



Gouvernement
du Canada

Government
of Canada

Ébauche d'évaluation

Le manganèse et ses composés

Environnement et Changement climatique Canada
Santé Canada

Octobre 2025

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 mené une ébauche d'évaluation du manganèse et de ses composés. Celle-ci est axée sur l'entité manganèse et porte donc sur le manganèse sous sa forme élémentaire, les composés de manganèse ainsi que le manganèse libéré sous forme dissoute ou de particule. Elle tient ainsi compte de l'ensemble des substances contenant du manganèse, pas seulement celles jugées d'intérêt prioritaire pour l'évaluation.

Le manganèse présent dans l'environnement provient de sources naturelles et anthropiques. Ses sources naturelles comprennent la météorisation des roches, les embruns océaniques, les feux de forêt, la végétation et l'activité volcanique. Le manganèse se trouve dans plus de 100 minéraux, y compris des oxydes, des sulfures, des carbonates, des silicates, des phosphates et des borates. Il est également présent dans le charbon et le pétrole brut. L'évaluation tient compte du potentiel de causer des effets cumulatifs, car elle examine l'exposition cumulative à l'entité manganèse. Plus précisément, elle étudie l'exposition combinée des humains et d'autres organismes vivants à l'entité manganèse provenant des sources naturelles et anthropiques, et vérifie la présence du manganèse dans les milieux environnementaux (par exemple, l'eau, les sédiments, le sol et l'air), les aliments et les produits disponibles aux consommateurs. Toutes les substances qui ont le potentiel de se dissoudre, de se dissocier ou de se décomposer en libérant du manganèse par diverses voies de transformation peuvent contribuer à l'exposition des organismes vivants et de l'environnement aux formes biodisponibles du manganèse.

Les sources anthropiques de manganèse comprennent sa production fortuite (en tant que sous-produit) ainsi que la fabrication, l'importation et l'utilisation du manganèse et de ses composés dans des produits et des articles manufacturés. 6 substances visées par la présente ébauche d'évaluation ont fait l'objet d'une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE. Selon les renseignements reçus en réponse à l'enquête, 3 substances contenant du manganèse auraient été fabriquées au Canada en des quantités allant de 1 tonne à plus de 10 000 tonnes et 4 substances ont été importées au pays en des quantités allant de 1 tonne à 10 000 tonnes. De plus, selon les renseignements provenant de l'application Web sur le commerce international de marchandises du Canada, en moyenne, 14 000 tonnes de marchandises contenant du manganèse ont été importées annuellement de 2017 à 2021.

Le manganèse est principalement utilisé comme additif et composant dans des alliages, aux fins de la production d'acier. Ses autres utilisations métallurgiques comprennent la production d'alliages avec l'aluminium, le cuivre, le zinc, le titane, l'or, l'argent et le bismuth, destinés à diverses applications précises. Hors du secteur métallurgique, il est employé dans des adhésifs et des produits d'étanchéité; des aliments pour animaux; des produits agricoles autres que les pesticides (par exemple, des amendements de

sol, des engrais); la fabrication et des applications des secteurs de l'automobile, de l'aviation et des transports; des piles; des matériaux de construction; des catalyseurs; des produits de nettoyage et d'entretien de mobilier (par exemple, des produits de nettoyage et des désodorisants); des appareils électroniques; des additifs alimentaires; des emballages alimentaires et d'autres applications alimentaires; des carburants et des produits connexes (par exemple, des additifs pour carburant); des produits intermédiaires dans l'industrie chimique; des lubrifiants et des graisses; des dispositifs médicaux; des matériaux métalliques; des peintures et des revêtements; des produits antiparasitaires; des produits de soins personnels (c'est-à-dire cosmétiques, produits de santé naturels et médicaments sans ordonnance); des textiles; des jouets; de l'équipement de sport et de terrain de jeu; et le traitement de l'eau.

Le manganèse est considéré comme persistant dans l'environnement, bien qu'il puisse se transformer en diverses espèces chimiques et se répartir entre différentes phases dans un milieu environnemental.

Le manganèse est un élément essentiel qui est activement assimilé et utilisé par les organismes. Sa biodisponibilité et sa toxicité varient en grande partie en fonction des caractéristiques de l'environnement (par exemple, le pH et la dureté de l'eau). Dans l'environnement, ses principaux états d'oxydation sont les formes Mn(II) (manganeuse) et Mn(IV) (manganique). La première est la forme la plus soluble et, donc, la plus biodisponible. Il a été montré que les organismes des niveaux trophiques inférieurs peuvent activement assimiler le manganèse, élément essentiel à leurs fonctions biologiques, tandis que les organismes des niveaux trophiques supérieurs sont capables, au moins partiellement, de maintenir l'homéostasie du manganèse. À l'heure actuelle, il n'existe aucune donnée probante montrant qu'une bioamplification du manganèse pourrait se produire dans les réseaux trophiques aquatiques.

Aux concentrations modérées ou élevées, le manganèse cause la mortalité ainsi que des effets sur la croissance et la reproduction chez les organismes aquatiques d'eau douce et les organismes vivant dans le sol. Des concentrations estimées sans effet (CESE) pour l'exposition chronique au manganèse des organismes d'eau douce ont été établies à partir des recommandations canadiennes pour la qualité des eaux à long terme élaborées par le Conseil canadien des ministres de l'environnement. On a tenu compte des facteurs modificateurs de la toxicité qui influent sur la biodisponibilité et la toxicité du manganèse, soit la dureté de l'eau et le pH, pour obtenir des CESE en eau douce propres à chaque site. La CESE chez les organismes vivant dans le sol a été obtenue à l'aide d'une approche reposant sur la distribution de la sensibilité des espèces.

Une approche fondée sur le poids de la preuve a servi à déterminer le potentiel du manganèse à causer des effets nocifs pour l'environnement au Canada. Ce potentiel a été déterminé au moyen d'analyses des quotients de risque du manganèse, dans lesquelles les concentrations estimées dans l'environnement (CEE) ont été comparées aux CESE en eau douce et dans le sol.

Des installations de 3 secteurs industriels (c'est-à-dire pâtes et papiers, extraction de minerais métalliques et systèmes de traitement des eaux usées) ainsi que d'un groupe de secteurs liés à l'acier ont été examinées. Les CEE associées aux rejets de manganèse dans les effluents des installations des secteurs des pâtes et papiers et du traitement des eaux usées et de celui lié à l'acier ne dépassaient les CESE que dans certains cas, voire aucun. De plus, aucun dépassement des CESE n'a été relevé pour les CEE associées à l'épandage de biosolides issus du traitement des eaux usées sur des terres agricoles au Canada. Cependant, l'analyse du manganèse dans les effluents d'installations d'extraction de minerais métalliques indique que, bien que les rejets de la plupart des installations soient limités, il existe un potentiel de causer des effets nocifs pour le milieu aquatique associé aux rejets de manganèse d'un petit nombre d'installations au Canada.

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

Le manganèse est un élément nutritif essentiel à la santé humaine, mais un apport élevé peut entraîner des effets nocifs pour la santé. Le système nerveux central semble être la cible de la toxicité du manganèse la plus sensible chez les mammifères. Les foetus en développement, les nourrissons et les enfants de moins de 3 ans sont considérés comme les sous-groupes de la population les plus sensibles à la toxicité du manganèse, car une exposition importante à cette substance peut nuire au développement du cerveau. Le moment de l'exposition revêt une importance déterminante, parce que la sensibilité varie selon l'étape du développement cérébral. Les périodes de développement les plus sensibles à la neurotoxicité causée par le manganèse sont celle qui précède la naissance et celle qui la suit juste après.

Certains des premiers effets observés chez les humains et les animaux de laboratoire à la suite d'une exposition importante par voie orale ou par inhalation sont des effets neurologiques subcliniques comme des troubles de la motricité fine, de la mémoire et de la fonction cognitive, une hyperactivité et des tremblements. Les effets neurotoxiques ont été utilisés aux fins de la caractérisation du risque pour toutes les voies d'exposition. De plus, les effets neurocomportementaux observés chez les rats nouveau-nés exposés à de faibles doses ont servi à caractériser le risque associé aux voies d'exposition orale et cutanée. Ces effets peuvent avoir des répercussions durables, qui se font sentir plus tard dans la vie. Des renseignements sur les troubles

de la motricité fine (notamment de la dextérité) tirés d'une étude sur l'exposition professionnelle ont servi à évaluer le risque associé à l'exposition par inhalation.

Le manganèse est omniprésent dans l'air, l'eau potable, les aliments, le sol et la poussière domestique, et il se trouve dans des milliers de produits disponibles aux consommateurs. La population générale y est principalement exposée par les aliments, puis par l'eau potable. Les nourrissons nourris de préparations pour nourrissons sont les plus exposés aux concentrations de fond mesurées dans les milieux environnementaux, les aliments (préparations) et l'eau potable, lorsqu'on normalise l'exposition en fonction du poids corporel. Des préoccupations pour la santé humaine, associées à l'eau potable, à l'air et aux produits disponibles aux consommateurs, ont été relevées.

Pour caractériser le risque associé au manganèse dans l'eau potable, nous avons comparé ses concentrations dans l'eau potable des provinces, des territoires et de quelques communautés des Premières Nations à la concentration maximale acceptable (CMA) dans l'eau potable (120 µg/L). Nous avons observé des dépassements en Colombie-Britannique, en Saskatchewan, au Manitoba, au Québec, au Nouveau-Brunswick et à Terre-Neuve-et-Labrador, ainsi que dans quelques communautés des Premières Nations au Manitoba et dans la région de l'Atlantique.

Pour caractériser le risque lié à l'exposition par les voies orale et cutanée à des produits disponibles aux consommateurs, nous avons estimé l'exposition de la population générale, comprenant les sous-groupes vulnérables, et l'avons comparée à la dose minimale avec effet nocif observé établie à partir d'études de toxicité sur le développement neurologique chez les rats nouveau-nés. Nous avons estimé que les marges d'exposition découlant de l'utilisation de produits automobiles, de produits ménagers et de textiles sont suffisantes pour tenir compte des incertitudes entourant les effets sur la santé et les données sur l'exposition ayant servi à caractériser les risques. Cependant, nous jugeons que les marges d'exposition découlant de l'utilisation de certains produits de peinture pour enfants, d'autres produits de peinture et de produits de soins personnels (c'est-à-dire les cosmétiques et les produits de santé naturels) ne pourraient être insuffisantes pour tenir compte de ces incertitudes.

Nous estimons que les quotients de danger (QD), calculés aux fins de la caractérisation du risque, découlant de l'exposition par inhalation d'air extérieur (air ambiant et air sous l'effet des transports) et des concentrations de manganèse en suspension dans l'air aux alentours d'installations du secteur de la production, du transport et de la distribution d'électricité ainsi que de fabriques de pâte à papier, de papier et de carton, sont suffisants pour tenir compte des incertitudes entourant les effets sur la santé et les données sur l'exposition ayant servi à caractériser le risque. Cependant, nous jugeons que les QD calculés pour les concentrations de manganèse en suspension dans l'air aux alentours d'installations du secteur de l'extraction de minerais métalliques, du secteur de la sidérurgie, du secteur de la fabrication de machines pour l'agriculture, la construction et l'extraction minière, du secteur de la fabrication de pièces pour véhicules

automobiles, et du secteur de la fabrication de produits en acier à partir d'acier acheté ne sont peut-être pas suffisant pour tenir compte des incertitudes entourant les effets sur la santé et les données sur l'exposition ayant servi à caractériser les risques liés à l'inhalation.

Par ailleurs, nous estimons que les QD calculés à partir des concentrations dans l'air qui découlent de l'utilisation de produits ménagers en pulvérisateur et de certains produits de soins personnels sont insuffisant pour tenir compte des incertitudes entourant les effets sur la santé et les données sur l'exposition ayant servi à caractériser le risque lié à l'inhalation. Ce n'est pas le cas pour les QD calculés à partir des concentrations dans l'air découlant de l'utilisation de peintures en aérosol (bombes), de peintures appliquées au moyen d'un pulvérisateur sans air et de certaines poudres libres pour le visage, qui pourraient être insuffisants pour tenir compte de ces incertitudes.

L'évaluation des effets sur la santé humaine a tenu compte des groupes de personnes au sein de la population canadienne qui, en raison d'une sensibilité ou d'une exposition accrues, pourraient présenter une vulnérabilité accrue aux effets nocifs. Il a été déterminé que les étapes de la vie les plus sensibles aux effets nocifs étaient les périodes prénatales et postnatales. Le potentiel d'exposition élevée au sein de la population canadienne a été examiné chez les nourrissons, les jeunes enfants, les communautés des Premières Nations et les personnes vivant à proximité d'installations industrielles. Il a été constaté que les jeunes enfants et les nourrissons nourris aux préparations pour nourrissons sont plus exposés au manganèse que les adultes. Il a également été noté que les personnes vivant près d'installations industrielles pourraient être davantage exposées au manganèse présent dans l'air extérieur que la population générale.

À la lumière des renseignements contenus dans la présente ébauche d'évaluation, il est proposé de conclure que le manganèse et ses composés satisfont aux critères énoncés 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.

Il est proposé de conclure que le manganèse et ses composés satisfont à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

De plus, il est proposé de conclure que le manganèse et ses composés 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	1
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	5
4.3 Utilisations	7
5. Rejets dans l'environnement	10
6. Devenir et comportement dans l'environnement	12
6.1 Répartition dans l'environnement	12
6.2 Persistance dans l'environnement	15
6.3 Potentiel de bioaccumulation	15
7. Potentiel de causer des effets nocifs pour l'environnement.....	16
7.1 Évaluation des effets sur l'environnement	16
7.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement	27
7.3 Caractérisation des risques pour l'environnement	42
8. Potentiel d'effets nocifs pour la santé humaine	62
8.1 Évaluation des effets sur la santé	62
8.2 Évaluation de l'exposition	91
8.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine	121
8.4 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine	131
9. Conclusion.....	133
Bibliographie	134
Annexe A. Propriétés physiques et chimiques des substances contenant du manganèse jugées d'intérêt prioritaire pour une évaluation et appartenant au groupe du manganèse et de ses composés	166
Annexe B. Rejets de manganèse et de ses composés déclarés à l'INRP entre 2015 et 2019	169
Annexe C. Concentrations de fond, facteurs modificateurs de la toxicité (FMT) et concentrations estimées sans effet (CESE) propres à chaque site tenant compte des FMT pour le manganèse	174
Annexe D. Exposition par les milieux environnementaux, l'eau potable et les aliments.....	179
Annexe E. Modèle SCREEN3 et paramètres	187
Annexe F. Estimations de l'exposition à partir de l'utilisation de produits disponibles aux consommateurs.....	190

Liste des tableaux et des figures

Tableau 4-1. Données pour l'année 2011 présentées en réponse à une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE sur la fabrication et l'importation au Canada de 5 composés de manganèse	6
Tableau 4-2. Résumé des importations annuelles de marchandises contenant du manganèse au Canada de 2017 à 2021 (AWCIMC [modifié, 2022])	7
Tableau 4-3. Principales utilisations au Canada de 5 substances de manganèse, d'après les renseignements présentés en réponse à une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE.....	9
Tableau 4-4. Autres utilisations du manganèse et de ses composés au Canada	9
Tableau 5-1. Quantités annuelles (en tonnes) de manganèse et de ses composés rejetées dans l'air, le sol et l'eau, de 2015 à 2019	11
Figure 7-1. Distribution à long terme de la sensibilité des espèces au manganèse dissous en eau douce, établie d'après la moyenne pondérée des modèles, normalisée en fonction d'une dureté de l'eau de 50 mg/L d'équivalents de CaCO_3 (pour les invertébrés et les poissons) et d'un pH de 7,5 (pour les plantes et les algues).....	21
Tableau 7-1. Valeurs clés de toxicité du manganèse dans l'eau de mer.....	22
Tableau 7-2. Principales valeurs de toxicité du manganèse dans le sol	24
Figure 7-2. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) à long terme au manganèse dans le sol, fondée sur la moyenne pondérée des modèles, le cinquième centile (CD_5) étant de 49 mg Mn/kg p.s.	26
Tableau 7-3. Statistiques de la DSE à long terme établie à l'aide de la trousse <i>ssdtools</i>	27
Tableau 7-4. Ensembles de données de surveillance de la qualité des eaux de surface portant sur le manganèse	29
Tableau 7-5. Concentrations de manganèse dans les eaux de surface au Canada de 2011 à 2022, par écozone	30
Tableau 7-6. Concentrations de manganèse dissous (Mn_D) dans les effluents et concentrations estimées dans l'environnement (CEE) pour le secteur des pâtes et papiers, d'après les concentrations dans les effluents obtenues pour 16 fabriques chimiques (C) (kraft) et 14 fabriques mécaniques (M) au Canada, de 2018 à 2019	33
Figure 7-3. Concentrations de manganèse total (Mn_T) dans les eaux de surface des zones de référence (R) et des zones exposées (E), selon les déclarations de 12 installations sélectionnées d'extraction de minerais métalliques soumises au REMMMD, de 2013 à 2020 (EEM, 2021)	37
Tableau 7-7. Concentrations de manganèse total (Mn_T) estimées dans l'environnement pour le secteur du traitement des eaux usées, d'après les concentrations dans les effluents de 30 STEU au Canada, de 2009 à 2019 (ECCC, 2020)	39
Tableau 7-8. Quotients de risques calculés pour la surveillance de la qualité des eaux de surface au Canada, par écozone, de 2011 à 2022	43

Figure 7-4. Quotients de risque de 30 installations du secteur des pâtes et papiers rejetant du manganèse dans des eaux douces de surface, de 2018 à 2019 (NCASI, 2019)	45
Figure 7-5. Quotients de risque calculés pour les zones de référence (R) et les zones exposées (E) de 12 installations du secteur de l'extraction de minerais métalliques rejetant du manganèse total dans des eaux douces de surface, de 2013 à 2020	49
Figure 7-6. Quotients de risque calculés pour 3 points de rejet final (PRF) de 3 installations du secteur de l'extraction de minerais métalliques rejetant du manganèse total dans des eaux douces de surface, de 2013 à 2020	51
Figure 7-7. Quotients de risque calculés pour 30 installations de traitement des eaux usées rejetant du manganèse dans des eaux douces de surface, de 2009 à 2019 (ECCC, 2020)	52
Tableau 7-9. Éléments de preuve pondérés pris en compte afin de déterminer le potentiel d'effets nocifs du manganèse et de ses composés pour l'environnement au Canada	54
Tableau 8-1. Concentrations moyennes de manganèse dans l'air, par jour.....	99
Tableau 8-2. Concentrations médianes et au 95e centile de manganèse (µg/L) dans l'eau potable des provinces et des communautés des Premières Nations, et dans l'eau de puits	105
Tableau 8-3. Apport quotidien estimé (mg/kg p.c./j) de manganèse découlant de la consommation de lait maternel et de préparations pour nourrissons.....	111
Tableau 8-4. Résumé de l'exposition orale et cutanée au manganèse à partir de l'utilisation de produits disponibles aux consommateurs	118
Tableau 8-5. Concentrations potentielles estimées de manganèse dans l'air provenant de l'utilisation de produits disponibles aux consommateurs.....	120
Tableau 8-6. Comparaison des concentrations de manganèse (µg/L) dans l'eau potable des provinces et territoires du Canada avec la CMA (120 µg/L).....	123
Tableau 8-7. Comparaison des concentrations de manganèse (µg/L) dans l'eau potable des communautés des Premières Nations du Canada avec la CMA (120 µg/L)	123
Tableau 8-8. Estimations des expositions sentinelles orale et cutanée au manganèse et des risques associés découlant de l'utilisation de produits disponibles aux consommateurs	125
Tableau 8-9. Estimations de l'exposition par inhalation et des risques associés découlant de la présence de manganèse dans l'air	128
Tableau 8-10. Estimations de l'exposition par inhalation et des risques associés découlant de la présence de manganèse dans certains produits	130
Tableau A-1. Propriétés physiques et chimiques des substances contenant du manganèse jugées d'intérêt prioritaire pour une évaluation.....	166
Tableau B-1. Rejets annuels moyens ^a (en tonnes ^b) de manganèse et de ses composés entre 2015 et 2019.....	169
Tableau B-2. Quantités totales (en tonnes) de manganèse et de ses composés éliminées entre 2015 et 2019.....	171

Tableau B-3. Les quarante-trois secteurs industriels canadiens (SCIAN 4) ayant déclaré des rejets de manganèse dans l'air entre 2015 et 2019 (INRP, 2020; SIC, 2022).....	172
Tableau C-1. Facteurs modificateurs de la toxicité pour le manganèse dans les écozones canadiennes et les Grands Lacs	174
Tableau C-2. Concentrations médianes de fond de manganèse total pour les écozones canadiennes et les Grands Lacs.....	175
Tableau C-3. Facteurs modificateurs de la toxicité et concentrations estimées sans effet (CESE) pour le secteur des pâtes et papiers; données tirées de 16 fabriques chimiques (C) (pâte kraft) et 14 fabriques mécaniques (M) au Canada entre 2018 et 2019	175
Tableau C-4. Facteurs modificateurs de la toxicité et concentrations estimées sans effet (CESE) pour le secteur de l'extraction de minerais métalliques	176
Tableau C-5. Facteurs modificateurs de la toxicité et concentrations estimées sans effet (CESE) pour le secteur des eaux usées; données tirées de 30 STEU au Canada entre 2009 et 2019 (ECCC, 2020).....	177
Tableau D-1. Concentrations de manganèse ($\mu\text{g/L}$) dans l'eau potable (eau traitée des installations de traitement et des réseaux de distribution, et eau du robinet) des provinces et territoires du Canada	179
Tableau D-2. Concentrations de manganèse ($\mu\text{g/L}$) dans l'eau du robinet (premier écoulement) dans les communautés des Premières Nations au Canada ^a	180
Tableau D-3. Concentrations de manganèse ($\mu\text{g/L}$) dans des puits privés ou publics au Canada	180
Tableau D-4. Apport alimentaire de manganèse au 95e centile pour la population générale du Canada	181
Tableau D-5. Scénarios (Santé Canada [modifié en 2022c])	182
Tableau D-6. Limite supérieure de l'apport quotidien chez les nourrissons de 0 à 5 mois (mg/kg p.c./j) découlant de la consommation de différents types de préparations pour nourrissons offertes sur le marché canadien, calculée avec la concentration de manganèse au 95e centile la plus élevée dans l'eau potable ($820 \mu\text{g/L}$)	182
Tableau D-7. Apport quotidien chez les nourrissons de 0 à 5 mois (mg/kg p.c./j) découlant de la consommation de différents types de préparations pour nourrissons offertes sur le marché canadien, calculé avec la CMA pour l'eau potable ($120 \mu\text{g/L}$) pour illustrer l'apport de manganèse provenant des préparations	184
Tableau D-8. Limite supérieure de l'apport quotidien de fond (mg/kg p.c./j) et pourcentage (%) de manganèse provenant de l'air, de l'eau potable, des aliments, du sol et de la poussière pour la population générale du Canada.	185
Tableau E-1. Paramètres d'entrée du modèle SCREEN3.....	187
Tableau F-1. Exposition orale et cutanée au manganèse à partir de l'utilisation de produits disponibles aux consommateurs	191

Tableau F-2. Exposition par inhalation au manganèse à partir de produits disponibles aux consommateurs.....	199
--	-----

1. Introduction

Conformément à 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 évalué le manganèse et ses composés pour déterminer si ces substances présentent ou peuvent présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine. 8 substances contenant du manganèse ont été jugées d'intérêt prioritaire pour l'évaluation, car elles satisfont aux critères de catégorisation ou ont été considérées comme prioritaires au moyen d'autres mécanismes (ECCC, SC [modifié, 2017]). 3 autres substances, désignées comme devant faire l'objet d'un examen supplémentaire après la priorisation des substances inscrites à la Liste révisée des substances commercialisées (LRSC)¹, ont été incluses dans la présente ébauche d'évaluation (Santé Canada [modifié, 2023]).

