aluminium total dans le sang total (µg/L) d'après le projet de la biobanque de l'ECMS (Jayawardene et coll., 2021)

Groupe d'âge	Sexe	n	Médiane	p95
3 à 79 ans	M+F	5 752	< 8	< 8
3 à 79 ans	M	2 801	< 8	< 8
3 à 79 ans	F	2 951	< 8	< 8
3 à 5 ans	M+F	475	< 8	< 8
6 à 11 ans	M+F	921	< 8	11 (7,4-14)
6 à 11 ans	M	468	< 8	11 ^a (6,8-15)
6 à 11 ans	F	453	< 8	11 ^a (6,5-15)
12 à 19 ans	M+F	960	< 8	9,9 ^a (6,3-14)
12 à 19 ans	M	507	< 8	12 ^a (6,5-18)
20 à 39 ans	M+F	1 214	< 8	< 8
20 à 39 ans	M	511	< 8	< 8
20 à 39 ans	F	703	< 8	< 8
40 à 59 ans	M+F	1 148	< 8	< 8
40 à 59 ans	M	583	< 8	< 8
40 à 59 ans	F	565	< 8	< 8
60 à 79 ans	M+F	1 034	< 8	< 8

Abréviations : F = sexe féminin ; M = sexe masculin; n = taille de l'échantillon; S.O. = sans objet.

^aValeur à utiliser avec prudence. Les lignes directrices de Statistique Canada sur les rejets indiquent que les coefficients de variation entre 16,6 % et 33,3 % représentent une variabilité d'échantillonnage élevée, et la prudence est donc de mise lorsqu'on utilise ces données.

Annexe J. Modèle PBPK

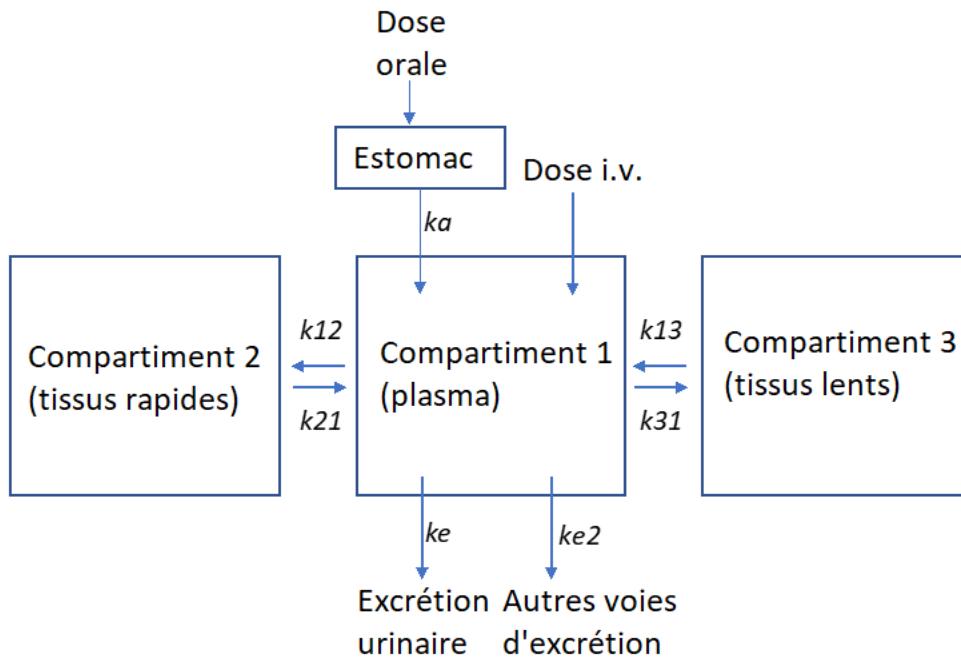


Figure J-1. Structure du modèle pharmacocinétique à trois compartiments pour l'aluminium (d'après Poddalgoda et coll., 2021)

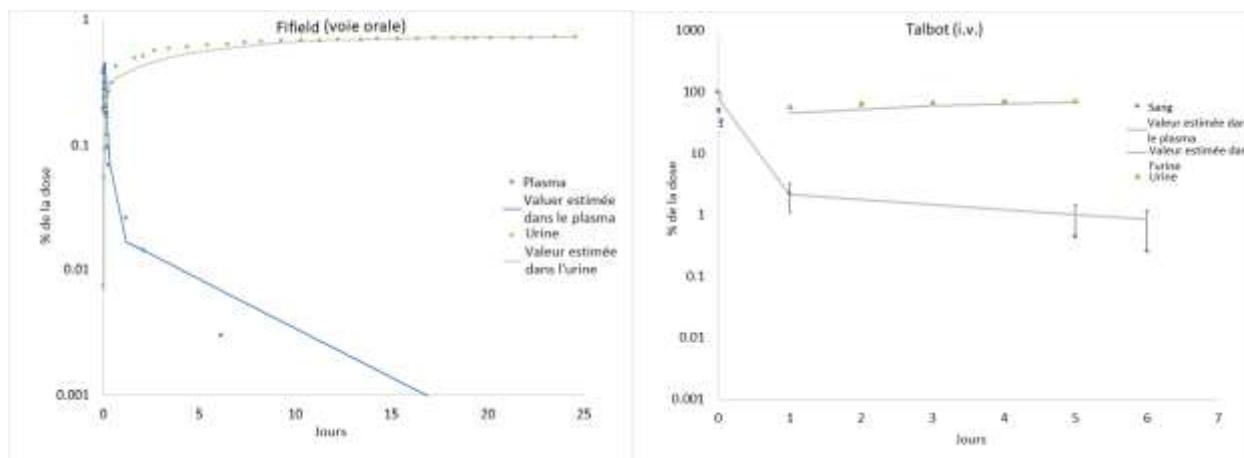


Figure J-2. Modèle ajusté aux données recueillies auprès de volontaires ayant reçu du citrate d'aluminium en une seule dose orale (Fifield et coll., 1997) et une seule dose i.v. (Talbot et coll., 1995) (d'après Poddalgoda et coll., 2021)