La présente ébauche d'évaluation porte essentiellement sur l'entité manganèse² et donc, sur le manganèse sous sa forme élémentaire, les composés de manganèse ainsi que le manganèse libéré et rejeté sous forme dissoute, solide ou particulaire. Elle vise toutes les substances qui peuvent se dissoudre, se dissocier ou se décomposer en libérant du manganèse par diverses voies de transformation et qui pourraient contribuer à l'exposition combinée des organismes vivants au manganèse. Par conséquent, elle tient compte de toutes les substances contenant du manganèse et ne se limite pas aux 11 substances désignées comme étant prioritaires pour l'évaluation. Par souci de simplicité, l'entité manganèse est appelée « manganèse » dans le présent rapport. Certains composés de manganèse seront identifiés par leur nom chimique ou leur numéro au registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS)³, selon le cas.

La présente ébauche d'évaluation porte sur les principales voies et sources d'exposition au manganèse qui concernent les récepteurs écologiques et la santé humaine et tient ainsi compte du manganèse de source naturelle ou anthropique présent dans les milieux environnementaux (comme l'eau, les sédiments, le sol et l'air), des aliments ou des produits. Les sources anthropiques comprennent la production fortuite de

¹ La LRSC est une liste administrative des substances qui étaient utilisées dans des produits réglementés par la *Loi sur les aliments et drogues* et commercialisés au Canada entre le 1^{er} janvier 1987 et le 13 septembre 2001. Le gouvernement du Canada a déterminé l'ordre de priorité de ces substances et examine leurs effets potentiels sur la santé humaine et l'environnement afin de gérer leurs risques, au besoin.

² Aux fins du présent document, le terme « entité » désigne une partie d'une molécule. Il s'agit d'une entité chimique discrète, nommée d'après un composé parent ou ses produits de transformation, qui devrait avoir une importance toxicologique.

³ Le numéro d'enregistrement du Chemical Abstracts Service (NE CAS) est la propriété de l'American Chemical Society, et toute utilisation ou redistribution est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society, sauf si elle est requise pour appuyer les exigences réglementaires ou pour les rapports au gouvernement du Canada lorsque les renseignements et les rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative.

manganèse (en tant que sous-produit) ainsi que la fabrication, l'importation et l'utilisation de composés de manganèse, ou de produits ou d'articles manufacturés en contenant.

La présente ébauche d'évaluation ne porte que sur les effets associés au manganèse et ne traite pas des autres entités ou éléments pouvant être présents dans certains composés de manganèse (comme l'aluminium ou le fer). Certains de ces autres éléments ou entités ont été abordés dans des évaluations antérieures menées dans le cadre du programme de la Liste des substances d'intérêt prioritaire, conformément à la LCPE, ou sont examinés dans le cadre d'autres initiatives du Plan de gestion des produits chimiques (PGPC). Les nanomatériaux manufacturés (1 à 100 nm) contenant du manganèse, pouvant être présents dans des milieux environnementaux ou des produits, ne sont pas explicitement pris en compte dans les scénarios d'exposition de la présente ébauche d'évaluation, mais les concentrations mesurées de manganèse dans l'environnement pourraient comprendre le manganèse de ces sources. De même, la présente ébauche d'évaluation ne tient pas explicitement compte des effets sur la santé ou l'environnement associés aux nanomatériaux contenant du manganèse. Les formes nanométriques des substances actuellement inscrites sur la Liste intérieure des substances (LIS) seront examinées dans le cadre de l'approche proposée par le gouvernement du Canada pour aborder les nanomatériaux existants (Santé Canada [modifié, 2022a]).

Le manganèse est un élément essentiel à la bonne santé des humains et des organismes. Toutefois, la présente ébauche d'évaluation porte sur le potentiel d'une forte exposition au manganèse de causer des effets nocifs plutôt que sur le caractère essentiel ou une carence de cet élément.

Dans la présente ébauche d'évaluation, nous avons pris en compte les données sur les propriétés chimiques, le devenir dans l'environnement, les dangers, les utilisations et l'exposition, y compris les autres données présentées par les intervenants. Les données pertinentes ont été recensées jusqu'en septembre 2021. Des recherches documentaires ciblées ont été réalisées jusqu'en juin 2022. Des données empiriques d'études clés ainsi que des résultats obtenus par modélisation ont servi à formuler les conclusions proposées. Nous avons également tenu compte des renseignements présentés dans des évaluations effectuées par d'autres autorités, lorsque ceux-ci étaient accessibles et pertinents.

La présente ébauche d'évaluation a été préparée par le personnel du Programme d'évaluation des risques en vertu de la LCPE de Santé Canada et d'Environnement et Changement climatique Canada, avec l'appui de renseignements provenant du personnel d'autres programmes de ces ministères. Les sections du rapport portant sur l'environnement et la santé humaine ont fait l'objet d'un examen ou de consultations externes. Pour les sections techniques concernant l'environnement, nous avons reçu

les commentaires de M. Geoff Granville (GCGranville Consulting Corp.), de M^{me} Beverley Hale (Université de Guelph), de M. Gregory Pyle (Université de Lethbridge) et de M. William Stubblefield (Université d'État de l'Oregon). Pour les parties techniques concernant la santé humaine, les commentaires proviennent de M^{me} Lisa Bailey (Gradient), de M^{me} Sandra Sulsky (Ramboll; Environ International Corporation) et de D^{re} Nataliya Karyakina (Risk Sciences International Inc.). Bien que les commentaires externes aient été pris en considération, Santé Canada et Environnement et Changement climatique Canada restent responsables du contenu et des résultats définitifs de la présente ébauche d'évaluation.

Pour établir si les substances répondent aux critères de l'article 64 de la LCPE, nous nous sommes appuyés essentiellement sur les données scientifiques de l'évaluation. Ceux-ci comprennent, s'ils sont accessibles, des renseignements sur les sous-groupes de la population pouvant être plus sensibles ou plus exposés, sur les environnements vulnérables et sur les effets cumulatifs⁴. En outre, l'évaluation repose sur une approche fondée sur le poids de la preuve et le principe de précaution⁵. Dans la présente ébauche d'évaluation, nous exposons les données essentielles et les considérations sur lesquelles se fondent les conclusions que nous proposons.

2. Identité des substances

Le manganèse et les composés de manganèse, commercialisés ou produits de manière fortuite, appartiennent à diverses catégories, soit le manganèse élémentaire, les composés inorganiques, les sels métalliques organiques; les composés organométalliques et les substances de composition inconnue ou variable, produits de réaction complexes ou matières biologiques (UVCB)⁶. Les composés de manganèse peuvent se dissoudre, se dissocier ou se décomposer de telle sorte à libérer du manganèse. Les n^{os} CAS, les noms sur la LIS ou la LRSC, les formules moléculaires,

⁴ 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 découlant d'une exposition à de multiples substances chimiques.

⁵ Pour déterminer si une substance satisfait à un ou plusieurs des critères de l'article 64 de la LCPE, nous nous appuyons sur une évaluation des risques pour l'environnement ou la santé humaine, le cas échéant, découlant de l'exposition dans l'environnement général. Dans le cas des humains, il s'agit notamment de l'exposition par l'air ambiant ou intérieur, l'eau potable, les aliments et les produits disponibles aux consommateurs. Une conclusion formulée en vertu de la LCPE n'est pas utile dans une évaluation fondée sur les critères de danger énoncés dans le *Règlement sur les produits dangereux*, lequel fait partie du cadre réglementaire du Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au travail, qui concerne les produits utilisés dans un contexte professionnel. Elle n'exclut pas non plus une telle évaluation. De même, une conclusion fondée sur les critères énoncés 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.

⁶ Les UVCB sont issus de sources naturelles ou le résultat de réactions complexes. Il ne s'agit pas de mélanges intentionnels de substances distinctes et ils sont considérés comme une seule substance. La complexité et la variabilité de leur composition peuvent les rendre difficiles à caractériser de manière complète et systématique.

les poids moléculaires et les propriétés physicochimiques du manganèse et de ses composés jugés d'intérêt prioritaire pour une évaluation sont présentés à l'annexe A.

3. Propriétés physiques et chimiques

Le manganèse est un métal de transition qui appartient au groupe VII du tableau périodique. Il ne se trouve pas à l'état naturel en tant que métal de base sous sa forme élémentaire, mais est présent dans de nombreux composés (UKTAG, 2012). Les propriétés physiques et chimiques de ses composés sont diverses. Celles du manganèse et de ses 10 composés jugés d'intérêt prioritaire pour l'évaluation sont présentées à l'annexe A. La plupart des sels de manganèse sont facilement solubles dans l'eau, à l'exception des phosphates et des carbonates, qui ont une faible hydrosolubilité, ainsi que des silicates, des hydroxydes et des oxydes qui sont peu solubles dans l'eau (Cotton et Wilkinson, 1980; IPCS, 2004; O'Neil, 2006; Rayner-Canham et Overton, 2010). Les états d'oxydation du manganèse les plus courants sont les formes Mn(II) (manganeuse), Mn(IV) (manganique) et l'état +7, qui est instable dans l'environnement (IPCS, 2004). Les carboxylates de manganèse se trouvent surtout dans l'état d'oxydation +2 et leur solubilité varie de peu soluble à soluble (ECHA, c2007-2017a,b,c). L'hypomanganate (MnO_4^{3-}), le manganate (MnO_4^{2-}) et le permanganate (MnO_4^-) forment des sels solubles avec d'autres cations métalliques (Cotton et Wilkinson, 1980). La forme manganeuse, Mn(II), est la plus soluble et la plus biodisponible.

Le manganèse élémentaire et les composés inorganiques de manganèse ont généralement des points d'ébullition élevés et des pressions de vapeur négligeables (US EPA, 2003).

4. Sources et utilisations

4.1 Sources naturelles

Le manganèse est naturellement présent et abondant dans l'environnement. Il est le 12^e élément le plus abondant dans la croûte terrestre (Webb, 2008). On estime qu'il représente entre 0,085 et 0,1 % de la croûte terrestre (NAS, 1973, cité dans IPCS, 1981; Graedel, 1978, cité dans ATSDR, 2012; HSDB, 1983-), où sa concentration moyenne atteint environ 950 mg/kg (Matrone, 1977). On le trouve dans plus de 100 minéraux, dont des oxydes, des sulfures, des carbonates, des silicates, des phosphates et des borates (NAS, 1973, cité dans IPCS, 1981). Ses principaux minerais sont la manganite ($\text{Mn}_2\text{O}_3\cdot\text{H}_2\text{O}$), l'hausmannite (Mn_3O_4), la pyrolusite (MnO_2) et la rhodochrosite (MnCO_3). Des minerais de ferromanganèse, notamment la biotite de la famille des micas $[\text{K}(\text{Mg},\text{Fe})_3(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2]$ et l'amphibole $[(\text{Mg},\text{Fe})\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2]$, en contiennent également de grandes quantités (Nagpal, 2001). De plus, le manganèse est présent dans le charbon et le pétrole brut, en concentrations variant de 6 à 100 mg/kg et de 0,001 à 0,15 mg/kg, respectivement (Bryan et coll., 1970; Ruch et coll.,

1973). Un autre de ses minerais importants est le manganèse des marais, qui est principalement composé d'oxydes de manganèse hydratés (Hanson, 1932).

La libération du manganèse dans l'environnement est surtout due à la météorisation. Le manganèse présent dans l'atmosphère vient des roches crustales ainsi que des embruns océaniques, des feux de forêt, de la végétation et de l'activité volcanique (Stokes et coll., 1988). Le manganèse du sol provient surtout de la météorisation de la croûte ainsi que des dépôts atmosphériques, du lessivage superficiel et des végétaux, de l'excrétion des animaux et de la décomposition de matières biologiques (Stokes et coll., 1988). Les sources du manganèse dissous dans l'eau sont la météorisation des minéraux contenant le manganèse, la réduction des oxydes de manganèse particuliers dans des milieux anaérobies, la réduction biotique et abiotique des oxydes de manganèse dans des milieux aérobie et la libération du manganèse des sols et des sédiments dans des milieux acides (Stokes et coll., 1988).

4.2 Sources anthropiques

4.2.1 Production de manganèse

Le manganèse est le quatrième métal le plus utilisé dans le monde, après le fer, l'aluminium et le cuivre (Webb, 2008). Ses composés peuvent être produits à partir de minerais naturels ou de manganèse élémentaire. Les principaux fournisseurs de manganèse, en ordre décroissant de la production minière en 2019 et 2020, sont l'Afrique du Sud, l'Australie, le Gabon, le Brésil et la Chine. Ensemble, ces pays fournissent 80 % du marché mondial (USGS, 2021). En 2018, la production mondiale de minerais de manganèse était de 21 millions de tonnes, et la production mondiale de manganèse élémentaire était de 1,59 million de tonnes (IMnI, 2018a). La même année, la production mondiale de silicomanganèse, de ferromanganèse à haute teneur en carbone et de ferromanganèse raffiné s'élevait respectivement à 17 millions de tonnes, à 4,1 millions de tonnes et à 1,6 million de tonnes (IMnI, 2018a). La demande mondiale de manganèse est en hausse, principalement en raison de la demande croissante pour la production d'acier (IMnI, 2018a). On s'attend à ce que la demande de manganèse augmente davantage à mesure que progressent les initiatives de réduction des émissions de gaz à effet de serre, étant donné les utilisations potentielles de la substance dans la production d'électricité éolienne, le captage du carbone et le stockage de l'énergie (World Bank, 2017).

Au Canada, il y a des gisements de manganèse dans les provinces maritimes et en Colombie-Britannique, et seulement quelques petits gisements de manganèse des marais ailleurs au pays (Hanson, 1932; Johnston et McCartney, 1965). Le Canada répond à la majorité de ses besoins en manganèse par l'importation, parce que l'extraction et le traitement du minerai ne sont pas économiquement viables au pays (Webb, 2008). Cela dit, de petites mines exploitant des minerais à teneur en manganèse faible ou modérée ont été en activité dans le passé et, en 2021, une

société visant à devenir un fournisseur de produits métalliques de manganèse de grande pureté a entamé un programme de forage au Nouveau-Brunswick (CMC, 2022).

4.2.2 Fabrication et importation

Les données sur la fabrication et l'importation de manganèse et de ses composés au Canada ont été obtenues au moyen d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE, de l'application Web sur le commerce international de marchandises du Canada (AWCIMC) et des présentations volontaires de données de la part d'intervenants. 6 des composés de manganèse jugés prioritaires pour l'évaluation ont fait l'objet d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada, 2012). Le tableau 4-1 présente certains des renseignements déclarés sur les quantités totales fabriquées et importées de 5 de ces substances en 2011 (Environnement Canada, 2013). Aucun renseignement n'a été reçu à propos de la substance de n° CAS 68551-42-8 pour l'année de déclaration 2011.

Tableau 4-1. Données pour l'année 2011 présentées en réponse à une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE sur la fabrication et l'importation au Canada de 5 composés de manganèse

N° CAS	Nom commun ou simplifié	Quantité totale fabriquée ^a (tonnes)	Quantité totale importée ^a (tonnes)
7439-96-5	Manganèse élémentaire	Plus de 10 000	1 000 à 10 000
10101-66-3	Violet de manganèse	0	1 à 10
12108-13-3	MMT	0	1 à 10
18820-29-6	Sulfure de manganèse	10 à 100	10 à 100
35355-77-2	Rouge pigment 63:2 (C.I.)	1 à 10	0

Abréviation : MMT = tricarbonyl(méthylcyclopentadiényl)manganèse.

^a Les valeurs représentent les quantités déclarées en réponse à une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013). Consultez l'enquête pour connaître les inclusions et exclusions (annexes 2 et 3).

Chaque année, de 2013 à 2017, le Canada a importé en moyenne 46 452 tonnes de silicomanganèse, 40 696 tonnes de ferromanganèse raffiné, 33 726 tonnes de ferromanganèse à haute teneur en carbone, 5 026 tonnes de métal de manganèse électrolytique et 3 652 tonnes de dioxyde de manganèse électrolytique (IMnI, 2018b). Pendant cette période, les principaux fournisseurs de manganèse au Canada étaient la Norvège, l'Afrique du Sud, la Géorgie et les États-Unis (IMnI, 2018b).

Pour déterminer les quantités importées au Canada pendant les dernières années, nous avons tenu compte des valeurs indiquées pour l'importation dans l'AWCIMC. Plus

précisément, nous avons examiné les quantités importées indiquées pour 6 codes du Système harmonisé (SH) de marchandises contenant du manganèse (énumérés dans le tableau 4-2) pour les années 2017 à 2021 (AWCIMC [modifié, 2022]). Chaque année, de 2017 à 2021, le Canada a en moyenne importé environ 14 000 tonnes de marchandises contenant du manganèse (tableau 4-2) (AWCIMC [modifié, 2022]).

Tableau 4-2. Résumé des importations annuelles de marchandises contenant du manganèse au Canada de 2017 à 2021 (AWCIMC [modifié, 2022])

Nom de code SH ^a	Code SH	Quantité moyenne importée par année (tonnes) ^b
Minerais de manganèse et leurs concentrés, y compris les minerais de manganèse ferrugineux d'une teneur en manganèse de 20 % ou plus	2602.00	480
Dioxyde de manganèse	2820.10	4 200
Oxydes de manganèse, nda	2820.90	2 400
Permanganate de potassium	2841.61	400
Manganites, manganates et permanganates de métaux, a/q permanganate de potassium	2841.69	150
Manganèse et ouvrages en manganèse, y compris les déchets et débris	8111.00	6 100
Total	s.o.	14 000

Abréviations : a/q = autre(s) que; nda = non dénommé ailleurs; SH = Système harmonisé; s.o. = sans objet.

^a Le code SH est un système international de classification des marchandises créé par le Conseil de coopération douanière (maintenant appelé Organisation mondiale des douanes) et utilisé par le Canada pour classer les marchandises importées et exportées.

^b Les quantités déclarées correspondent à plusieurs substances qui peuvent contenir des quantités variables de manganèse, selon leur formule chimique.

4.3 Utilisations

À l'échelle mondiale, 90 % du manganèse consommé est utilisé comme additif ou composant dans des alliages (dans une proportion maximale de 16 %), aux fins de la production d'acier (IMnI, 2022). En tant qu'additif, le manganèse lie l'oxygène et le soufre en excès, ce qui permet de les éliminer facilement des produits. En tant que composant des alliages d'acier, il augmente la résistance de l'acier, ce qui rend ce dernier moins fragile et plus résistant aux chocs, à l'abrasion et à la corrosion (Webb, 2008; IMnI, 2022).

Le manganèse sert à la production d'alliages d'aluminium, de cuivre et de zinc, et il entre dans une vaste gamme d'applications particulières, avec des métaux comme le

titane, l'or, l'argent et le bismuth. Il est utilisé dans la production d'aluminium (dans une proportion maximale de 1,5 %) à des fins de réduction de la corrosion pour les canettes de boisson, les ustensiles de cuisine, les matériaux de toiture et les véhicules (IMnI, 2022). De plus, il sert d'élément désoxydant (dans une proportion de 0,1 à 0,3 %) dans les alliages de cuivre et est employé dans des produits résistant à la corrosion tels que des pompes, des vannes, des composants d'échangeur thermique et des moyeux d'hélice (IMnI, 2022).

Le dioxyde de manganèse est utilisé comme dépolarisant dans les piles sèches alcalines, comme catalyseur dans la production d'arômes artificiels, comme oxydant dans le traitement du minerai d'uranium, comme siccatif dans les peintures et comme pigment (IMnI, 2022). En tant qu'oxydant efficace possédant des propriétés bactéricides et algicides, le permanganate de potassium est employé pour traiter les eaux usées et l'eau potable, et pour réduire les odeurs dans les usines de peinture et les conserveries de poissons (IMnI, 2022). Le sulfate de manganèse est ajouté dans des engrais et des aliments pour animaux, et comme produit intermédiaire dans l'industrie chimique (IMnI, 2022). La phosphatation au manganèse sert à produire des pellicules superficielles qui sont scellées avec de la cire ou de l'huile ainsi qu'à protéger l'acier et à améliorer la lubrification pour assurer l'efficacité des pièces mobiles (IMnI, 2022).

Au Canada, le manganèse et ses composés ont un large éventail d'applications industrielles et commerciales. D'après les renseignements non confidentiels présentés en réponse à une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013) et les résultats de la consultation à participation volontaire des intervenants (ECCC, SC, 2017), les substances visées ont diverses utilisations commerciales et industrielles, notamment dans des produits agricoles autres que les pesticides, des produits de nettoyage et d'entretien de mobilier, des produits pour le traitement de l'eau, des peintures, des revêtements, des matériaux de construction, des matériaux métalliques, des dispositifs médicaux, des jouets, de l'équipement de sport et de terrain de jeu, des matériaux pour alliages employés dans la fabrication de l'acier, des piles, des appareils électroniques, des désoxydants, des carburants et des produits connexes, des produits d'entretien des automobiles, le transport aérien et la construction de véhicules. D'autres applications, déclarées en réponse à l'enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE, ont été consignées à titre de renseignements commerciaux confidentiels (RCC).

Le tableau 4-3 présente les principales utilisations de 5 substances de manganèse au Canada, établies d'après les renseignements présentés en réponse à une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013).

Tableau 4-3. Principales utilisations au Canada de 5 substances de manganèse, d'après les renseignements présentés en réponse à une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE

N° CAS	Nom commun ou simplifié	Utilisation associée à la quantité la plus élevée ^{a,b}	Utilisation associée à la deuxième quantité la plus élevée ^{a,b}
7439-96-5	Manganèse élémentaire	Additif de procédé (U999)	Agents de remplissage (U009) / désoxydant et déchets (U999) ^c
10101-66-3	Violet de manganèse	Pigments (U021)	Additif chimique (U999)
12108-13-3	MMT	Carburants et additifs pour carburants (U012)	RCC
18820-29-6	Sulfure de manganèse	RCC	Sous-produit (U999)
35355-77-2	Rouge pigment 63:2 (C.I.)	RCC	s.o.

Abréviations : RCC = renseignements commerciaux confidentiels; s.o. = sans objet.

^a Les principales utilisations, établies d'après la quantité, ont été déclarées en réponse à l'enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013). Consultez l'enquête pour connaître les inclusions et exclusions (annexes 2 et 3).

^b Les codes de fonction de la substance sont indiqués entre parenthèses.

^c Plusieurs codes de fonction de la substance ont été déclarés pour une même quantité.

Selon les renseignements non confidentiels sur les utilisations, présentés en réponse à une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013), les résultats de la consultation à participation volontaire des intervenants (ECCC, SC, 2021), les sites Web accessibles au public (par exemple, CPCat2021; CPID [modifié, 2018]) et les fiches de données de sécurité, les utilisations que font les consommateurs du manganèse et des articles fabriqués qui leur sont offerts comprennent des adhésifs et des produits d'étanchéité, des produits agricoles autres que les pesticides, des utilisations liées aux automobiles, aux aéronefs et aux transports (par exemple, des additifs pour carburants), des piles, des matériaux de construction, des produits de nettoyage et d'entretien de mobilier (par exemple, des produits nettoyants et des désodorisants), des appareils électroniques, des lubrifiants et des graisses, des matériaux métalliques, des peintures et des revêtements, des produits de soins personnels (c'est-à-dire des cosmétiques, des produits de santé naturels et des médicaments sans ordonnance), des textiles, des jouets, de l'équipement de sport et de terrain de jeu, et des produits pour le traitement de l'eau. D'autres utilisations du manganèse par les consommateurs au Canada sont présentées dans le tableau 4-4.

Tableau 4-4. Autres utilisations du manganèse et de ses composés au Canada

Utilisation	Manganèse
Additif alimentaire ^a	O
Matériaux d'emballage alimentaire ^b	O

Utilisation	Manganèse
Minéral nutritif ajouté à des aliments ^c	O
Ingrédient d'engrais ou de suppléments homologués ^d	O
Ingrédient médicinal ou non médicinal de désinfectants ou de produits pharmaceutiques destinés aux humains ou aux animaux ^e	O
Ingrédient médicinal ou non médicinal de produits de santé naturels ^f	O
Présence signalée dans des cosmétiques visés par le <i>Règlement sur les cosmétiques</i> ^g	O
Matière active et produit de formulation dans des produits antiparasitaires homologués ^h	O

Abréviation : O = oui, utilisation déclarée pour cette substance.

^a Le sulfate de manganèse est autorisé comme correcteur d'acidité dans les cultures bactériennes et comme aliment des levures dans l'ale, la bière, la bière légère, la liqueur de malt, la porter et la stout, dans les limites des bonnes pratiques de fabrication. Le permanganate de potassium est autorisé comme agent modifiant de l'amidon, à condition que l'amidon modifié résultant ne contienne pas plus de 50 ppm de manganèse (Santé Canada [modifié, 2013], [modifié, 2016b], [modifié, 2022b]).

^b Communication personnelle, courriel de la Direction de l'alimentation et de la nutrition (DAN), de Santé Canada, au Bureau de l'évaluation des risques pour les substances existantes (BERSE), de Santé Canada, daté du 9 août 2021; source non citée.

^c Le manganèse est autorisé comme minéral nutritif ajouté à des aliments à usage diététique spécial (par exemple, les substituts de repas et les préparations pour régime liquide) et comme ingrédient dans les préparations pour nourrissons et les fortifiants pour le lait maternel (Canada, 1978).

^d Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA) [modifié, 2023].

^e Base de données sur les produits pharmaceutiques (BDPP) [modifié, 2022]; communication personnelle, courriel de la Direction des médicaments pharmaceutiques (DMP), de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 3 août 2021; source non citée.

^f Base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels (BDIPSN) [modifié, 2021]; base de données sur les produits de santé naturels homologués (BDPSNH) [modifié, 2021]; communication personnelle, courriel de la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance (DPSNSO), de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 5 juillet 2021; source non citée.

^g Communication personnelle, courriel de la Direction de la sécurité des produits de consommation et des produits dangereux (DSPCPD), de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 12 mars 2021; source non citée.

^h Communication personnelle, courriel de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA), de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 5 juillet 2016; source non citée; Santé Canada, 2010a, [modifié, 2016b], 2020c.

5. Rejets dans l'environnement

Il est obligatoire de déclarer les rejets de manganèse et de ses composés à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) (ECCC, 2022). Chaque année, de 2015 à 2019, l'ensemble des secteurs industriels ont rejeté une quantité totale moyenne de 1 306 tonnes (variant de 1 203 à 1 451 tonnes par année) de manganèse dans l'environnement (tableau 5-1; INRP, 2022). Le manganèse est principalement rejeté dans l'eau, une voie qui représente 82 % de tous les rejets de manganèse dans l'environnement. Les rejets de manganèse dans le sol, l'air et des milieux non précisés (lorsque les rejets sont inférieurs à 1 tonne par installation) correspondent respectivement à 10,4 %, à 6,7 % et à 0,9 % des quantités totales.

Tableau 5-1. Quantités annuelles (en tonnes) de manganèse et de ses composés rejetées dans l'air, le sol et l'eau, de 2015 à 2019

Année ^a	Air	Sol	Eau	Milieu non précisé ^b	Total annuel
2015	85	200	1 156	10	1 451
2016	82	112	994	14	1 203
2017	89	114	1 054	14	1 271
2018	83	114	1 065	12	1 274
2019	98	137	1 082	12	1 330
Moyenne $\pm$ écart-type	87 $\pm$ 6	135 $\pm$ 34	1 070 $\pm$ 52	12 $\pm$ 1	1 306 $\pm$ 83

^a Les données figurant dans ce tableau sont à jour en date du 30 mars 2022 (INRP, 2022). Les installations peuvent périodiquement mettre à jour les données qu'elles ont déclarées à l'INRP. Par conséquent, si l'on répète l'analyse en utilisant des données extraites à un moment différent, on pourrait obtenir des résultats différents. La déclaration de données à l'INRP est complexe, notamment en ce qui concerne les seuils de déclaration et les diverses méthodes et sources de données acceptables. C'est pourquoi des incertitudes pèsent sur les quantités déclarées (pour en savoir plus, voir ECCC [2022]).

^b Les rejets peuvent être déclarés sous forme de la quantité totale rejetée dans tous les milieux, lorsqu'il s'agit d'une substance de la partie 1A et que la quantité rejetée (par installation déclarante) est inférieure à 1 tonne (ECCC, 2022).

Plusieurs secteurs industriels ont déclaré des rejets de manganèse à l'INRP.

De 2015 à 2019, les secteurs dont les rejets annuels moyens de manganèse dans l'ensemble des milieux étaient les plus élevés (moyenne $\pm$ écart-type) sont : 1) les fabriques de pâte à papier, de papier et de carton (932 $\pm$ 44 tonnes); 2) l'extraction de minerais métalliques (210 $\pm$ 56 tonnes); 3) les réseaux d'aqueduc et d'égout et autres (64 $\pm$ 3 tonnes); et 4) la sidérurgie (39 $\pm$ 5 tonnes). Les 3 premiers secteurs sont également ceux pour lesquels les rejets annuels moyens de manganèse dans l'eau sont les plus élevés : 1) les fabriques de pâte à papier, de papier et de carton (895 $\pm$ 42 tonnes); 2) l'extraction de minerais métalliques (91 $\pm$ 30 tonnes); et 3) les réseaux d'aqueduc et d'égout et autres (64 $\pm$ 3 tonnes). Le secteur de la sidérurgie a déclaré une quantité moyenne de 3 $\pm$ 0,6 tonnes de manganèse rejetées annuellement dans l'eau. Des rejets annuels moyens de manganèse dans l'eau supérieurs à 1 tonne ont également été déclarés à l'INRP par les secteurs suivants : la fabrication de produits chimiques de base (10 $\pm$ 4 tonnes); les fonderies (3 $\pm$ 2 tonnes); la production et la transformation de métaux non ferreux (sauf l'aluminium) (2 $\pm$ 2 tonnes); et l'extraction de pétrole et de gaz (2 $\pm$ 0,6 tonnes) (tableau B-1, annexe B) (INRP, 2022).

Les secteurs ayant déclaré les plus grands rejets annuels moyens de manganèse dans l'air étaient les suivants : 1) la sidérurgie (35 $\pm$ 6 tonnes); 2) l'extraction de minerais métalliques (22 $\pm$ 6 tonnes); 3) la fabrication de pâte à papier, de papier et de carton (10 $\pm$ 0,7 tonnes); 4) le revêtement, la gravure, le traitement thermique et par le froid, et activités analogues (une seule quantité déclarée de 10 tonnes en 2019); 5) la production, le transport et la distribution d'électricité (6 $\pm$ 0,2 tonnes); et 6) la fabrication

de pièces pour véhicules automobiles ($3 \pm 0,5$ tonnes). Les autres secteurs industriels ayant déclaré des rejets atmosphériques annuels de manganèse supérieurs à 1 tonne étaient les fonderies (2 ± 2 tonnes), la fabrication de machines pour l'agriculture, la construction et l'extraction minière ($0,8 \pm 2$ tonnes), et la fabrication de produits en acier à partir d'acier acheté ($1 \pm 0,7$ tonne) (INRP, 2022).

Les secteurs ayant déclaré les rejets annuels moyens les plus élevés de manganèse dans le sol étaient l'extraction de minerais métalliques (95 ± 29 tonnes) et la fabrication de pâte à papier, de papier et de carton (26 ± 4 tonnes). Les autres secteurs industriels ayant déclaré des rejets annuels de manganèse dans le sol supérieurs à 1 tonne étaient les suivants : 1) la production, le transport et la distribution d'électricité (9 ± 3 tonnes); 2) la fabrication de ciment et de produits en béton ($5 \pm 0,4$ tonnes); et 3) la fabrication de produits d'architecture et d'éléments de charpentes métalliques (une seule quantité déclarée de 8 tonnes en 2015).

En plus d'être rejetées dans l'air, le sol et l'eau, des quantités importantes de manganèse sont éliminées sur place et hors site à diverses installations (tableau B-2, annexe B). De 2015 à 2019, la quantité annuelle moyenne de manganèse éliminée (moyenne $\pm$ écart-type) s'élevait à $342\,705 \pm 85\,444$ tonnes. Le manganèse était principalement éliminé dans le cadre de la gestion des résidus miniers, ce secteur représentant 88 % du manganèse total éliminé (tableau B-2, annexe B). Les secteurs ayant déclaré les quantités annuelles moyennes de manganèse éliminées les plus élevées étaient 1) l'extraction de minerais métalliques ($348\,210 \pm 23\,453$ tonnes), 2) l'extraction de pétrole et de gaz ($21\,323 \pm 3\,950$ tonnes), 3) l'extraction de minerais non métalliques ($5\,244 \pm 1\,259$ tonnes) et 4) la sidérurgie ($4\,986 \pm 1\,241$ tonnes). Plusieurs autres secteurs éliminent plus de 100 tonnes de manganèse par année, notamment les suivants : 1) la fabrication de pâte à papier, de papier et de carton; 2) la production, le transport et la distribution d'électricité; 3) l'extraction de charbon; 4) le traitement et l'élimination des déchets; 5) la fabrication de produits chimiques de base; 6) la fabrication d'autres produits minéraux non métalliques; 7) d'autres activités diverses de fabrication; 8) les réseaux d'aqueduc et d'égout et autres; 9) les services d'assainissement et autres services de gestion des déchets; et 10) la fabrication de placages, de contreplaqués et de produits de bois d'ingénierie.

6. Devenir et comportement dans l'environnement

6.1 Répartition dans l'environnement

Le manganèse et ses composés se trouvent dans l'air, les roches, le sol, l'eau, les sédiments et le biote. Le manganèse est présent naturellement dans l'environnement, en concentrations variables selon le lieu et la géologie sous-jacente. Les sources naturelles et anthropiques de manganèse peuvent être libérées d'un milieu environnemental donné et transportées vers d'autres milieux environnementaux.

6.1.1 Air

En général, les substances de manganèse ont une pression de vapeur négligeable (annexe A). Le manganèse est présent dans l'air sous forme de particules en suspension (US EPA, 1984) et peut se répartir sur de grandes distances dans l'atmosphère (IPCS, 1981). Le manganèse émis dans l'atmosphère par des sources naturelles ou anthropiques est associé à des particules de tailles diverses, la fraction fine médiane (le rapport des concentrations de $PM_{2,5}$ sur celles de PM_{10}) variant d'environ 0,25 à 0,61 (Al Mamun et coll., 2020). Le devenir et le transport des particules contenant du manganèse varient en fonction de la taille des particules et de leur masse volumique, ainsi que de la vitesse et de la direction du vent (IPCS, 2004). Ces particules sont éliminées de l'atmosphère par la sédimentation par gravité ou la pluie (US EPA, 1984).

6.1.2 Sol

Dans le sol, le manganèse se répartit dans les phases solide et soluble, la fraction se trouvant dans la phase soluble, plus biodisponible. La solubilité du manganèse et de ses composés y est inversement proportionnelle au pH et au potentiel d'oxydoréduction (IPCS, 2004). De manière générale, la biodisponibilité du manganèse est supérieure dans les sols inondés et les autres milieux acides et réducteurs (Stokes et coll., 1988). Les ions de manganèse s'adsorbent généralement sur la matière organique du sol, ce qui les rend moins biodisponibles (Stokes et coll., 1988). En plus de l'influence du pH, du potentiel d'oxydoréduction et de la matière organique sur la biodisponibilité du manganèse, d'autres facteurs complexifient la chimie et la biochimie du manganèse dans le sol, comme des états d'oxydation mixtes ou multiples et des processus d'oxydation et de réduction à médiation chimique et microbienne (Ståhlberg et Sombatpanit, 1974). Le manganèse présent dans le sol peut migrer sous forme de particules vers l'air et l'eau, et peut être lessivé du sol sous des formes solubles (IPCS, 2004).

6.1.3 Eau douce et sédiments

Dans l'eau, le manganèse se décompose pour former du MnO et du H_2 gazeux (Zhou et coll., 2001; ICSC, 2003). Dans les milieux aquatiques, il se trouve surtout sous les formes manganeuse $Mn(II)$ et manganique $Mn(IV)$, mais il peut également être présent en tant qu'ions complexes et sels non solubles. Il est thermodynamiquement stable sous la forme $Mn(IV)$, que l'on trouve en tant qu'oxyde de manganèse non soluble, tandis que sa forme la plus pertinente d'un point de vue écotoxicologique est $Mn(II)$, en raison de sa biodisponibilité (IMnI, 2012). La transition entre les formes $Mn(II)$ et $Mn(IV)$ se fait par des réactions d'oxydation et de réduction abiotiques et biotiques (Stokes et coll., 1988; Heal, 2001). Les propriétés chimiques du manganèse dans l'environnement varient en fonction surtout du pH et des conditions d'oxydoréduction, le $Mn(II)$ étant le plus abondant aux faibles valeurs de pH et de potentiel d'oxydoréduction, et le $Mn(IV)$,

sous forme d'oxydes de manganèse, étant le plus abondant aux valeurs élevées de pH et de potentiel d'oxydoréduction (Freitas et coll., 2013). Le Mn(II) est stable dans les eaux anoxiques, tandis que le Mn(IV) est thermodynamiquement stable dans les eaux bien oxygénées, où le manganèse se précipite sous forme d'oxydes ou de carbonates non solubles (Davison, 1993). Dans les eaux acides (pH entre 4 et 6) et neutres (pH entre 6 et 8), le Mn(II) s'oxyde lentement, surtout dans les conditions anoxiques, alors que l'oxydation se fait plus rapidement dans les conditions alcalines (pH supérieur à 8) (Davison, 1993; ATSDR, 2012).

Dans les cours d'eau, le manganèse adsorbé est souvent transporté sous forme de sédiments en suspension (IPCS, 2004), lesquels proviennent de processus de météorisation (Davison, 1993). Dans d'autres réseaux d'eau douce, le transport du manganèse particulaire représente à la fois une source et un puits de manganèse, puisque les sédiments en suspension entrent et sortent de ces réseaux. Les formes solubles de manganèse peuvent également entrer dans les réseaux d'eau douce par les sols et les eaux souterraines pauvres en oxygène (anoxiques) (Davison, 1993).

Dans les milieux aquatiques riches en oxygène (oxiques ou aérobies), les formes manganiques sont thermodynamiquement stables, tandis que le Mn(II), soluble, peut être présent sous forme de complexes inorganiques solubles ou de carbonates et d'oxydes non solubles (Hedgecote et coll., 1998; IPCS, 2004; UKTAG, 2012). De plus, le Mn(II) peut s'oxyder en oxydes et oxydes-hydroxydes de manganèse non solubles, et ainsi passer de la colonne d'eau aux sédiments (Davison, 1993; Belzile et Morris, 1995; Graham et coll., 2012). Les oxydes-hydroxydes de manganèse précipités absorbent facilement de nombreux ions métalliques dissous ou forment rapidement des complexes avec eux, éliminant ainsi ces métaux traces de la colonne d'eau (Belzile et Morris, 1995). Le Mn(II) se forme plus rapidement dans des conditions alcalines (pH supérieur à 8) que dans des eaux acides (pH entre 4 et 6) et neutres (pH entre 6 et 8), générant un vaste éventail de produits d'oxydation métastables (Davison, 1993; Zaw et Chiswell, 1999; ATSDR, 2012). C'est pourquoi le Mn(II) est le plus abondant dans les eaux naturelles à un pH compris entre 4 et 7 (US EPA, 1984). En présence de chlorures, de nitrates et de sulfates, le manganèse dans l'eau peut devenir plus soluble, ce qui augmente sa mobilité dans la colonne d'eau (Reimer, 1999).

Dans les eaux stratifiées et pauvres en oxygène (anoxiques ou anaérobies), l'interface eau-sédiments joue un rôle essentiel dans le cycle du manganèse entre ces 2 milieux. Le Mn(II) est stable dans les eaux anoxiques, tandis que les composés de Mn(IV), tels que les oxydes de manganèse, sont rapidement réduits en Mn(II) et redeviennent mobiles, passant des sédiments à la colonne d'eau (Davison, 1993). Par conséquent, le Mn(II) peut s'accumuler en concentrations élevées dans les eaux anoxiques et l'eau interstitielle des sédiments (atteignant des valeurs de l'ordre du mg/L) (Davison, 1993). La réduction du Mn(IV) peut se faire de manière chimique, par des réactions avec des réducteurs organiques et inorganiques, ou de manière biologique, par l'action de microorganismes (Davison, 1993).

6.2 Persistance dans l'environnement

Le manganèse est considéré comme persistant, parce qu'aucun processus (comme la photodécomposition ou la biodécomposition) ne le décompose, mais il peut être transformé en différentes espèces chimiques et/ou se répartir dans différents milieux environnementaux. Des processus de décomposition peuvent s'appliquer à des sels métalliques organiques et à des composés organométalliques, mais l'entité manganèse de ces substances est considérée comme persistante. La persistance des sels métalliques organiques et des composés organométalliques parents ainsi que de leurs possibles produits de transformation organiques ou contre-ions organiques n'a pas été évaluée séparément dans la présente ébauche d'évaluation.

6.3 Potentiel de bioaccumulation

Le manganèse est un élément essentiel sur le plan nutritionnel (voir les sections 7.1.1 et 8.1.1 du présent rapport) qui est activement assimilé et utilisé par les végétaux et les animaux (IPCS, 2004). Son potentiel de bioaccumulation est influencé par sa biodisponibilité, qui à son tour varie en fonction de la spéciation ainsi que du pH et du potentiel d'oxydoréduction (UKTAG, 2012). Le Mn(II) est plus soluble et donc plus biodisponible que le Mn(IV) (IPCS, 2004). La présence de chlorures, de nitrates et de sulfates peut augmenter la solubilité du manganèse dans l'eau (Heal, 2001; IPCS, 2004). Les oxydes et les carbonates de manganèse sont généralement non solubles et sont, par le fait même, moins biodisponibles (IPCS, 2004). Par ailleurs, le manganèse peut se lier, de manière réversible, à des anions inorganiques et à des composés organiques. De manière générale, sa biodisponibilité et sa toxicité dans l'environnement varient en grande partie selon les caractéristiques environnementales, comme le pH et la dureté de l'eau. Les facteurs modificateurs de la toxicité (FMT) du manganèse sont examinés brièvement dans la section 7.1.3 du présent rapport, et de façon détaillée par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2019).

Bien que le manganèse soit régulé de manière homéostatique, il peut être grandement concentré par le biote aquatique des niveaux trophiques inférieurs (IPCS, 2004). Les facteurs de bioconcentration (FBC) varient entre 2 000 et 20 000 pour les espèces végétales d'eau de mer et d'eau douce, entre 2 500 et 6 300 pour le phytoplancton, entre 300 et 5 500 pour les macroalgues marines, entre 800 et 830 pour les moules des zones intertidales, et entre 35 et 930 pour les poissons (synthèse présentée dans IPCS, 2004). Cependant, l'approche des FBC est d'une utilité limitée pour prédire la bioaccumulation des métaux, en particulier celle des éléments essentiels, car elle ne permet pas de distinguer l'accumulation due à l'alimentation, l'accumulation due aux concentrations de fond, la régulation des concentrations par homéostasie et les processus de séquestration, de détoxification et de stockage internes (McGeer et coll., 2003). En ce qui concerne les métaux, les FBC sont généralement inversement liés à la concentration à laquelle un organisme est exposé : l'absorption par les organismes

aquatiques est généralement plus élevée lorsque la concentration dans l'eau environnante est faible (et inversement) (McGeer et coll., 2003).

Il existe peu de données probantes laissant à penser qu'il y a bioamplification du manganèse dans les chaînes alimentaires. Une faible bioamplification a été observée après que le poisson d'eau douce *Hyphessobrycon serpa* eut été nourri de vers tubificidés contenant une charge corporelle élevée de manganèse (Patrick et Loutit, 1978). Cependant, il semble que la biodilution, c'est-à-dire la diminution de la concentration avec l'augmentation du niveau trophique, soit plus courante. Par exemple, il a été constaté que les charges corporelles de manganèse étaient plus faibles chez les poissons prédateurs des niveaux trophiques supérieurs, comme le doré jaune, que chez les poissons opportunistes des niveaux trophiques inférieurs, comme le crapet arlequin (Wiener et Giesy, 1979). L'accumulation de manganèse a également diminué le long d'une chaîne alimentaire théorique simplifiée composée de l'algue verte *Protococcoides chlorella*, de l'invertébré *Daphnia magna* et du poisson d'eau douce *Pimephales promelas* (Kwasnik et coll., 1978). Dans une étude plus récente de modélisation d'une chaîne alimentaire d'eau douce simplifiée réalisée dans des conditions de laboratoire, aucune bioamplification du manganèse n'a été constatée, bien qu'il se soit accumulé de manière significative dans le zooplancton (*Daphnia pulex*) et qu'il ait été effectivement retenu dans le tube digestif du poisson-zèbre (*Danio rerio*), (Herman et coll., 2021). Dans l'ensemble, les données probantes actuelles (synthèse présentée, par exemple, dans IPCS, 2004) semblent indiquer que, bien que le manganèse puisse être fortement bioconcentré dans les espèces de niveau trophique inférieur, les espèces de niveau trophique supérieur sont en mesure de maintenir l'homéostasie, au moins partiellement. Par conséquent, il ne devrait pas y avoir de bioamplification du manganèse le long des chaînes alimentaires.

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

7.1 Évaluation des effets sur l'environnement

7.1.1 Caractère essentiel et carences

Le manganèse est un élément essentiel au bon fonctionnement biologique de tous les organismes. Il est un composant de diverses enzymes et agit comme activateur de complexes enzymatiques chez les animaux (Martin, 1974, cité dans Steenkamp et coll., 1994). Les besoins nutritionnels en manganèse varient selon l'espèce, et des effets nocifs peuvent être observés si les concentrations dépassent ces besoins (IPCS, 2004). Le caractère essentiel du manganèse et son mode d'action toxique ont été examinés par le CCME (2019) et sont résumés ici et dans les sections 7.1.2 et 8.1.1.

La carence en manganèse a été caractérisée chez des végétaux et des poissons. Par exemple, la plante aquatique *Lemna major* a développé une chlorose et produit des frondes réduites lorsqu'on l'a cultivée dans un milieu pauvre en manganèse, des effets

qui ont entraîné un échec de la reproduction, une nécrose et la mortalité (McHargue et Calfee, 1932). À l'inverse, des plantes chlorosées cultivées dans une solution pauvre en manganèse ont retrouvé un état vert foncé sain lorsque des traces de sulfate de manganèse ont été ajoutées, ce qui fait la preuve du caractère essentiel du manganèse (McHargue et Calfee, 1932). Chez les animaux, une carence en manganèse peut entraîner une croissance réduite ou anormale, des malformations du squelette, une malformation de la coquille des œufs, un faible taux de superoxyde dismutase à manganèse (Mn-SOD), une intolérance au glucose ou une mortalité accrue (Leach, 1974, cité dans Knox et coll., 1981). Une faible croissance, attribuée à une carence en manganèse, a été observée chez diverses espèces de poissons, notamment la truite arc-en-ciel, le poisson-chat jaune, la carpe commune, la carpe de roseau et la gibèle (Tan et coll., 2012).

Le manganèse est un nutriment essentiel pour la santé des organismes. Toutefois, la présente évaluation des risques pour l'environnement est axée sur les effets nocifs associés à une concentration de manganèse dans l'environnement qui est supérieure aux besoins.

7.1.2 Mode ou mécanisme d'action

Le manganèse peut être nocif pour les organismes lorsqu'il est présent à des concentrations dépassant la plage de valeurs optimales déterminée en fonction de son caractère essentiel. Chez les poissons, l'ion libre manganeux (Mn^{2+}) est principalement absorbé par les branchies. Cependant, le manganèse pourrait également être absorbé par les cellules du nerf olfactif (Rouleau et coll., 1995). Il est transporté par le sang des poissons et peut traverser des membranes ou des barrières tissulaires biologiques et atteindre les reins, le cerveau et le foie (Rouleau et coll., 1995). Un mécanisme possible de sa toxicité chez les poissons est la formation d'espèces réactives de l'oxygène (ERO), qui causent un stress oxydatif, des dommages aux tissus, une inflammation et une neurodégénérescence (Valavanidis et coll., 2006; Vieira et coll., 2012). L'augmentation du taux d'ERO perturbe également le système de défense antioxydant enzymatique et non enzymatique. Par exemple, une diminution de l'activité de la catalase, une enzyme antioxydante, a été observée dans le cerveau des poissons d'eau douce *Colossoma macropomum* (Gabriel et coll., 2013) et *Rhamdia quelen* (Dolci et coll., 2013). Ce même effet a été constaté sur la superoxyde dismutase dans le cerveau de *Colossoma macropomum* (Gabriel et coll., 2013) et de *Carassius auratus* (Vieira et coll., 2012). En outre, ces espèces de poissons présentaient une augmentation de la peroxydation des lipides, un biomarqueur des dommages oxydatifs aux cellules. L'activité des antioxydants et la peroxydation des lipides variaient à l'intérieur des poissons, ce qui laisse à penser que les effets oxydatifs causés par le manganèse pourraient être propres aux organes et aux tissus (Vieira et coll., 2012). Chez certaines espèces d'algues, un excès de manganèse peut entraîner une carence en fer, laquelle peut mener à l'inhibition de la synthèse de la chlorophylle. À l'inverse, le manganèse peut également atténuer la toxicité d'autres métaux pour les algues (IPCS, 2004).

Il a été montré qu'un excès de manganèse peut entraîner un dysfonctionnement de la pompe à Ca^{2+} , nuisant ainsi à la transmission neuromusculaire chez les invertébrés benthiques marins (Hagiwara et Takahashi, 1967; Baden et Neil, 1998; Holmes et coll., 1999).

7.1.3 Facteurs modificateurs de la toxicité

La toxicité de nombreux métaux peut être modifiée par diverses caractéristiques de l'environnement, comme le pH et la dureté de l'eau (CCME, 2007). Les relations entre la toxicité du manganèse et les variables hydrochimiques ont été examinées dans le cadre de l'élaboration des recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE; CCME, 2019), lorsque les données à notre disposition étaient suffisantes. Ces relations ont été prises en compte dans le calcul des concentrations estimées sans effet (CESE) de la présente ébauche d'évaluation. Une relation positive a été établie entre le pH et la toxicité du manganèse à long terme pour les algues (CCME, 2019). À un pH faible, les ions H^+ font concurrence aux ions de manganèse libres, ce qui réduit la toxicité du manganèse pour les algues (Peters et coll., 2011). Cependant, aucun effet du pH n'a été observé sur la toxicité du manganèse dans les études sur des poissons ou des invertébrés (Peters et coll., 2011; CCME, 2019).

Une relation inverse a été établie entre la dureté de l'eau et la toxicité du manganèse à long terme pour les invertébrés et les poissons, mais pas pour les plantes aquatiques et les algues (CCME, 2019). Plusieurs autres études ont aussi montré que la dureté constitue un facteur modificateur de la toxicité (FMT) important pour les invertébrés et les poissons (Stubblefield et coll., 1997; Reimer, 1999; Peters et coll., 2011; Parametrix, 2010b, 2010d, cités dans CCME, 2019; Davies et coll., 1998, cité dans CCME, 2019), probablement en raison de la concurrence entre les cations Ca^{2+} et Mg^{2+} et les ions de manganèse libres pour la liaison au ligand biotique (Lasier et coll., 2000). Contrairement ce qui a été observé avec certains métaux, aucune relation significative n'a été établie entre les concentrations de carbone organique dissous et la toxicité du manganèse.

Dans le cadre de l'élaboration des RCQE, des relations empiriques ont été établies dans l'objectif de normaliser les données de toxicité à long terme en fonction de la dureté de l'eau (pour les poissons et les invertébrés) et du pH (pour les plantes aquatiques et les algues) (CCME, 2019). Les équations résultantes ont servi à normaliser les concentrations entraînant un effet, présentes dans l'ensemble de données sur la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) à long terme, pour un grand nombre de combinaisons ($n = 132$) de pH et de dureté de l'eau, ces facteurs s'étendant respectivement de 5,8 à 8,4 et de 25 à 670 mg/L d'équivalents de CaCO_3 (CCME, 2019). Par conséquent, il est possible d'établir des RCQE à long terme propres à chaque site à partir des valeurs de pH et de dureté de l'eau propres au site (CCME, 2019).

Dans la présente évaluation des effets sur l'environnement, nous avons utilisé les FMT (le pH et la dureté de l'eau) pour calculer les CESE de manganèse propres à chaque

site. Lorsqu'aucune valeur mesurée du pH et de la dureté de l'eau n'était disponible, nous avons produit des données représentatives des écozones canadiennes et des Grands Lacs (tableau C-1, annexe C). Plus précisément, nous avons dégagé les tendances centrales des FMT en nous fondant sur les données se rapportant à ce qui avait été déterminé comme les conditions de référence, conformément à l'approche présentée dans Kilgour & Associates Ltd. (2018) et Proulx et coll. (2018). Les ensembles de données provenaient de divers programmes et dépôts de données fédéraux et provinciaux sur la surveillance de la qualité des eaux de surface, qui portaient sur la période s'échelonnant de 2005 à 2015⁷. Pour la dureté totale, nous avons privilégié l'utilisation de moyennes géométriques, puisque ce paramètre suit généralement une distribution log-normale dans l'environnement, tandis que nous avons utilisé des moyennes pour le pH. Nous avons également dégagé les tendances centrales des FMT dans les Grands Lacs, à l'aide de données recueillies entre 2005 et 2015⁸. Nous avons calculé les moyennes géométriques de la dureté de l'eau en nous fondant sur les mesures du calcium et du magnésium dissous (US EPA, 2015), étant donné que nous ne disposons pas de mesures directes⁹. Ces tendances centrales des FMT nous ont servi de substituts dans les cas où nous ne disposons pas de données mesurées sur le milieu recevant les effluents.

7.1.4 Effets sur les organismes aquatiques d'eau douce

Plusieurs études empiriques ont examiné la toxicité chronique du manganèse et de ses composés pour des organismes aquatiques tels que les algues, les plantes aquatiques, les invertébrés et les poissons. Les RCQE visant la protection de la vie aquatique, établies pour le manganèse (CCME, 2019), l'ont été conformément au protocole du CCME et reposent sur une approche statistique (CCME, 2007). Dans la présente évaluation des effets sur l'environnement, nous avons choisi les RCQE à long terme comme CESE en eau douce du manganèse et de ses composés, parce que ces valeurs se fondent sur des études scientifiques récentes, qu'elles tiennent compte des FMT et des données de toxicité chronique indicatives du potentiel de causer des effets nocifs découlant de l'exposition à long terme au manganèse.

⁷ BQMA, 2015; FQMS, 2016; DNMQELT, 2016; RPCQE [modifié, 2018]; RAMP, 2016; communication personnelle, données préparées par la Division de la gestion des ressources hydriques, du gouvernement du Manitoba, pour la Division de l'évaluation écologique, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC), datée du 24 février 2016; source non citée; communication personnelle, données préparées par Environmental and Municipal Management Services, Water Security Agency de la Saskatchewan, pour la Division de l'évaluation écologique, d'ECCC, datée du 25 février 2016; source non citée.

⁸ Communication personnelle, données fournies par la Division de la surveillance de la qualité de l'eau, d'ECCC, à la Division de l'évaluation écologique, d'ECCC, datée du 20 juin 2017; source non citée.

⁹ Communication personnelle, données fournies par la Division de la surveillance de la qualité de l'eau, d'ECCC, à la Division de l'évaluation écologique, d'ECCC, datée du 27 juillet 2017; source non citée.

Les RCQE à long terme reposent sur les données de toxicité chronique pour 14 espèces, soit 2 algues (*Raphidocelis subcapitata* et *Scenedesmus quadricauda*), 1 plante aquatique (*Lemna minor*), 6 invertébrés (*Aeolosoma* sp., *Ceriodaphnia dubia*, *Chironomus tentans*, *Daphnia magna*, *Hyaella azteca* et *Lymnaea stagnalis*) et 5 poissons (*Danio rerio*, *Pimephales promelas*, *Oncorhynchus mykiss*, *Salmo trutta* et *Salvelinus fontinalis*).

En tout, 1 160 points de données sur la toxicité à long terme en eau douce provenant de 13 études différentes ont été jugés acceptables aux fins de l'élaboration des recommandations (CCME, 2019). Une moyenne géométrique a été calculée quand plusieurs paramètres comparables étaient disponibles pour la même espèce, le même effet, le même stade de vie et la même durée d'exposition. Dans les cas où il y avait plus d'un type de paramètre à long terme pour une espèce et un effet donnés, le paramètre privilégié a été sélectionné, comme l'explique le document CCME (2007). Si plus d'une mesure était disponible pour une espèce donnée, mais que l'effet, la durée de l'essai ou le stade de vie étaient différents, la donnée la plus sensible (ou la valeur de la moyenne géométrique) a été choisie (CCME, 2019).

Des paramètres se rapportant à 14 espèces ont été inclus dans la création de DSE à long terme (CCME, 2019). Plusieurs DSE distinctes ($n = 132$) ont été élaborées de manière à tenir compte de la sensibilité relative des espèces à différentes combinaisons de pH et de dureté de l'eau (pH allant de 5,8 à 8,4, et dureté allant de 25 à 670 mg/L d'équivalents de CaCO_3). Pour chaque DSE, une méthode d'estimation par maximum de vraisemblance a permis d'ajuster plusieurs fonctions de distribution cumulative aux données de toxicité, et le calcul de la moyenne des modèles a servi à déterminer les concentrations de manganèse dissous qui sont dangereuses pour 5 % des espèces (CD_5). Les RCQE à long terme et les CESE employées dans la présente évaluation des effets sur l'environnement sont représentées par les valeurs de CD_5 calculées pour une combinaison donnée de pH et de dureté de l'eau. Par exemple, la CD_5 a été établie à 430 µg/L de manganèse dissous dans de l'eau douce, après normalisation en fonction d'une dureté de l'eau de 50 mg/L d'équivalents de CaCO_3 (pour les invertébrés et les poissons) et d'un pH de 7,5 (pour les plantes et les algues) (CCME, 2019) (figure 7-1).

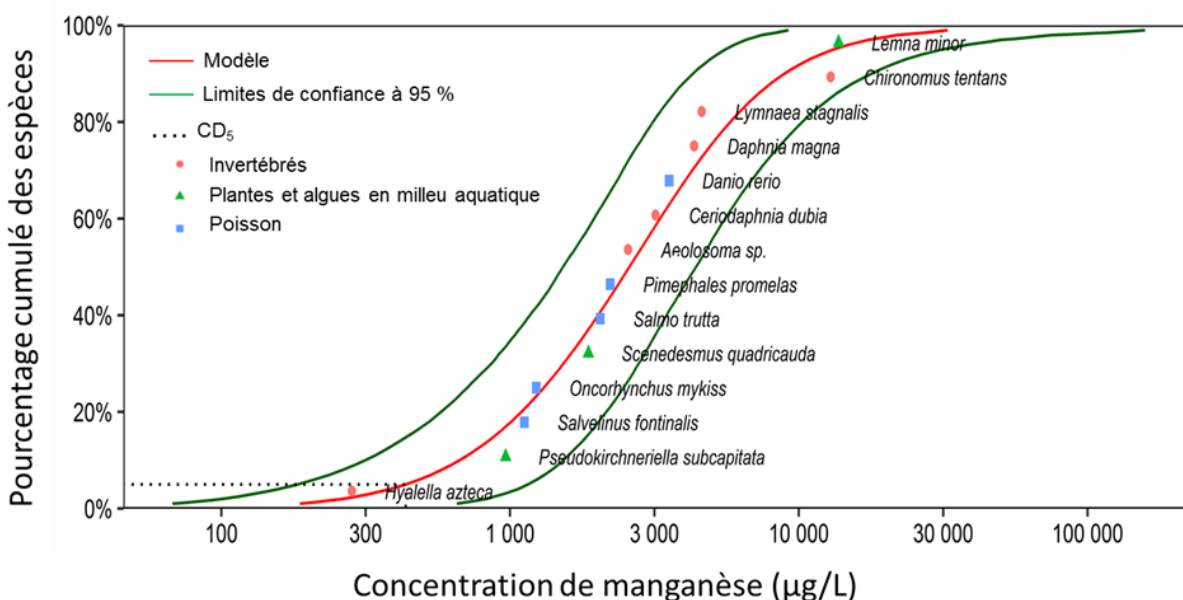


Figure 7-1. Distribution à long terme de la sensibilité des espèces au manganèse dissous en eau douce, établie d'après la moyenne pondérée des modèles, normalisée en fonction d'une dureté de l'eau de 50 mg/L d'équivalents de CaCO_3 (pour les invertébrés et les poissons) et d'un pH de 7,5 (pour les plantes et les algues).

[La figure 7-1 illustre la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) établie d'après les données de toxicité chronique pour les concentrations de manganèse dissous en eau douce, après normalisation en fonction d'une dureté de l'eau de 50 mg/L d'équivalents de CaCO_3 , pour les poissons et les invertébrés aquatiques, et d'un pH de 7,5, pour les plantes aquatiques et les algues. Une distribution fondée sur la moyenne des modèles est indiquée sur le graphique, ajustée à 14 points de données de toxicité chronique pour des organismes aquatiques. D'après les calculs, le cinquième centile de la distribution (CD_5) correspond à 430 µg/L de manganèse dissous.]

Pour trouver manuellement les RCQE à long terme pour le manganèse dissous, on consulte un tableau de référence ou on utilise un calculateur en format Excel (CCME, 2019). Le tableau et le calculateur des RCQE sont valides pour une dureté de 25 à 670 mg/L d'équivalents de CaCO_3 et un pH de 5,8 à 8,4, ce qui correspond à la plage de données employée pour calculer les pentes de dureté et de pH. Bien que les extrapolations doivent être utilisées avec prudence, le calculateur peut fournir les valeurs extrapolées des RCQE pour des duretés minimales de 10 mg/L d'équivalents de CaCO_3 ainsi que pour des valeurs de pH comprises entre 5,5 et 9 (CCME, 2019).

La sensibilité des espèces varie considérablement en fonction des conditions chimiques de l'eau. Les valeurs de RCQE à long terme s'étendent de 200 à 1 500 µg/L de

manganèse dissous sur les plages des valeurs de dureté de l'eau (25 à 670 mg/L d'équivalents de CaCO₃) et de pH (5,8 à 8,4). Par exemple, à une dureté de 50 mg/L d'équivalents de CaCO₃ et à un pH de 7,5, la RCQE à long terme est de 430 µg/L de manganèse dissous. Dans ces conditions, l'espèce la plus sensible est l'invertébré *Hyalella azteca* et l'espèce la moins sensible est la plante aquatique flottante *Lemna minor*, pour lesquelles la concentration minimale avec effet observé, normalisée selon le pH et la dureté, s'élève respectivement à 283 et 13 725 µg/L de manganèse dissous.

7.1.5 Effets sur les organismes marins

Il existe peu de renseignements sur les effets écotoxicologiques du manganèse sur les organismes marins, et plus particulièrement, en ce qui concerne les poissons marins (tableau 7-1). Des valeurs comprises dans une même plage ont été trouvées pour la toxicité aiguë du manganèse pour des invertébrés marins et une diatomée marine. Chez ces espèces, les concentrations létales ou entraînant un effet chez 50 % des individus soumis à des essais variaient de 16 000 à 70 000 µg Mn/L (tableau 7-1). Le crabe jaune (*Cancer anthonyi*), à son stade embryonnaire ou larvaire, était l'espèce marine la plus sensible à l'exposition au manganèse. L'éclosion des embryons et la mortalité des embryons éclos s'élevaient respectivement à 38,3 % et à 26,9 % à la plus faible concentration d'essai, soit à 10 µg Mn/L, après une exposition de 7 jours (MacDonald et coll., 1988).

Tableau 7-1. Valeurs clés de toxicité du manganèse dans l'eau de mer

Groupe d'espèces	Organisme d'essai	Paramètre	Valeur (µg Mn/L)	Référence
Invertébrés	Anostracés (<i>Artemia</i> sp.)	CL ₅₀ après 2 jours	51 800	Gajbhiye et Hirota, 1990
Invertébrés	Étoile de mer (<i>Asterias rubens</i>)	CSEO/CMEO après 7 jours	25 000/50 000	Hansen et Bjerregaard, 1995
Invertébrés	Huître (<i>Crassostrea virginica</i>)	CL ₅₀ après 2 jours	16 000	Calabrese et coll., 1973
Invertébrés	Moule bleue (<i>Mytilus edulis</i>)	CE ₅₀ après 2 jours – développement	30 000	Morgan et coll., 1986
Invertébrés	Harpacticoïde (<i>Nitocra spinipes</i>)	CL ₅₀ après 4 jours	70 000	Bengtsson, 1978
Invertébrés	Oursin (<i>Paracentrotus lividus</i>)	CE ₅₀ après 2 jours – développement	8 850	Pinsino et coll., 2010
Invertébrés	Crabe jaune (<i>Cancer anthonyi</i>)	CMEO après 7 jours (éclosion/mortalité)	10	MacDonald et coll., 1988

Groupe d'espèces	Organisme d'essai	Paramètre	Valeur (µg Mn/L)	Référence
		des embryons éclos)		
Algues	Diatomée (<i>Phaeodactylum tricornutum</i>)	CE ₅₀ après 4 jours – croissance	25 700	Rosko et Rachlin, 1975

Abréviations : CE₅₀ = concentration entraînant un effet chez 50 % des organismes d'essai; CL₅₀ = concentration létale pour 50 % des organismes d'essai; CMEO = concentration minimale entraînant un effet observé; CSEO = concentration sans effet observé.

Hook et Fisher (2002) ont étudié la toxicité sublétales du manganèse pour des copépodes marins (*Acartia tonsa* et *Acartia hudsonica*) après des périodes de 4 heures d'alimentation en phytoplancton contaminé par le manganèse. Ils ont constaté qu'une concentration de 13 440 nmol/g en poids sec (p.s.) de manganèse dans les tissus des copépodes entraînait une baisse de 50 % de la production d'œufs. Cette valeur a été considérée comme le seuil de concentration corporelle efficace chez les copépodes marins (Hook et Fisher, 2002). La concentration entraînant un effet observé chez le crabe jaune, qui est singulièrement plus faible que celle entraînant un effet observé chez d'autres espèces marines, donne à penser qu'il est nécessaire de mieux comprendre la toxicité du manganèse dans les milieux marins. Par conséquent, nous n'avons pas calculé de CESE en milieu marin pour le manganèse dans la présente ébauche d'évaluation.

7.1.6 Effets sur les organismes vivant dans le sol

Les données sur la toxicité chronique du manganèse pour les organismes du sol ont été compilées et évaluées. L'ensemble de données convient à une approche d'analyse de la DSE à long terme, comme l'indique le protocole du CCME sur l'établissement d'une recommandation pour la qualité du sol fondée sur le contact avec le sol (c'est-à-dire une valeur qui protège les plantes et les invertébrés terrestres) (CCME, 2006). Les principaux critères de toxicité considérés comme fiables sont présentés dans le tableau 7-2. À de faibles concentrations, le manganèse augmente le rendement ou la croissance des cultures (Fageria, 2001). À des concentrations plus élevées variant entre 44 et 971 mg Mn/kg, une réduction du rendement en grains et un ralentissement de la croissance ont été observés pour 7 espèces végétales (tableau 7-2) (Fageria, 2001). Les invertébrés du sol se sont montrés plus tolérants à une exposition à long terme au manganèse que les végétaux, les effets sur la survie s'étant produit à des concentrations comprises entre 332 et 2 444 mg Mn/kg (Kuperman et coll., 2002, 2004; Phillips et coll., 2002; Simini et coll., 2002). Leur reproduction s'est révélée plus sensible au manganèse que leur survie, des effets ayant été observés à des concentrations variant de 116 à 1 209 mg Mn/kg (Kuperman et coll., 2002, 2004; Phillips et coll., 2002; Simini et coll., 2002; Son et coll., 2017).

Tableau 7-2. Principales valeurs de toxicité du manganèse dans le sol

Groupe d'espèces	Organisme d'essai	Paramètre	Valeur (mg Mn/kg p.s.)	Référence
Invertébrés	Ver (<i>Eisenia fetida</i>)	CE ₂₀ après 14 jours – survie	1 718	Simini et coll., 2002; Kuperman et coll., 2004
Invertébrés	Ver (<i>Eisenia fetida</i>)	CE ₂₀ après 28 jours – reproduction	629 ^a	Simini et coll., 2002; Kuperman et coll., 2004
Invertébrés	Enchytrée (<i>Enchytraeus crypticus</i>)	CE ₂₀ après 42 jours – survie	332	Kuperman et coll., 2002, 2004
Invertébrés	Enchytrée (<i>Enchytraeus crypticus</i>)	CE ₂₀ après 28 jours – reproduction	116 ^a	Kuperman et coll., 2002, 2004
Invertébrés	Collemboule du compost (<i>Folsomia candida</i>)	CSEO/CMEO après 28 jours – survie	1 667/2 444	Phillips et coll., 2002; Kuperman et coll., 2004
Invertébrés	Collemboule du compost (<i>Folsomia candida</i>)	CE ₂₀ après 28 jours – reproduction	1 209 ^a	Phillips et coll., 2002; Kuperman et coll., 2004
Invertébrés	Collemboule (<i>Paronychiurus kimi</i>)	CE ₅₀ après 28 jours – reproduction	326 ^a	Son et coll., 2017
Végétaux	Maïs (<i>Zea mays</i> L.)	CE ₁₀ après 28 jours – poids sec	400 ^a	Fageria, 2001
Végétaux	Riz (<i>Oryza sativa</i> L.)	CE ₁₀ après 28 jours – rendement en grains (matures)	560 ^a	Fageria, 2001
Végétaux	Soja (<i>Glycine max</i> L. Merr.)	CE ₁₀ après 28 jours – poids sec	92 ^a	Fageria, 2001
Végétaux	Blé (<i>Triticum aestivum</i> L.)	CE ₁₀ après 28 jours – rendement en grains (matures)	44 ^a	Fageria, 2001

Groupe d'espèces	Organisme d'essai	Paramètre	Valeur (mg Mn/kg p.s.)	Référence
Végétaux	Haricot (<i>Phaseolus vulgaris</i> L.).	CE ₁₀ après 28 jours – poids sec	128 ^a	Fageria, 2001
Végétaux	Orge (<i>Hordeum vulgare</i>)	CE ₁₀ après 5 jours – longueur des racines	820	ECHA, 2022
Végétaux	Orge (<i>Hordeum vulgare</i>)	CE ₁₀ après 23 jours – poids sec	971 ^a	ECHA, 2022
Végétaux	Laitue (<i>Lactuca sativa</i>)	CE ₁₀ après 23 jours – poids sec	494 ^a	ECHA, 2022

Abréviations : p.s. = poids sec; CE_{10/20/50} = concentration entraînant un effet chez 10 %, 20 % ou 50 % des organismes d'essai; CME0 = concentration minimale entraînant un effet observé; CSEO = concentration sans effet observé.

^a Valeurs choisies dans la DSE.

À l'aide de la trousse *ssdtools* et de l'ensemble de données (portant sur 11 espèces vivant dans le sol, dont 4 invertébrés et 7 plantes), nous avons créé une DSE à long terme (Dalgarno, 2018; Thorley et Schwarz, 2018) (figure 7-2). Lorsqu'il y avait plus d'un critère pour une même espèce, le point de données le plus sensible a été retenu (tableau 7-2). Nous avons appliqué la moyenne des modèles (après prise en compte du critère d'information d'Akaike corrigé [CIAc], une estimation de la qualité de l'ajustement aux données) et obtenu une valeur de 49 mg Mn/kg p.s. pour la CD₅ de la distribution (cinquième centile, représentant la concentration dangereuse pour 5 % des organismes vivant dans le sol) (figure 7-2; tableau 7-3); cette valeur a été choisie comme CESE pour la toxicité à long terme du manganèse dans le sol.

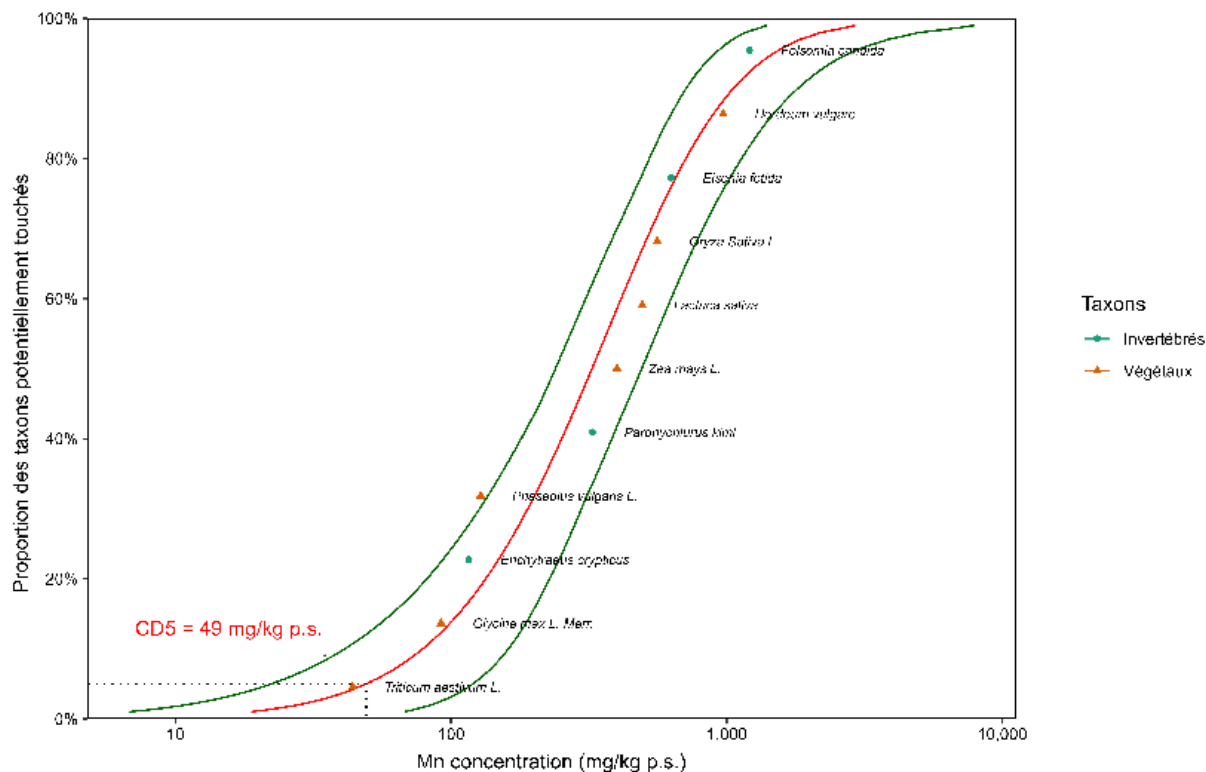


Figure 7-2. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) à long terme au manganèse dans le sol, fondée sur la moyenne pondérée des modèles, le cinquième centile (CD₅) étant de 49 mg Mn/kg p.s.

[La figure 7-2 illustre la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) qui repose sur les valeurs de toxicité chronique causant des effets sublétaux sur 10 % des organismes vivant dans le sol soumis à des essais (données présentées dans le tableau 7-2). La DSE fondée sur les données de toxicité chronique a servi à déterminer la CESE de manganèse pour les organismes vivant dans le sol. Le graphique montre la DSE après ajustement selon la moyenne pondérée des modèles (c'est-à-dire, normale, logistique et gamma) ainsi que les intervalles de confiance à 95 %. Le cinquième centile de la distribution moyenne (CD₅) calculé est de 49 mg Mn/kg p.s.]

Tableau 7-3. Statistiques de la DSE à long terme établie à l'aide de la trousse *ssdtools*

Distribution	CIAC (sans unité)	Valeur prévue de CD ₅ (limites inférieures et supérieures de l'intervalle de confiance à 95 %) (mg Mn/kg p.s.)	Pondération (sans unité)
log-normale	6,15	56 (26 à 155)	0,315
log-logistique	7,02	53 (19 à 160)	0,205
gamma	5,32	43 (9,1 à 170)	0,480
Moyenne des modèles	s.o.	49 (17 à 165)	s.o.

Abréviations : CIAC = critère d'information d'Akaike corrigé; s.o. = sans objet.

7.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement

7.2.1 Approche de la caractérisation de l'exposition en milieu aquatique

Selon les données déclarées à l'INRP (section 5), le manganèse est principalement rejeté dans l'eau, ces rejets représentant 82 % des rejets totaux de la substance dans l'environnement. Des scénarios d'exposition détaillés ont été élaborés pour les secteurs industriels qui rejettent le plus de manganèse dans l'eau au Canada : 1) fabriques de pâte à papier, de papier et de carton; 2) extraction de minerais métalliques; et 3) systèmes de traitement des eaux usées (STEU)¹⁰. De plus, puisque 90 % du manganèse consommé à l'échelle mondiale est utilisé aux fins de la production d'acier, des scénarios d'exposition ont été élaborés pour les secteurs liés à l'acier, dans la mesure du possible, à la lumière des renseignements disponibles (IMnI, 2022). Dans la présente ébauche d'évaluation, les secteurs liés à l'acier sont la sidérurgie, la fabrication de pièces pour véhicules automobiles, la fabrication de machines pour l'agriculture, la construction et l'extraction minière, et la fabrication de produits en acier à partir d'acier acheté. Par ailleurs, les données sur la qualité des eaux de surface provenant de plusieurs programmes de surveillance au Canada ont été résumées.

Bien qu'ils ne soient pas décrits aux présentes, les scénarios préliminaires d'exposition des milieux aquatiques aux rejets de manganèse provenant d'autres secteurs (par exemple, production, transport et distribution d'électricité, fabrication de produits chimiques de base, production et transformation de métaux non ferreux [sauf

¹⁰ Dans la présente ébauche d'évaluation, le terme « système de traitement des eaux usées » désigne un système qui recueille les eaux usées domestiques, commerciales et institutionnelles et peut-être, dans certains cas, les eaux usées industrielles (après rejet à l'égout), généralement pour les traiter et les rejeter ensuite dans l'environnement. Sauf indication contraire, ce terme ne permet pas de préciser le type de propriétaire ou d'exploitant (municipal, provincial, fédéral, autochtone, privé, partenariats). Les systèmes situés dans les exploitations industrielles et spécifiquement conçus pour traiter les effluents industriels seront désignés par le terme « système de traitement des eaux usées sur place » ou « système industriel de traitement des eaux usées ».

l'aluminium], extraction de pétrole et de gaz, et extraction de charbon) indiquaient que ces secteurs étaient peu préoccupants, aux niveaux d'exposition actuels.

Pour chaque scénario d'exposition détaillé, nous avons calculé les concentrations estimées dans l'environnement (CEE) en milieu aquatique à partir des concentrations de manganèse mesurées dans les eaux de surface. Nous avons tenu compte des concentrations de manganèse dissous et total lorsqu'elles étaient disponibles, en privilégiant cependant les concentrations de manganèse dissous. Bien qu'elles se fondent sur des concentrations mesurées, ces CEE sont considérées comme prédictives étant donné l'ampleur de leur variation spatiale et temporelle.

Dans les cas où nous ne disposions d'aucune mesure de la concentration de manganèse dans les eaux de surface, nous avons calculé les CEE à partir des concentrations de manganèse dans les effluents (C_{eff}) à l'aide de l'équation ci-dessous :

$$CEE \text{ (}\mu\text{g/L)} = C_f \text{ (}\mu\text{g/L)} + \left(\frac{C_{\text{eff}} \text{ (}\mu\text{g/L)} - C_f \text{ (}\mu\text{g/L)}}{FD} \right)$$

où C_f est la concentration de fond médiane de Mn, et C_{eff} , la concentration de Mn dans les effluents. Pour établir les concentrations de fond, nous avons privilégié les concentrations de manganèse dans les eaux réceptrices (en amont du point de rejet final), suivies des concentrations dans les affluents, puis de la concentration de fond médiane dans l'écozone. Les concentrations de fond médianes du manganèse total dans les eaux de surface des écozones (ainsi que du lac Érié, du lac Ontario et du lac Supérieur) ont été estimées par Kilgour & Associates Ltd. (2018; Proulx et coll., 2018) (tableau C-2, annexe C).

Les concentrations de fond ont été soustraites des concentrations dans les effluents, car nous avons supposé que les affluents n'avaient pas été traités avant leur utilisation dans les procédés industriels. Un facteur de dilution (FD) approprié pour le plan d'eau visé a été appliqué de façon à tenir compte des conditions près du point de rejet. Les données recueillies pour d'autres évaluations récentes indiquent que le FD efficace maximal standard de 10 est appliqué à la plupart des installations des 3 secteurs examinés dans le présent rapport.

7.2.2 Données de surveillance de la qualité des eaux de surface au Canada

Des données de surveillance sur les concentrations de manganèse dans les eaux de surface au Canada proviennent de divers programmes fédéraux, provinciaux et municipaux (tableau 7-4). En tout, 82 915 points de données ont été obtenus pour les années 2011 à 2022. Il s'agissait de mesures des fractions de manganèse extractible (Mn_E), dissous (Mn_D) et total (Mn_T), lesquelles représentaient 3, 36 et 61 % des points de données, respectivement. Pour certains échantillons, nous disposons de mesures de plusieurs fractions, tandis que pour d'autres, seule une fraction avait été mesurée. Nous avons produit des résumés statistiques des données pour chaque écozone du

Canada, qui comprenaient le nombre total de mesures, le taux de détection du manganèse et d'autres statistiques descriptives (tableau 7-5). Le taux de détection du manganèse était élevé dans tous les ensembles de données, variant de 80,6 à 100 %, et présentant une médiane de 99,8 %. Pour les échantillons dont les résultats indiquaient une absence de détection, une concentration égale à la moitié du seuil de détection a été présumée aux fins des analyses statistiques.

Les concentrations de manganèse dans les eaux de surface varient d'un bout à l'autre du Canada, car la substance a une origine naturelle en plus d'être rejetée par des activités anthropiques. Dans l'ensemble des écozones, les valeurs de Mn_T variaient de 0,003 à 20 900 µg/L (plage s'étendant de 0,09 à 810 µg/L pour le Mn_E et de 0,025 à 20 700 µg/L pour le Mn_D). Les valeurs de concentration médiane variaient de 20 à 22 µg/L pour le Mn_E , de 0,335 à 20 µg/L pour le Mn_D , et de 4,2 à 137 µg/L pour le Mn_T .

Tableau 7-4. Ensembles de données de surveillance de la qualité des eaux de surface portant sur le manganèse

Ensembles de données (organisation)	Référence
Ensembles de données nationales de monitoring de la qualité de l'eau à long terme (Environnement et Changement climatique Canada)	DNMQELT, 2023
Multiples programmes et ensembles de données de l'Environmental Monitoring System (ministère de l'Environnement et de la Stratégie en matière de changements climatiques de la Colombie-Britannique)	BC EMS, 2023
Ensembles de données du programme de surveillance de l'environnement visant les sables bitumineux du Canada et de l'Alberta (ministère de l'Environnement et des Aires protégées de l'Alberta, Environnement et Changement climatique Canada, et d'autres partenaires ^a)	JOSM, 2023
Ensembles de données du Regional Aquatics Monitoring Program (Comité directeur du RAMP)	RAMP, 2023
Ensembles de données du Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau (ruisseau) (ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario)	RPCQE, 2023
Ensembles de données du Regional Watershed Monitoring Program (Office de protection de la nature de Toronto et de la région)	RWMP, 2022
Ensembles de données de la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (gouvernement du Québec)	BQMA, 2023
Ensemble de données du Réseau de surveillance des eaux de surface du Nouveau-Brunswick (ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick)	NB SWMN, 2023

Ensembles de données (organisation)	Référence
Ensemble de données sur la surveillance de la qualité des eaux de surface du gouvernement de l'Île-du-Prince-Édouard (ministère de l'Environnement, de l'Eau et du Changement climatique de l'Île-du-Prince-Édouard)	PEI SWQM, 2023
Ensemble de données sur la qualité de l'eau tirées d'échantillons ponctuels, Réseau de surveillance de la qualité des eaux de surface (ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse)	NSE SWQMN, 2023

^a Organisations régionales des Premières Nations et des Métis, organismes environnementaux et intervenants de l'industrie.

Tableau 7-5. Concentrations de manganèse dans les eaux de surface au Canada de 2011 à 2022, par écozone

Écozone	Fraction	Nombre d'échant.	Médiane (µg/L)	P ₉₅ (µg/L)	Max. (µg/L)
Cordillère arctique	D	17	8,6	9,9	18
Cordillère arctique	T	18	40	58	117
Maritime de l'Atlantique	D	48	20	30	147
Maritime de l'Atlantique	E	1 484	22	36	270
Maritime de l'Atlantique	T	3 416	29	59	10 847
Cordillère boréale	D	2 178	4,6	20	1 090
Cordillère boréale	T	3 166	12	39	11 000
Plaines boréales	D	935	11	56	2 400
Plaines boréales	T	1 239	43	128	2 840
Bouclier boréal	D	252	2,0	5,3	33
Bouclier boréal	T	3 565	16	48	4 320
Plaines à forêts mixtes	D	656	3,9	7	38
Plaines à forêts mixtes	T	3 129	37	72	1 970
Cordillère montagnarde	D	13 268	1,9	9,6	20 700
Cordillère montagnarde	T	19 015	8,2	28	20 900
Haut-Arctique	D	57	4,9	9,6	18
Haut-Arctique	T	57	37	146	3 840
Maritime du Pacifique	D	6 560	3,3	14	2 505

Écozone	Fraction	Nombre d'échant.	Médiane (µg/L)	P ₉₅ (µg/L)	Max. (µg/L)
Maritime du Pacifique	T	9 388	7,7	26	4 930
Prairies	D	1 265	5,0	36	3 870
Prairies	T	1 289	137	326	3 860
Bas-Arctique	D	81	1,3	2,4	9,2
Bas-Arctique	T	81	4,2	7,6	90
Taïga de la Cordillère	T	99	37	74	1 570
Taïga des plaines	D	708	4,1	11	544
Taïga des plaines	T	747	18	51	1 040
Taïga du Bouclier	D	30	0,34	0,5	0,76
Taïga du Bouclier	T	543	7,8	11	439
N.A.	D	3 599	9,3	24	5 510
N.A.	E	1 312	20	40	810
N.A.	T	4 713	45	97	5 590

Abréviations : D = dissous; E = extractible; T = total; échant. = échantillons; max. = maximum; N.A. = non attribuable; P₉₅ = concentration au 95e centile.

7.2.3 Secteur des pâtes et papiers

Selon l'INRP, le secteur des pâtes et papiers a déclaré des rejets annuels moyens de 895 ± 42 tonnes de manganèse dans l'eau entre 2015 et 2019 (tableau B-1, annexe B). Au total, de 2016 à 2019, 27 installations ont mesuré les concentrations de manganèse dans leurs effluents (INRP, 2021). Des CEE dans les eaux réceptrices ont été calculées à partir des concentrations dans les effluents, comme mentionné plus haut. Elles étaient comprises entre 18,5 et 384 µg Mn/L.

Le secteur canadien des pâtes et papiers comprend des installations (fabriques) qui fabriquent divers produits, dont du papier, du carton, du papier journal et de la pâte à papier. Les sources de manganèse varient d'une fabrique à l'autre et peuvent comprendre la composition de fabrication, les affluents, les additifs de traitement et les matières premières (NCASI, 2018). La source la plus importante est la composition de fabrication, qui comprend des matières comme des fibres vierges (par exemple, des copeaux et de la sciure de bois), d'anciens contenants en carton ondulé et du papier recyclé (par exemple, du papier journal, des revues et du papier reprographique) (NCASI, 2018). À titre d'exemple, D'Souza et coll. (1998) ont indiqué que 78 % du manganèse en provenait. D'autres études ont révélé que 85 % ou plus des intrants de manganèse dans les usines provenaient des copeaux de bois (Mannisto et coll., 1999; Frederick et coll., 2000; Backman et coll., 2004). La teneur en manganèse des sources de fibres provenant de 2 ensembles de données a été résumée par le National Council for Air and Stream Improvement (NCASI) (NCASI, 2009; US EPA, 2011a).

Les concentrations de manganèse variaient de 13 à 265 mg/kg (médiane de 81 mg/kg, $n = 24$ valeurs moyennes des fabriques) dans les copeaux et la sciure de bois de résineux ou de feuillus, de 8,8 à 55 mg/kg (médiane de 33 mg/kg, $n = 16$ valeurs moyennes des fabriques) dans les anciens contenants en carton ondulé, et de 5,6 à 76 mg/kg (médiane de 34 mg/kg, $n = 9$ valeurs moyennes des fabriques) dans la pâte secondaire (par exemple, papier journal, papier reprographique, revues) (NCASI, 2018).

Les combustibles utilisés pour produire de l'électricité dans ce secteur contiennent aussi du manganèse. Par exemple, aux États-Unis, la concentration de manganèse varie de 20,8 à 457 mg/kg (médiane de 144 mg/kg, $n = 41$ valeurs moyennes des fabriques) dans l'écorce utilisée comme combustible, de 2,67 à 322 mg/kg (médiane de 18,5 mg/kg, $n = 104$ valeurs moyennes des fabriques) dans la houille, et de 0,001 à 33,4 mg/kg (médiane de 0,38 mg/kg, $n = 15$ valeurs moyennes des fabriques) dans le mazout n° 6 (US EPA, 2011a).

Les autres sources de manganèse comprennent la présence de la substance comme impureté dans les produits chimiques et les matériaux utilisés dans la fabrication du papier. Par exemple, la concentration de manganèse varie de 1,48 à 113 mg/kg (médiane de 11,4 mg/kg, $n = 4$ échantillons) dans l'acide phosphorique, de 0,055 à 5,81 mg/kg (médiane de 0,268 mg/kg, $n = 7$ échantillons) dans l'acide sulfurique, et de 0,604 à 2,62 mg/kg ($n = 3$ échantillons) dans les alliages d'aluminium (NCASI, 2018).

Au Canada, les usines de pâtes et papiers sont assujetties au *Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers* (REFPP), pris en vertu de la *Loi sur les pêches* (Canada, 2018a). Les annexes II et IV.1 du REFPP exigent de surveiller les effluents et d'en suivre les effets sur l'environnement. Bien que les fabriques ne soient pas tenues de déclarer les concentrations de manganèse dans leurs effluents ou les zones réceptrices, le manganèse et d'autres métaux sont souvent mesurés à l'étape de la « recherche des causes » qui a lieu après que des effets biologiques nocifs attribuables aux effluents eurent été observés (Environnement Canada, 2010). De 2006 à 2019, 11 installations actives ont déclaré 176 mesures de la concentration de Mn_T et 128 mesures de la concentration de Mn_D dans les eaux de surface de zones exposées et de référence, dans divers rapports de suivi des effets sur l'environnement (SEE) (EEM, 2021). Les valeurs obtenues pour le Mn_T étaient comprises entre 3,5 et 120 µg/L (Mn_D : 0,39 à 110 µg/L), et leur médiane variait de 14 à 78 µg/L (médiane pour le Mn_D : 0,7 à 21 µg/L) dans les zones exposées et de 11 à 68 µg/L (médiane pour le Mn_D : 1 à 20 µg/L) dans les zones de référence. Les valeurs médianes de Mn_T ou de Mn_D dans les zones exposées étaient supérieures aux valeurs obtenues dans les zones de référence respectives pour 3 des 11 installations seulement. Dans des rapports de SEE, 3 autres installations ont indiqué des concentrations de manganèse dans les effluents (EEM, 2021). Les CEE dans les eaux réceptrices ont été calculées pour ces 3 installations, de la manière indiquée précédemment, à partir des concentrations dans les effluents, et variaient de 3,4 à 2 700 µg Mn/L.

Des données (de la fin août 2018 à la fin janvier 2019) sur les concentrations de métaux dans les effluents finaux de fabriques de pâtes et papiers du Canada, ainsi que sur les concentrations de fond dans les eaux ambiantes correspondantes (surtout des affluents bruts), ont été recueillies dans le cadre d'une étude parrainée par des installations canadiennes de pâtes et papiers et gérée par le NCASI (2019). Des échantillons ont été prélevés dans 30 usines de 4 provinces canadiennes (Colombie-Britannique, Alberta, Ontario et Québec), qui employaient l'une des 2 catégories de procédés (16 fabriques chimiques et 14 fabriques mécaniques) et diverses sources de fibres de bois. À chaque usine, ces échantillons ont été prélevés pendant 3 jours consécutifs, dans les conditions normales d'exploitation (c'est-à-dire dans les conditions stables et typiques d'exploitation des fabriques associées aux taux de production moyens, lesquelles excluent les conditions de démarrage et d'arrêt). Les concentrations de manganèse total et dissous ainsi que le pH et la dureté totale de l'eau ont été mesurés dans les effluents et les affluents. Les concentrations de manganèse dans les affluents bruts étaient présumées représentatives des concentrations de fond dans les eaux réceptrices des effluents finaux correspondantes. Dans les cas où les affluents bruts et les eaux réceptrices appartenaient à des plans d'eau différents, des échantillons des eaux réceptrices ont été prélevés en amont du point de rejet. Des données au niveau de l'installation, notamment les concentrations minimales, maximales et moyennes, ont été fournies à Environnement et Changement climatique Canada (NCASI, 2019). Les concentrations inférieures aux seuils de détection de la méthode (SDM) ont été remplacées par une valeur égale à la moitié du SDM correspondant.

Le manganèse a été détecté dans tous les échantillons des 30 usines, sauf aux installations C-3 et C-16, pour lesquelles les concentrations étaient inférieures au seuil de détection de 0,5 µg/L. La médiane des concentrations moyennes de Mn_D dans les effluents était de 522 µg/L, et les concentrations variaient d'une valeur inférieure au seuil de détection à 3 090 µg/L. Les CEE calculées sont présentées dans le tableau 7-6. Leur calcul, pour chaque usine, consistait à soustraire la concentration de fond de manganèse (celle des affluents ou de l'eau en amont) des valeurs minimale, maximale et moyenne du Mn_D dans les effluents, à appliquer un FD de 10, puis à ajouter la concentration moyenne de manganèse dans l'eau de référence ou les affluents pour tenir compte de la concentration de fond. Les CEE obtenues variaient de 1,2 à 311 µg/L Mn_D dans les 30 fabriques (tableau 7-6).

Tableau 7-6. Concentrations de manganèse dissous (Mn_D) dans les effluents et concentrations estimées dans l'environnement (CEE) pour le secteur des pâtes et papiers, d'après les concentrations dans les effluents obtenues pour 16 fabriques chimiques (C) (kraft) et 14 fabriques mécaniques (M) au Canada, de 2018 à 2019

Usine	Concentration moyenne de Mn_D dans les effluents (µg Mn/L) ^a	Plage des concentrations de Mn_D dans les effluents (µg Mn/L) ^a	Concentration de fond moyenne (µg Mn/L)	CEE moyenne (plage) (µg Mn/L)
C-1	456	437 à 483	4,5	50 (48 à 52)

Usine	Concentration moyenne de Mn _D dans les effluents (µg Mn/L) ^a	Plage des concentrations de Mn _D dans les effluents (µg Mn/L) ^a	Concentration de fond moyenne (µg Mn/L)	CEE moyenne (plage) (µg Mn/L)
C-2	60,1	43,8 à 91,9	3,7	9,3 (7,7 à 13)
C-3	2,5 ^b	2,5 ^b	1,2	1,3 (s.o.) ^b
C-4	235	229 à 242	0,8	24 (24 à 25)
C-5	590	517 à 657	9,7	68 (60 à 74)
C-6	66,8	59,4 à 72,4	7,2	13 (12 à 14)
C-7	183	158 à 197	1,5	20 (17 à 21)
C-8	541	512 à 560	49	98 (95 à 100)
C-9	644	521 à 734	1,9	66 (54 à 75)
C-10	503	423 à 579	0,8	51 (43 à 59)
C-11	909	809 à 1 020	10	100 (90 à 111)
C-12	406	355 à 450	5,2	45 (40 à 50)
C-13	561	482 à 664 ^c	7,2	63 (55 à 73) ^c
C-14	587	579 à 600	7,5	65 (65 à 67)
C-15	1 267	1 210 à 1 370	9,9	136 (130 à 146)
C-16	2,5 ^b	2,5 ^b	1,1	1,2 (s.o.) ^b
M-1	3 010	2 920 à 3 090	2,0	303 (294 à 311)
M-2	1 827	1 550 à 2 010	20	201 (173 à 219)
M-3	243	240 à 246	6,2	29,9 (29,6 à 30,2)
M-4	655	476 à 834	13	77 (60 à 95)
M-5	590	487 à 703	14	72 (62 à 83)
M-6	44,9	38,1 à 50,1	2,0	6,3 (5,6 à 6,8)
M-7	14,4	9,2 à 18,2	3,5	4,6 (4,1 à 5,0)
M-8	1 610	1 540 à 1 690	41	198 (191 à 206)
M-9	2,5 ^b	2,5 ^b	7,7	7,2 (s.o.) ^b
M-10	15,3	8,6 à 28,7	1,0	2,4 (1,8 à 3,8)
M-11	1 383	1 320 à 1 440	1,6	140 (133 à 145)
M-12	626	619 à 636	2,0	64 (64 à 65)
M-13	138	121 à 155	13	25 (24 à 27)
M-14	609	597 à 616	4,2	65 (63 à 65)

Abréviations : CEE = concentration estimée dans l'environnement; s.o. = sans objet.

^a *n* = 3 mesures.

^b Aucune plage, car les concentrations dans les 3 échantillons étaient inférieures au seuil de détection.

^c Calcul fondé sur les concentrations de manganèse total.

7.2.4 Secteur de l'extraction de minerais métalliques

Le secteur canadien de l'extraction de minerais métalliques comprend l'extraction et le traitement du minerai. Le terme « extraction » est utilisé au sens large et comprend l'extraction de minerai, l'exploitation de carrières et l'enrichissement (par exemple, le concassage, le triage, le lavage, le calibrage, la concentration et la flottation), qui sont

habituellement effectués sur le site minier (Statistique Canada [modifié, 2021]). Les activités minières peuvent ainsi comprendre l'extraction du minerai dans une mine souterraine ou à ciel ouvert ainsi que le traitement du minerai dans une usine de concentration. Dans ces usines, de petites quantités de minéraux précieux sont séparées de plus grandes quantités de résidus minéraux par broyage et concassage, séparation chimique et physique, et égouttage (Environnement Canada, 2009). À l'heure actuelle, le manganèse n'est ni extrait ni traité au Canada, mais il est rejeté sous forme de sous-produit d'activités d'extraction de minerais métalliques. Entre 2015 et 2019, 91 ± 30 (48 à 136) tonnes de manganèse ont été rejetées dans l'eau en moyenne chaque année (tableau B-1, annexe B). L'exposition du biote d'eau douce aux formes biodisponibles du manganèse présentes dans les eaux de surface recevant des effluents miniers pourrait être préoccupante.

Les mines de métaux canadiennes qui, à tout moment, rejettent des effluents dans des eaux quelconques à un débit supérieur à $50 \text{ m}^3/\text{jour}$ sont soumises 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, 2018b). Les dispositions relatives au SEE de l'annexe 5 du REMMMD comprennent la prise de mesures du manganèse total aux fins de la caractérisation des effluents et du suivi de la qualité de l'eau dans les zones de référence et les zones exposées. Certaines installations déclarent également les concentrations de manganèse dissous, mais ces données sont limitées. Les zones exposées sont les eaux de surface où vivent des poissons qui sont exposées à des effluents d'extraction de minerais métalliques, tandis que les zones de référence sont les eaux de surface où vivent des poissons qui ne sont pas exposées à de tels effluents et qui contiennent un habitat du poisson semblable à celui d'une zone exposée correspondante (Canada, 2018b). En vertu du REMMMD, le suivi de la qualité de l'eau nécessite de prendre aussi des mesures du pH et de la dureté de l'eau.

De 2013 à 2020, 120 installations d'extraction de minerais métalliques ont présenté au moins une fois des données sur la présence de manganèse total dans une zone d'eau douce exposée (EEM, 2021). Nous disposons en tout de 4 568 points de données représentant 2 528 échantillons de zones exposées et 2 040 échantillons de zones de référence. Les concentrations de manganèse inférieures aux SDM ($0,01$ à $1\,000 \text{ }\mu\text{g/L}$, environ 1,1 % de tous les échantillons) ont été remplacées par une valeur égale à la moitié du SDM correspondant. Pour 6 cas de non-détection dont les SDM dépassaient l'exigence analytique prévue par le REMMMD (ces SDM étaient supérieurs ou égaux à $5 \text{ }\mu\text{g/L}$ de manganèse total), le SDM indiqué de $500 \text{ }\mu\text{g/L}$ a été utilisé.

Dans l'ensemble de données, les concentrations de Mn_T variaient d'une valeur inférieure au seuil de détection à $53\,000 \text{ }\mu\text{g/L}$, sauf pour une mesure de $162\,000 \text{ }\mu\text{g/L}$, qui était de 3 ordres de grandeur supérieure à toutes les autres valeurs obtenues pour le même site, et pourrait indiquer une erreur d'unité. La concentration médiane de Mn_T était de $24 \text{ }\mu\text{g/L}$ (moyenne de $203 \pm 1\,689 \text{ }\mu\text{g/L}$, plage allant d'une valeur inférieure au seuil de détection à $53\,000 \text{ }\mu\text{g/L}$) dans les échantillons des zones exposées, tandis qu'elle était de $16 \text{ }\mu\text{g/L}$ (moyenne de $51 \pm 211 \text{ }\mu\text{g/L}$, plage allant d'une valeur inférieure

au seuil de détection à 7 650 µg/L) dans les échantillons des zones de référence. Les données indiquent que les zones exposées recevant des effluents de mines étaient plus riches en manganèse total que les zones de référence ne recevant pas de tels effluents. Dans le cadre d'une évaluation nationale des données de SEE provenant des mines de métaux, le manganèse était l'un des métaux observés à des concentrations élevées dans le milieu récepteur (ECCC, 2015).

L'incidence du secteur de l'extraction de minerais métalliques sur les concentrations de Mn_T dans le milieu aquatique a été examinée en détail à l'aide des données de 12 installations. Ces dernières ont été choisies en raison des concentrations élevées de Mn_T (par exemple, allant jusqu'au mg/L), du nombre d'échantillons (au moins 10, représentant au moins 2 années de la période de 8 ans pour les zones exposées et de référence), ou de l'enrichissement en manganèse de la ou des zones exposées. Un résumé des valeurs du Mn_T dans les zones de référence et les zones exposées pour ces 12 installations est présenté à la figure 7-3. Le manganèse a été détecté dans tous les échantillons prélevés dans les zones exposées de 10 installations, sauf dans ceux des installations 2 (98 %) et 8 (92 %). Il a également été détecté dans tous les échantillons prélevés dans les zones de référence de 10 installations, sauf dans celles des installations 5 (88 %) et 9 (96 %). Conformément à la tendance observée pour l'ensemble des échantillons des zones exposées, les zones exposées des 12 installations étaient enrichies en manganèse total par rapport aux échantillons appariés prélevés dans les zones de référence correspondantes (figure 7-3). Les facteurs d'enrichissement médians variaient de 1,2 pour l'installation 3 à 72 pour l'installation 12.

Quelques mesures du Mn_D ont été trouvées pour le secteur de l'extraction de minerais métalliques. Nous disposons de 5 mesures appariées du Mn_T et du Mn_D prises dans les zones exposées et de référence de l'installation 9. Les valeurs du Mn_T et du Mn_D obtenues pour la zone exposée de l'installation sont comparables (par exemple, le rapport Mn_D/Mn_T varie de 97 à 100 % pour 4 échantillons appariés et s'élève à 72 % pour un échantillon apparié), tandis que pour la zone de référence, les rapports Mn_D/Mn_T sont moins constants, variant de 38 à 92 %.

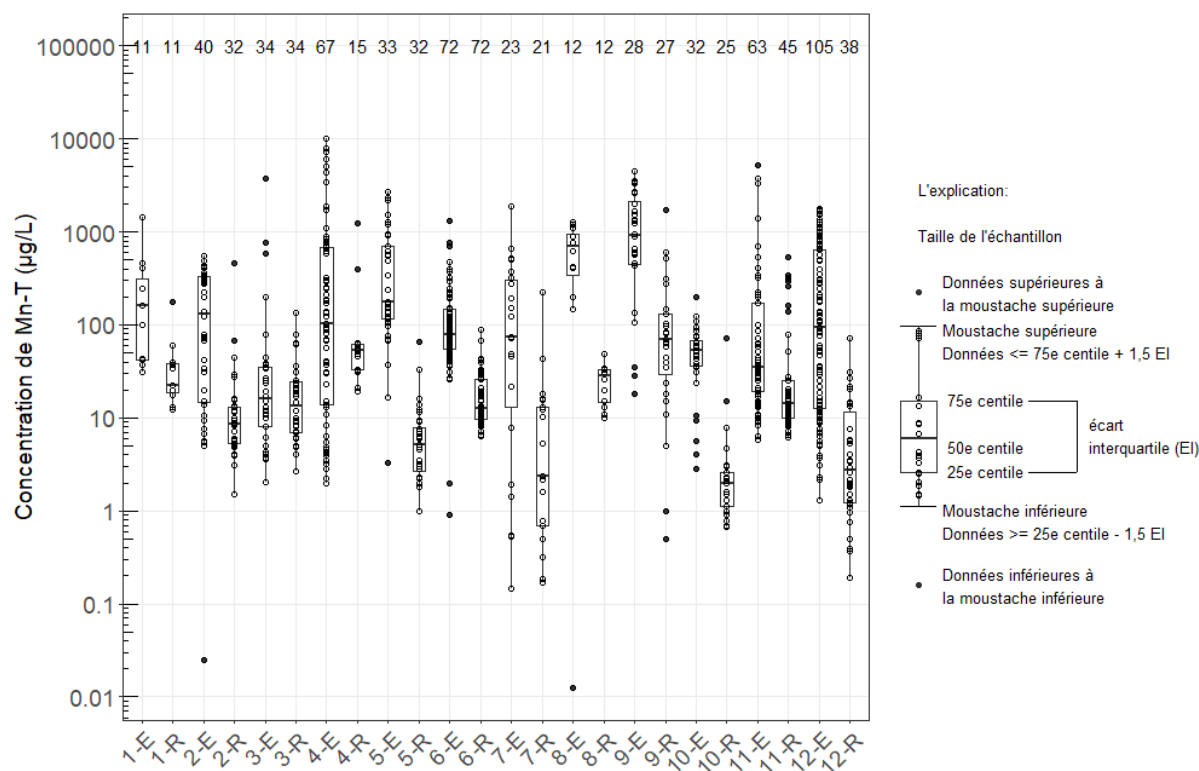


Figure 7-3. Concentrations de manganèse total (Mn_T) dans les eaux de surface des zones de référence (R) et des zones exposées (E), selon les déclarations de 12 installations sélectionnées d'extraction de minerais métalliques soumises au REMMMD, de 2013 à 2020 (EEM, 2021)

[La figure 7-3 montre des diagrammes de quartiles des concentrations mesurées de Mn_T dans les zones exposées et de référence de 12 installations sélectionnées soumises au *Règlement sur les effluents des mines de métaux et des mines de diamants* (REMMMD), de 2013 à 2020 (EEM, 2021). Dans les cas où nous avons des concentrations de Mn_T dans plusieurs zones exposées (E) et zones de référence (R), ces données ont été combinées. Le nombre d'échantillons, les taux de détection ainsi que les valeurs de Mn_T minimales, au premier quartile (Q1), médianes, au troisième quartile (Q3), au 95e centile et maximales sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Inst.	Nombre d'échant.	Taux de détection (%)	Min. (µg Mn _T /L)	Q1 (µg Mn _T /L)	Méd. (µg Mn _T /L)	Q3 (µg Mn _T /L)	95e cent. (µg Mn _T /L)	Max. (µg Mn _T /L)
1-R	11	100	12	19	22	38	120	180
1-E	11	100	31	42	160	320	950	1 400
2-R	32	100	1,5	5,3	8,6	13	55	470
2-E ^{a,b}	40	98	0,025	15	130	330	440	540
3-R ^{a,b}	34	100	2,6	7,0	13	25	69	140

Inst.	Nombre d'échant.	Taux de détection (%)	Min. (µg Mn _T /L)	Q1 (µg Mn _T /L)	Méd. (µg Mn _T /L)	Q3 (µg Mn _T /L)	95e cent. (µg Mn _T /L)	Max. (µg Mn _T /L)
3-E ^{a,b}	34	100	2,0	8	16	35	640	3 700
4-R	15	100	19	33	53	62	650	1 200
4-E ^{a,b}	67	100	2	14	100	690	5 800	10 000
5-R	32	88	1	2,7	5,2	7,9	24	65
5-E	33	100	3,3	120	120	700	2 200	2 700
6-R	72	100	6,3	9,5	13	26	42	88
6-E	72	100	0,9	55	79	150	430	1 300
7-R	21	100	0,17	0,45	0,74	2,2	9,5	18
7-E ^{a,b}	23	100	0,15	15	74	300	640	1 900
8-R	12	100	10	14	28	33	40	48
8-E	12	92	0,012	350	700	950	1 200	1 300
9-R	27	96	0,5	30	69	130	580	1 700
9-E	28	100	18	450	910	2 200	3 500	4 500
10-R	25	100	0,67	1,1	2,0	2,6	14	71
10-E	32	100	2,8	36	54	67	110	200
11-R ^{a,b}	45	100	6,2	10	14	25	320	530
11-E ^{a,b}	63	100	5,8	19	35	170	1 300	5 200
12-R ^{a,b}	38	100	0,19	1,2	2,7	12	27	72
12-E ^{a,b}	105	100	1,3	12	94	650	1 500	1 800

Abréviations : cent. = centile; E = zone exposée; échant. = échantillons; inst. = installation; max. = maximum; méd. = médiane; min. = minimum; Mn_T = concentration de manganèse total; Q1 = premier quartile; Q3 = troisième quartile; R = zone de référence.

^a Données regroupées provenant de plus d'une zone exposée (E) ou de référence (R).

^b Installation ayant plusieurs points de rejet final des effluents.

]

7.2.5 Secteur des systèmes de traitement des eaux usées

Les systèmes de traitement des eaux usées (STEU) peuvent rejeter dans les eaux de surface des effluents contenant du manganèse utilisé à des fins commerciales, industrielles et de consommation. Selon l'INRP, les STEU ont déclaré des rejets annuels moyen de manganèse dans l'eau s'élevant à 64 ± 3 tonnes, de 2015 à 2019 (tableau B-1, annexe B).

Dans le cadre du Programme de monitoring et surveillance de l'environnement du PGPC, des données de surveillance empiriques se rapportant à 37 STEU municipaux au Canada ont été recueillies de février 2009 à octobre 2019 (ECCC, 2020). Des échantillons ont été prélevés dans les affluents et les effluents finaux de chaque STEU; les échantillons composites de 24 heures ont été prélevés pendant 3 jours consécutifs, en été ou en hiver. Au total, 224 échantillons d'affluents bruts et d'effluents finaux ont été utilisés pour doser le manganèse total. Dans tous les échantillons, les

concentrations de manganèse étaient supérieures aux SDM. Les concentrations de Mn_T variaient de 13 à 868 $\mu\text{g/L}$ dans les effluents et de 0,7 à 985 $\mu\text{g/L}$ dans les effluents finaux.

Nous avons calculé des CEE pour les 30 STEU du secteur qui rejettent des effluents dans de l'eau douce (tableau 7-7). Pour ces 30 STEU, les concentrations médianes de manganèse dans les effluents finaux se situaient entre 5,6 et 510 $\mu\text{g/L}$ (tableau 7-7). Pour calculer les CEE, nous avons appliqué un FD de 10 aux concentrations « totales » dans les effluents finaux, puis ajouté la concentration de fond médiane du manganèse total dans l'écozone (selon l'emplacement de l'installation) (tableau C-2, annexe C). Le manganèse a été détecté dans tous les échantillons de ces 30 STEU, les CEE variant de 1,2 à 107 $\mu\text{g/L}$ de manganèse total (tableau 7-7).

Tableau 7-7. Concentrations de manganèse total (Mn_T) estimées dans l'environnement pour le secteur du traitement des eaux usées, d'après les concentrations dans les effluents de 30 STEU au Canada, de 2009 à 2019 (ECCC, 2020)

Installation (type de traitement)	Nombre d'échant.	Concentration médiane dans les effluents ($\mu\text{g } Mn_T/\text{L}$)	CEA ^b médiane ($\mu\text{g } Mn_T/\text{L}$)	Concentration de fond médiane ($\mu\text{g } Mn_T/\text{L}$)	CEE médiane ($\mu\text{g } Mn_T/\text{L}$)
1 (secondaire)	9	63	6,3	7,1	13
2 (avancé)	12	29	2,9	52	55
3 (lagunaire)	5	350	35	25	59
4 (avancé)	9	40	4,0	7,2	11
5 (secondaire)	6	340	34	8,2 ^a	43
6 (lagunaire)	18	120	12	21	33
7 (secondaire)	12	110	11	0,51	12
8 (lagunaire)	6	510	51	8,2 ^a	60
9 (primaire)	9	49	4,9	21	26
10 (secondaire)	6	14	1,4	0,80	2,2
11 (lagunaire)	6	160	16	21	36
12 (secondaire)	6	49	4,9	21	26
13 (secondaire)	6	89	8,9	0,80	9,7
14 (secondaire)	12	68	6,8	0,80	7,6
15 (lagunaire)	12	200	20	52	72
16 (lagunaire)	6	89	8,9	21	30
17 (secondaire)	6	5,6	0,56	0,80	1,4
18 (lagunaire)	9	62	6,2	25	31
19 (primaire)	15	81	8,1	21	29
20 (secondaire)	6	50	5,0	52	57
21 (lagunaire)	6	260	26	12	38
22 (secondaire)	6	15	1,5	21	22
23 (secondaire)	6	16	1,6	21	22

Installation (type de traitement)	Nombre d'échant.	Concentration médiane dans les effluents (µg Mn _T /L)	CEA ^b médiane (µg Mn _T /L)	Concentration de fond médiane (µg Mn _T /L)	CEE médiane (µg Mn _T /L)
24 (secondaire)	6	7,1	0,71	21	21
25 (lagunaire)	3	50	5,0	21	26
26 (lagunaire)	6	4,3	0,43	21	21
27 (secondaire)	6	2,7	0,27	21	21
28 (secondaire)	3	62	6,2	21	27
29 (avancé)	3	60	6,0	7,2	13
30 (secondaire)	3	57	5,7	7,2	13

Abréviations : CEA = concentration estimée en milieu aquatique; CEE = concentration estimée dans l'environnement; échant. = échantillons; Mn_T = concentration de manganèse total.

^a Calcul fondé sur les concentrations totales de manganèse.

^b CEA = concentration estimée en milieu aquatique, déterminée en appliquant un FD de 10 aux concentrations de manganèse médianes mesurées dans les effluents de chaque STEU.

Du manganèse total a été détecté dans tous les échantillons ($n = 198$) de boues ou de biosolides prélevés dans 27 STEU, de 2009 à 2019 (ECCC, 2020). Dans les biosolides traités, les concentrations de manganèse variaient de 6,47 à 4 240 mg/kg. Les biosolides provenant des STEU sont envoyés à des sites d'enfouissement, sont incinérés ou sont épandus sur des terres. L'équation ci-dessous a servi à estimer l'apport de manganèse dans les sols attribuable à l'épandage de biosolides.

$$CEE = \frac{\text{Concentration de Mn}_T \text{ dans les biosolides} \times \text{taux d'épandage} \times \text{nombre d'années}}{\text{profondeur de mélange} \times \text{masse volumique du sol}}$$

Pour simuler un scénario du pire cas d'exposition des organismes vivant dans le sol, nous avons pris en compte un taux d'épandage maximal de 0,83 kg/m² p.s. par année (établi selon la limite réglementaire provinciale la plus élevée en vigueur; Environnement Canada, 2006), une profondeur de mélange de 0,2 m (profondeur de labour; ECHA, 2016) et une masse volumique du sol de 1 200 kg/m³ (Williams, 1991), ainsi que les concentrations de manganèse les plus élevées mesurées dans les biosolides qui n'étaient pas destinés à l'incinération, provenant de chacun des 23 STEU au Canada. Une période de 10 années consécutives a été choisie comme durée d'accumulation (ECHA, 2016). Les concentrations cumulées de manganèse dans le sol à la fin de cette période étaient comprises entre 4 et 29 mg/kg pour les 23 STEU. Les CEE de 2 des STEU étaient élevées : 125 mg/kg et 147 mg/kg. Cependant, le calcul des CEE de ces 2 installations comportait des incertitudes. L'une des installations utilisait du permanganate de potassium pour le traitement des matières solides, ce qui pouvait avoir contribué aux concentrations élevées de manganèse dans les biosolides. La CEE élevée obtenue pour l'autre installation était attribuable à une augmentation importante (d'un facteur de 2 à 3) des concentrations de manganèse dans les biosolides en 2010 et en 2011 (pourrait être due aux procédés de traitement suivis pendant ces années). Ces concentrations étaient cependant inférieures à 47 mg/kg aux autres années visées. Les CEE reposent sur l'hypothèse que le manganèse ne sera

pas lessivé, ne s'écoulera pas et ne sera pas absorbé par les végétaux pour être ensuite enlevé de l'environnement par la récolte. Il s'agit donc d'estimations prudentes, étant donné que le manganèse est un élément essentiel qui sera absorbé par les végétaux et les cultures. De plus, nous ne disposons pas des valeurs de la limite provinciale maximale du taux d'épandage sur les terres pour les provinces où se situaient ces 2 STEU. Par conséquent, les CEE de manganèse pour ces 2 installations ont été établies à 24 et 28 mg/kg, respectivement, après application de la limite réglementaire de l'Ontario de 0,16 kg/m² p.s. par année (Environnement Canada, 2006).

7.2.6 Secteurs liés à l'acier

Dans la présente ébauche d'évaluation, les secteurs liés à l'acier sont les suivants : 1) sidérurgie; 2) fabrication de pièces pour véhicules automobiles; 3) fabrication de machines pour l'agriculture, la construction et l'extraction minière; et 4) fabrication de produits en acier à partir d'acier acheté. À l'échelle mondiale, 90 % du manganèse consommé est utilisé aux fins de la production d'acier (IMnI, 2022). De 2015 à 2019, le secteur de la sidérurgie a déclaré des rejets annuels moyens de manganèse s'élevant à 39 ± 5 tonnes (tableau B-1, annexe B) (INRP, 2022). En moyenne, 89 % de ses rejets annuels se font dans l'atmosphère (35 ± 6 tonnes) et 7,5 % dans l'eau (3 ± 3 tonnes). Des rejets annuels de manganèse supérieurs à 1 tonne dans l'atmosphère, mais très inférieurs à 1 tonne dans l'eau ont été déclarés par les autres secteurs liés à l'acier, soit la fabrication de pièces pour véhicules automobiles ($3 \pm 0,5$ tonnes dans l'atmosphère; $0,0003 \pm 0,00004$ tonne dans l'eau); la fabrication de machines pour l'agriculture, la construction et l'extraction minière ($0,8 \pm 2$ tonnes dans l'atmosphère; aucun rejet dans l'eau déclaré); et la fabrication de produits en acier à partir d'acier acheté ($1 \pm 0,7$ tonne dans l'atmosphère; moins de 0,04 tonne dans l'eau) (INRP, 2022).

De 2016 à 2019, 5 installations du secteur de la sidérurgie ont déclaré des concentrations de manganèse mesurées dans leurs effluents (INRP, 2021). Ces concentrations ont servi à calculer les CEE dans les eaux réceptrices. Celles-ci variaient de 0,1 à 260 µg Mn/L.

De 2016 à 2019 également, une installation du secteur de la fabrication de produits en acier à partir d'acier acheté et une installation du secteur de la fabrication de pièces pour véhicules automobiles ont déclaré des concentrations de manganèse mesurées dans leurs effluents (INRP, 2021). Les CEE calculées étaient comprises entre 18,6 et 27,7 µg Mn/L.

Il existe peu de données sur les concentrations mesurées de manganèse dans les eaux de surface pour les secteurs liés à l'acier. Une installation de bouletage de minerai de fer dont les effluents sont combinés à ceux d'une exploitation minière est soumise au REMMMD (EEM, 2021). Les concentrations de manganèse mesurées dans les zones exposées de cette installation étaient comprises entre 0,9 et 250 µg Mn/L.

Les émissions dans l'air sont la principale voie de rejet des secteurs liés à l'acier (INRP, 2020). Le manganèse est présent dans l'atmosphère sous forme de particules en suspension (US EPA, 1984) et il en est retiré par des dépôts secs ou humides. Ces dépôts enrichissent probablement en manganèse les eaux de surface et les sols près des installations sidérurgiques. Une diminution de près de 50 % des concentrations atmosphériques de manganèse à Montréal au début des années 1990 a été attribuée à la fermeture d'une grande usine de production d'alliages de manganèse située à environ 25 km au sud-ouest de la ville (Boudissa et coll., 2006). En 2003, plus de 10 ans après la fermeture de l'usine, les concentrations de manganèse dans le sol demeuraient extrêmement élevées, tant à la surface (profondeur de 0 à 10 cm) que sous la surface (profondeur de 10 à 25 cm). À la surface, les concentrations moyennes de manganèse s'élevaient à 226 277, à 6 232 et à 3 079 mg/kg aux sites d'échantillonnage situés à 10 m, 50 m et 800 m de l'usine fermée, respectivement. Sous la surface, elles s'élevaient à 283 001, à 3 409 et à 2 986 mg/kg à ces 3 sites, respectivement (Boudissa et coll., 2006). Les sols en surface et sous la surface situés à moins de 10 m de l'usine fermée présentaient des concentrations de manganèse significativement plus élevées (par exemple, d'un facteur 36 à 95) que celles des sites plus éloignés.

7.3 Caractérisation des risques pour l'environnement

L'approche adoptée pour la présente évaluation des risques pour l'environnement consistait à examiner les données d'évaluation et à formuler des conclusions proposées en se fondant sur le poids de la preuve et le principe de précaution. Nous avons recueilli des données pour déterminer le potentiel de nocivité du manganèse et de ses composés pour l'environnement canadien. Les éléments de preuve examinés comprennent ceux qui sont évalués dans la présente ébauche d'évaluation et qui étaient la caractérisation des risques pour l'environnement au Canada. Nous avons également examiné les éléments de preuve secondaires ou indirects fiables à notre disposition, notamment des décisions réglementaires et la classification du danger ou les caractéristiques du devenir déterminées par d'autres organismes de réglementation. Enfin, nous avons tenu compte du potentiel de causer des effets cumulatifs en examinant les expositions cumulées à l'entité manganèse.

7.3.1 Analyse des quotients de risque

Nous avons analysé les quotients de risque (QR) en comparant les diverses estimations de l'exposition (CEE; voir la section *Évaluation de l'exposition de l'environnement*) aux données sur l'écotoxicité (CESE; voir la section *Évaluation des effets sur l'environnement*) pour déterminer s'il y a un potentiel d'effets nocifs pour l'environnement au Canada. Nous avons calculé les CESE en milieu aquatique propres à chaque site en tenant compte des FMT (pH et dureté de l'eau) au moyen des mesures propres à chaque site, lorsque celles-ci étaient disponibles, ou des valeurs médianes pour l'écozone, indiquées dans le tableau C-1 de l'annexe C (voir aussi

Kilgour & Associates Ltd., 2016), lorsqu'elles manquaient. Nous avons déterminé que les tendances centrales (médianes) constituaient des estimations réalistes, des valeurs qui ne sont ni trop prudentes, ni pas assez. Nous avons calculé les QR en divisant la CEE par la CESE pour les milieux environnementaux pertinents et les scénarios d'exposition associés. Un QR supérieur à 1 indique un potentiel de risque pour l'environnement. Nous avons calculé les QR pour le milieu aquatique (eaux douces de surface) pour les secteurs suivants : 1) pâtes et papiers; 2) extraction de minerais métalliques; 3) systèmes de traitement des eaux usées; et 4) secteurs liés à l'acier. Nous en avons aussi calculés pour les données de surveillance des eaux de surface au Canada. Enfin, nous en avons calculé pour les sols, pour les STEU dont des biosolides sont épandus sur des terres agricoles.

Les QR ont été illustrés dans des diagrammes de quartiles qui montrent leur répartition pour une installation donnée. Les bords inférieurs et supérieurs de chaque boîte représentent le 25e et le 75e centiles, ou premier et troisième quartiles (Q1 et Q3), respectivement, tandis que la ligne horizontale dans chaque boîte représente le 50e centile (médiane). La moyenne est représentée par la lettre « x ». L'écart entre le 25e et le 75e centiles est appelé l'écart interquartile (EI) et il se calcule comme la différence entre le troisième et le premier quartiles (c'est-à-dire que $EI = Q3 - Q1$). Les moustaches inférieures et supérieures représentent la donnée la plus faible et la donnée la plus élevée, qui sont respectivement supérieure à $Q1 - 1,5 \times EI$ et inférieure à $Q3 + 1,5 \times EI$. Les données supérieures à ces limites sont indiquées par des cercles ou, lorsque le QR dépasse l'axe des y, dans des encadrés.

Données de surveillance de la qualité des eaux de surface au Canada : Nous avons calculé les QR pour les données de surveillance de la qualité des eaux de surface au Canada à l'aide des CEE calculées à partir des concentrations mesurées de manganèse dissous, extractible ou total (énumérées ici en ordre de préférence) et des CESE obtenues au moyen des valeurs de pH et de dureté de l'eau propres à chaque site (lorsqu'elles étaient disponibles) ou propres à chaque écozone. Les CESE médianes variaient de $6,2 \times 10^{-5}$ à $21,9 \mu\text{g Mn/L}$. La distribution des QR par écozone est présentée dans le tableau 7-8. Les QR obtenus variaient de 0,00001 à 42 dans l'ensemble des écozones. Les QR médians étaient tous bien inférieurs à 1 et se situaient entre 0,005 et 0,11. Cela dit, les écozones peuvent présenter des QR élevés.

Tableau 7-8. Quotients de risques calculés pour la surveillance de la qualité des eaux de surface au Canada, par écozone, de 2011 à 2022

Écozone	Nombre d'échant.	QR min.	QR au 25e centile	QR médian	QR au 75e centile	QR au 95e centile	QR max.
Cordillère arctique	18	0,01800	0,027	0,043	0,063	0,099	0,13
Maritime de l'Atlantique	4 939	0,00001	0,052	0,089	0,163	0,481	32,87
Cordillère boréale	3 167	0,00007	0,006	0,020	0,080	0,922	27,46

Écozone	Nombre d'échant.	QR min.	QR au 25e centile	QR médian	QR au 75e centile	QR au 95e centile	QR max.
Plaines boréales	1 240	0,00031	0,010	0,043	0,177	0,907	5,70
Bouclier boréal	3 565	0,00012	0,024	0,056	0,162	0,606	12,34
Plaines à forêts mixtes	3 130	0,00012	0,040	0,114	0,224	0,553	5,84
Cordillère montagnarde	20 177	0,00003	0,003	0,012	0,050	0,348	42,18
Haut-Arctique	57	0,00008	0,004	0,019	0,039	0,071	0,10
Maritime du Pacifique	9 454	0,00005	0,004	0,016	0,053	0,400	10,41
Prairies	1 290	0,00086	0,007	0,020	0,099	0,718	5,06
Bas-Arctique	81	0,00040	0,003	0,005	0,011	0,022	0,03
Taïga de la Cordillère	99	0,01223	0,061	0,113	0,234	1,621	4,24
Taïga des plaines	748	0,00003	0,003	0,015	0,038	0,136	1,90
Taïga du Bouclier	543	0,00011	0,024	0,036	0,051	0,112	1,69
N.A.	6 124	0,00005	0,017	0,061	0,203	0,968	14,84

Secteur des pâtes et papiers : Pour ce secteur, nous disposons de données propres à chaque site sur le Mn_T ou le Mn_D dans les eaux douces de surface associées à 11 installations, qui provenaient du SEE (EEM, 2021). Nous avons comparé ces valeurs aux CESE en tenant compte des FMT (pH et dureté de l'eau). Les CESE médianes, obtenues à partir des valeurs de pH et de dureté de l'eau propres à chaque site (lorsqu'elles étaient disponibles) ou propres à chaque écozone, se situaient entre 270 et 1 200 µg Mn/L. Les CEE étaient inférieures aux CESE de tous les sites d'échantillonnage (les QR étaient compris entre 0,002 et 0,4). Les concentrations de manganèse dans les effluents étaient disponibles pour 3 autres installations (EEM, 2021). Pour 2 des 3 installations, les QR étaient inférieurs à 0,1. Pour l'autre, nous ne disposons que de 2 concentrations dans les effluents, desquelles nous avons tiré un QR de 9,9 en 2006, qui a diminué à 0,08 en 2015.

De 2016 à 2019, 27 installations ont déclaré à l'INRP des concentrations de manganèse dans leurs effluents (INRP, 2021). Nous avons calculé les CESE à l'aide des valeurs de pH et de dureté de l'eau propres à l'écozone dans laquelle se trouvaient les usines. Les CESE variaient de 260 à 390 µg Mn/L dans l'ensemble des 27 installations. Des dépassements de la CESE ont été relevés pour une installation (QR variant de 1,07 à 1,20). Cette même installation a également recueilli des données

sur le Mn_D dans les eaux réceptrices (la zone exposée) (EEM, 2021). Nous nous en sommes servis pour calculer les QR correspondants, qui variaient de 0,01 à 0,02.

Les QR calculés à partir des données sur la concentration dans les effluents, recueillies par le NCASI (2019) pour 30 usines au Canada, plus précisément de la concentration moyenne de Mn_D dans les effluents, sont présentés dans un diagramme à barres (figure 7-4). Les CESE, comprises entre 200 et 1 400 $\mu g Mn_D/L$, ont été calculées à l'aide des valeurs moyennes du pH et de la dureté de l'eau totale propres à chaque usine (tableau C-3, annexe C). Les QR obtenus à partir des concentrations minimales et maximales sont représentés par les barres d'erreur inférieures et supérieures, respectivement. Le manganèse a été détecté dans les 3 échantillons prélevés de chacune des 30 usines, sauf dans ceux des usines C-3 et C-16, dans lesquels la concentration était inférieure au SDM. Les QR moyens étaient généralement bien inférieurs à 1 (moyenne de $0,16 \pm 0,13$) et variaient de 0,003 à 0,56.

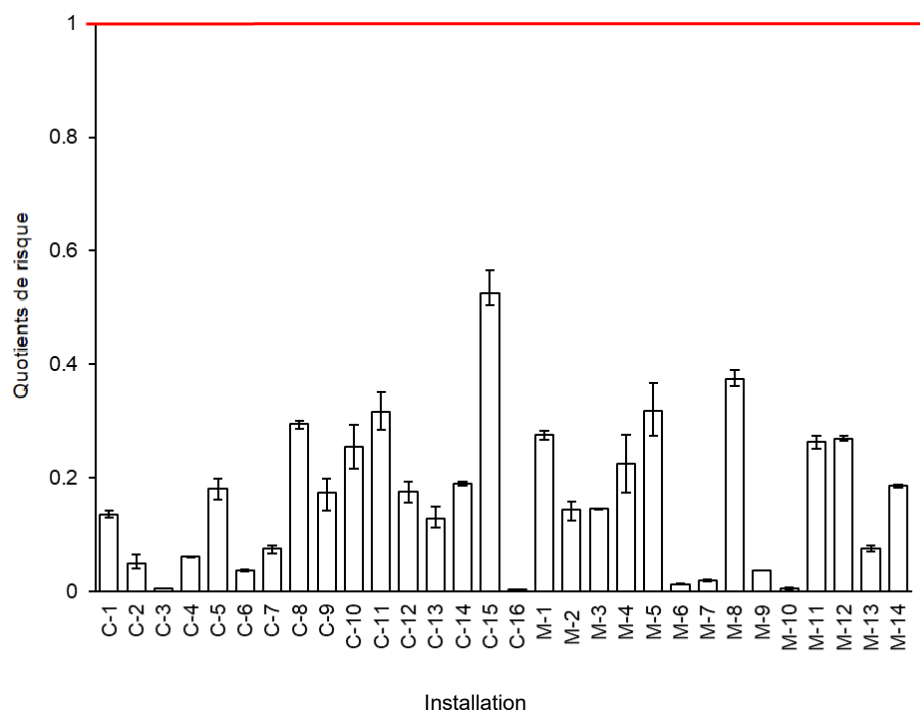


Figure 7-4. Quotients de risque de 30 installations du secteur des pâtes et papiers rejetant du manganèse dans des eaux douces de surface, de 2018 à 2019 (NCASI, 2019)

[La figure 7-4 montre un diagramme à barres des quotients de risque (QR) calculés de 30 usines de pâtes et papiers (16 usines chimiques et 14 usines mécaniques) rejetant du manganèse dans des eaux douces de surface. Les QR ont été calculés à partir des concentrations moyennes de Mn_D dans les effluents, mesurées en 2018 et en 2019 (NCASI, 2019). Les QR minimaux et maximaux sont représentés par les barres

d'erreurs. La ligne horizontale rouge représente un QR de 1. Le nombre d'échantillons, les taux de détection ainsi que les QR minimaux, moyens et maximaux sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Usine	Nombre d'échant.	Taux de détection (%)	QR minimal	QR moyen	QR maximal
C-1	3	100	0,1	0,1	0,1
C-2	3	100	0,04	0,05	0,06
C-3	3	0	0,005	0,005	0,005
C-4	3	100	0,06	0,06	0,06
C-5	3	100	0,2	0,2	0,2
C-6	3	100	0,03	0,04	0,04
C-7	3	100	0,07	0,08	0,08
C-8	3	100	0,3	0,3	0,3
C-9	3	100	0,1	0,2	0,2
C-10	3	100	0,2	0,3	0,3
C-11	3	100	0,3	0,3	0,3
C-12	3	100	0,2	0,2	0,2
C-13	3	100	0,1	0,1	0,1
C-14	3	100	0,2	0,2	0,2
C-15	3	100	0,5	0,5	0,6
C-16	3	0	0,003	0,003	0,003
M-1	3	100	0,3	0,3	0,3
M-2	3	100	0,1	0,1	0,2
M-3	3	100	0,1	0,1	0,1
M-4	2	100	0,2	0,2	0,3
M-5	3	100	0,3	0,3	0,4
M-6	3	100	0,01	0,01	0,01
M-7	3	100	0,02	0,02	0,02
M-8	3	100	0,4	0,4	0,4
M-9	3	100	0,03	0,03	0,03
M-10	3	100	0,004	0,005	0,008
M-11	3	100	0,3	0,3	0,3
M-12	3	100	0,3	0,3	0,3
M-13	3	100	0,07	0,07	0,08
M-14	3	100	0,2	0,2	0,2

Abréviations : C = usine chimique; échant. = échantillons; M = usine mécanique; QR = quotient de risque.

]

Secteur de l'extraction de minerais métalliques : Nous avons caractérisé les risques pour l'environnement du secteur de l'extraction de minerais métalliques à l'aide des données de surveillance de la qualité de l'eau provenant d'échantillons prélevés entre 2013 et 2020, conformément aux dispositions relatives au SEE du REMMMD (EEM,

2021). Nous avons calculé des CEE à partir des concentrations mesurées du manganèse total dans les zones exposées recevant les effluents miniers et dans les zones de référence correspondantes. Nous avons obtenu des QR supérieurs à 1 pour 160 échantillons (3,5 %; 126 échantillons de zones exposées et 34 échantillons de zones de référence). Cependant, nous avons obtenu des QR moyens et des QR au Q3 (75e centile) inférieurs à 1 pour les zones exposées de 111 et de 110 installations, respectivement, sur les 120 installations pour lesquelles nous disposions de données sur la concentration de manganèse dans les eaux réceptrices.

Le manganèse a été détecté dans tous les échantillons des zones exposées et de référence de 10 installations d'extraction de minerais métalliques, sur les 12 examinées avec précisions dans la présente évaluation des risques pour l'environnement. Les taux de détection variaient de 92 à 98 % pour les 2 autres zones exposées, et de 88 à 96 % pour les 2 autres zones de référence (section 7.2.4). Pour chaque échantillon, nous avons calculé la CESE propre au site en tenant compte des valeurs mesurées du pH et de la dureté de l'eau totale, qui sont des FMT (tableau C-4, annexe C). Dans les cas où nous manquions de données sur le pH ou la dureté de l'eau, nous avons remplacé ces valeurs par le pH moyen et la dureté de l'eau médiane calculés pour le site d'échantillonnage examiné à partir de données d'échantillonnage obtenues à d'autres moments, lorsque nous disposions de telles données, ou par le pH moyen et la dureté de l'eau médiane dans l'écozone. Dans les cas où les valeurs du pH ou de la dureté de l'eau étaient en dehors des plages de validité des RCQE, nous avons remplacé ces valeurs par un pH de 5,5 (lorsque le pH était inférieur à 5,5) ou de 9,0 (lorsque le pH était supérieur à 9,0) et une dureté de l'eau de 10 mg/L d'équivalents de CaCO_3 (lorsque la dureté de l'eau était inférieure à 10 mg/L d'équivalents de CaCO_3) ou de 670 mg/L d'équivalents de CaCO_3 (lorsque la dureté de l'eau était supérieure à 670 mg/L d'équivalents de CaCO_3), respectivement, conformément aux recommandations du CCME (2019). À certaines installations, les valeurs des FMT de la zone exposée différaient de celles de la zone de référence, surtout en ce qui concerne la dureté de l'eau. Cette dernière peut être plus élevée dans les zones exposées que dans les zones de référence en raison de l'ajout de chaux, pendant le traitement des effluents, qui vise à précipiter les métaux dissous et à ajuster le pH (Lane and Associates Limited, 1990). Les CESE médianes propres à chaque site obtenues pour les zones exposées, qui variaient de 240 à 1 400 $\mu\text{g/L}$ pour l'ensemble des installations, sont généralement supérieures aux CESE médianes propres à chaque site obtenues pour les zones de référence, qui variaient de 210 à 350 $\mu\text{g/L}$ (tableau C-4, annexe C).

La distribution des QR calculés de 12 installations sélectionnées est présentée à la figure 7-4. Ces QR variaient de 0,0005 à 2,4 pour les zones de référence, et de 0,00002 à 15 pour les zones exposées. Les QR médians calculés pour les zones de référence se situaient entre 0,003 et 0,27, et ceux calculés pour les zones exposées, entre 0,07 et 2,7 (figures 7-5 et 7-6). Plusieurs des moyennes supérieures aux médianes étaient dues aux concentrations très élevées de manganèse (de l'ordre des dizaines de mg/L) mesurées dans quelques échantillons (figures 7-5 et 7-6).

Les QR médians calculés pour les zones exposées respectives des 4 installations associées aux QR médians les plus élevés (installations 5 et 9, et un des multiples points de rejet final [PRF] des installations 11 et 12) étaient de 0,7, 1,3, 0,8 et 2,7 (figures 7-5 et 7-6). Dans le cas de l'installation 5, 27 % des échantillons (9 sur 33; figure 7-4) présentaient des concentrations supérieures aux CESE propres à chaque site, les QR variant de 1,0 à 3,4. Dans la zone exposée, les propriétés chimiques de l'eau, en particulier les valeurs de pH, pourraient avoir partiellement contribué au dépassement des CESE, car le pH était inférieur à 6 dans 7 des 9 cas de dépassement. Dans le cas de l'installation 9, 61 % des échantillons (17 sur 28; figures 7-5 et 7-6) présentaient des concentrations supérieures aux CESE propres à chaque site, les QR variant de 1,2 à 5,9. La dureté de l'eau dans la zone exposée de l'installation était très variable (17 à 721 mg/L d'équivalents de CaCO_3). Tous les dépassements de CESE dans la zone exposée étaient associés à des concentrations de manganèse élevées, comprises entre 886 et 4 500 $\mu\text{g/L}$. Dans la zone exposée, 5 échantillons (18 %) avaient également des concentrations supérieures aux CESE, les QR variant de 1,1 à 2,4 (un sixième échantillon, dont la concentration était supérieure de 3 ordres de grandeur à celle des autres, probablement en raison d'une erreur d'unités, a été exclu de l'analyse). Cependant, en comparant les mesures prises aux mêmes dates de prélèvement des échantillons dans les zones exposées et de référence de l'installation 9, nous avons constaté que la concentration médiane de manganèse était 10 fois plus élevée et les QR 3,8 fois plus élevés dans les zones exposées que dans les zones de référence. Pour les installations 11 et 12, 5 zones exposées et de référence ont été établies. Les données sur les concentrations de manganèse dont nous disposons pour l'installation 11 portaient seulement sur les années 2013 et 2014 (avant l'interruption des activités) et les années 2018 à 2020 (réouverture), et celles dont nous disposons pour l'installation 12 portaient seulement sur les années 2019 et 2020 (après réouverture). Le QR médian pour l'une des zones exposées de l'installation 11 était de 0,82, et 40 % des concentrations mesurées (8 sur 20) étaient supérieures à la CESE correspondante, les QR variant de 1,1 à 15 (11-E, PRF-B dans la figure 7-5). Les 24 mesures de manganèse prises dans l'une des zones exposées de l'installation 12 (12-E, PRF-C dans la figure 7-5) étaient supérieures à la CESE, les QR variant de 1,1 à 5,5 (médiane de 2,7). Des valeurs élevées de dureté de l'eau, comprises entre 765 et 1 400 mg/L d'équivalents de CaCO_3 , ont été mesurées dans cette zone exposée.

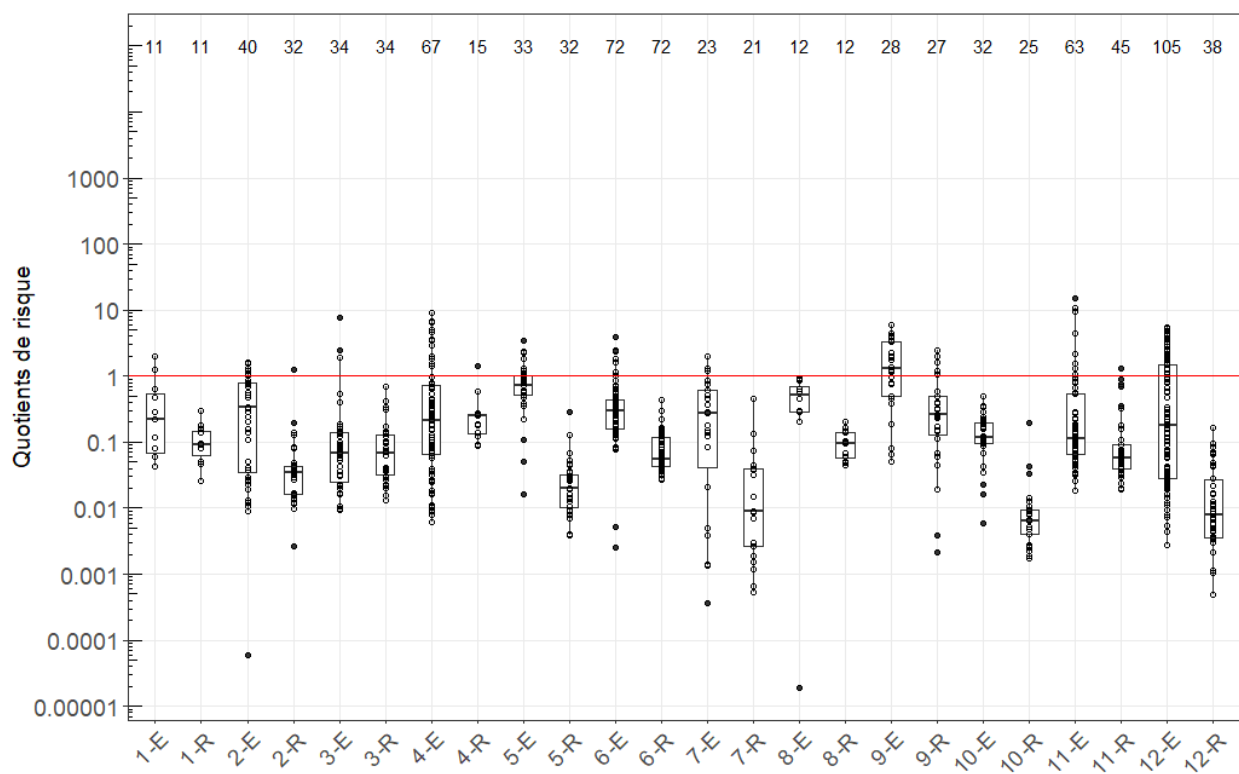


Figure 7-5. Quotients de risque calculés pour les zones de référence (R) et les zones exposées (E) de 12 installations du secteur de l'extraction de minerais métalliques rejetant du manganèse total dans des eaux douces de surface, de 2013 à 2020

[La figure 7-5 montre des diagrammes de quartiles des quotients de risque (QR) calculés à partir du Mn_T mesuré dans les zones exposées et de référence de 12 installations sélectionnées d'extraction de minerais métalliques soumises au REMMMD, de 2013 à 2020 (EEM, 2021). Dans les cas où des données sur les concentrations de Mn_T dans plusieurs zones exposées ou de référence étaient disponibles, ces données ont été combinées. La ligne horizontale rouge représente un QR de 1. Le nombre d'échantillons, les taux de détection, et les valeurs de QR minimales, au premier quartile (Q1), médianes, au troisième quartile (Q3), au 95e centile et maximales sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Inst.	Nombre d'échant.	Taux de détection (%)	QR min.	QR au Q1	QR médian	QR au Q3	QR au 95e centile	QR max.
1-R	11	100	0,03	0,07	0,09	0,15	0,24	0,30
1-E	11	100	0,04	0,07	0,22	0,56	1,6	2,0
2-R	32	100	0,003	0,02	0,03	0,04	0,16	1,2
2-E ^{a,b}	40	98	0,0001	0,04	0,33	0,79	1,3	1,6

Inst.	Nombre d'échant.	Taux de détection (%)	QR min.	QR au Q1	QR médian	QR au Q3	QR au 95e centile	QR max.
3-R ^{a,b}	34	100	0,01	0,03	0,07	0,13	0,36	0,68
3-E ^{a,b}	34	100	0,01	0,02	0,07	0,14	2,1	7,6
4-R	15	100	0,09	0,13	0,25	0,27	0,83	1,4
4-E ^{a,b}	67	100	0,006	0,06	0,22	0,73	5,0	9,2
5-R	32	88	0,004	0,01	0,02	0,03	0,10	0,28
5-E	33	100	0,017	0,51	0,73	1,0	2,4	3,4
6-R	72	100	0,027	0,04	0,06	0,12	0,17	0,44
6-E	72	100	0,003	0,16	0,29	0,44	1,7	3,9
7-R	21	100	0,001	0,001	0,003	0,009	0,04	0,07
7-E ^{a,b}	23	100	0,0004	0,05	0,27	0,62	1,3	2,0
8-R	12	100	0,04	0,06	0,10	0,14	0,18	0,20
8-E	12	92	0,00002	0,29	0,52	0,70	0,91	0,91
9-R	27	96	0,002	0,13	0,27	0,50	1,9	2,4
9-E	28	100	0,051	0,50	1,3	3,3	4,4	5,9
10-R	25	100	0,002	0,004	0,01	0,01	0,04	0,19
10-E	32	100	0,006	0,10	0,12	0,20	0,34	0,50
11-R ^{a,b,c}	45	100	0,019	0,04	0,06	0,09	0,74	1,3
11-E ^{a,b,c}	63	100	0,018	0,07	0,11	0,53	4,2	15
12-R ^{a,b,c}	38	100	0,0005	0,004	0,01	0,03	0,08	0,16
12-E ^{a,b,c}	105	100	0,003	0,03	0,16	1,3	4,2	5,5

Abréviations : E = zone exposée; échant. = échantillons; inst. = installation; max. = maximum; min. = minimum; Q1 = premier quartile; Q3 = troisième quartile; QR = quotient de risque; R = zone de référence.

^a Données regroupées provenant de plus d'une zone exposée (E) ou de référence (R).

^b Installation ayant plusieurs PRF. Une ou plusieurs zones exposées de PRF étaient considérablement enrichies en manganèse, par rapport aux zones de référence de ces PRF. Des renseignements supplémentaires ont donc été fournis pour la caractérisation des PRF.

^c La valeur de la dureté de l'eau dépassait la plage de validité pour le calcul de la CESE du manganèse. Il convient donc d'utiliser prudemment la CESE et le QR calculé qui en résulte.

]

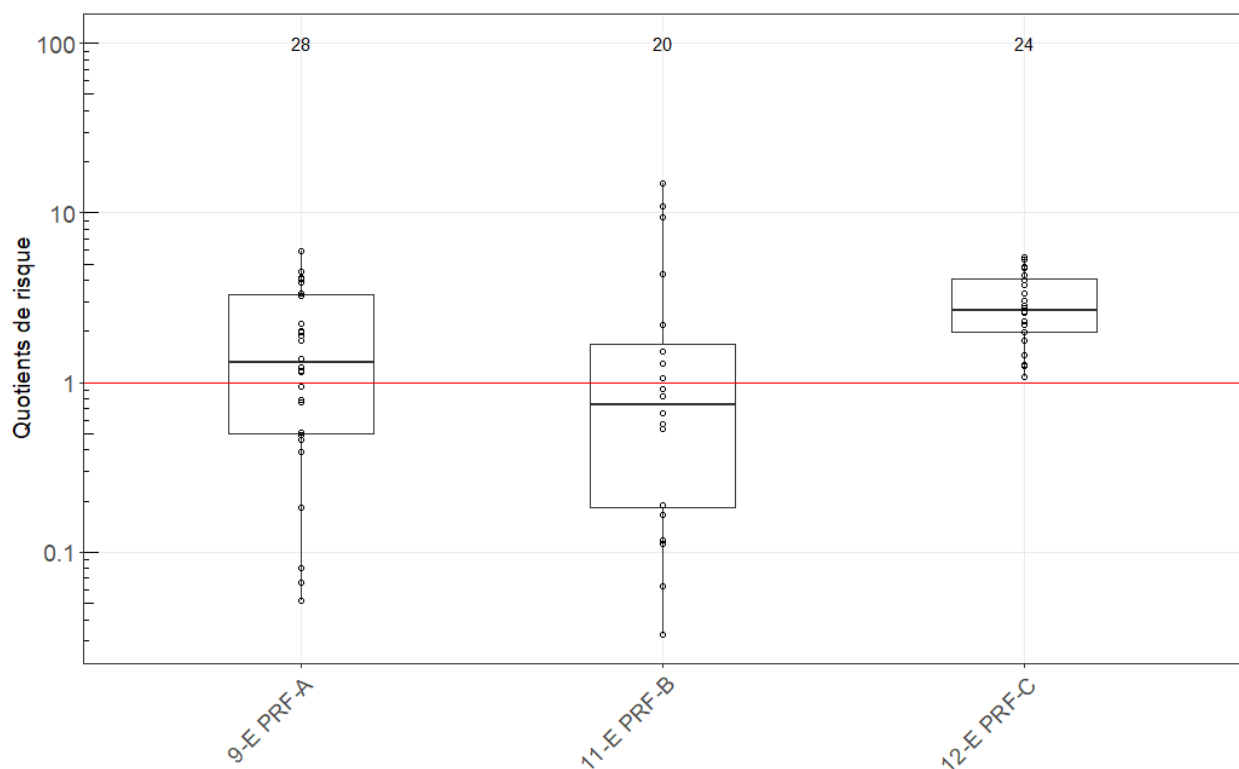


Figure 7-6. Quotients de risque calculés pour 3 points de rejet final (PRF) de 3 installations du secteur de l'extraction de minerais métalliques rejetant du manganèse total dans des eaux douces de surface, de 2013 à 2020

[La figure 7-6 montre des diagrammes de quartiles des quotients de risque (QR) calculés à partir du Mn_T mesuré dans les zones exposées associées à 3 PRF des installations 9, 11 et 12. La ligne horizontale rouge représente un QR de 1. Le nombre d'échantillons, les taux de détection, et les valeurs de QR minimales, au premier quartile (Q1), médianes, au troisième quartile (Q3), au 95e centile et maximales sont présentés dans le tableau ci-dessous.

PRF	Nombre d'échant.	Taux de détection (%)	QR min.	QR au Q1	QR médian	QR au Q3	QR au 95e centile	QR max.
9-E, PRF-A	28	100	0,05	0,5	1,3	3,3	4,4	5,9
11-E, PRF-B	20	100	0,03	0,2	0,8	1,7	11	15
12-E, PRF-C	24	100	1,1	2,0	2,7	4,1	5,4	5,5

Abréviations : E = zone exposée; échant. = échantillons; max. = maximum; min. = minimum; PRF = point de rejet final; Q1 = premier quartile; Q3 = troisième quartile; QR = quotient de risque.

]

Secteur des systèmes de traitement des eaux usées : Nous avons calculé les QR pour les STEU rejetant du manganèse dans l'eau à l'aide des CEE modélisées à partir des concentrations de manganèse total dans les effluents de 30 STEU, ainsi que les CESE pour chaque installation en nous fondant sur les tendances centrales des FMT dégagées pour les écozones ou les Grands Lacs (tableau C-1, annexe C). Les CESE variaient de 260 à 390 µg/L de manganèse total dans l'ensemble des 30 STEU (tableau C-5, annexe C). Les QR étaient bien inférieurs à 1 (variant de 0,003 à 0,266) pour les 30 STEU (figure 7-7).

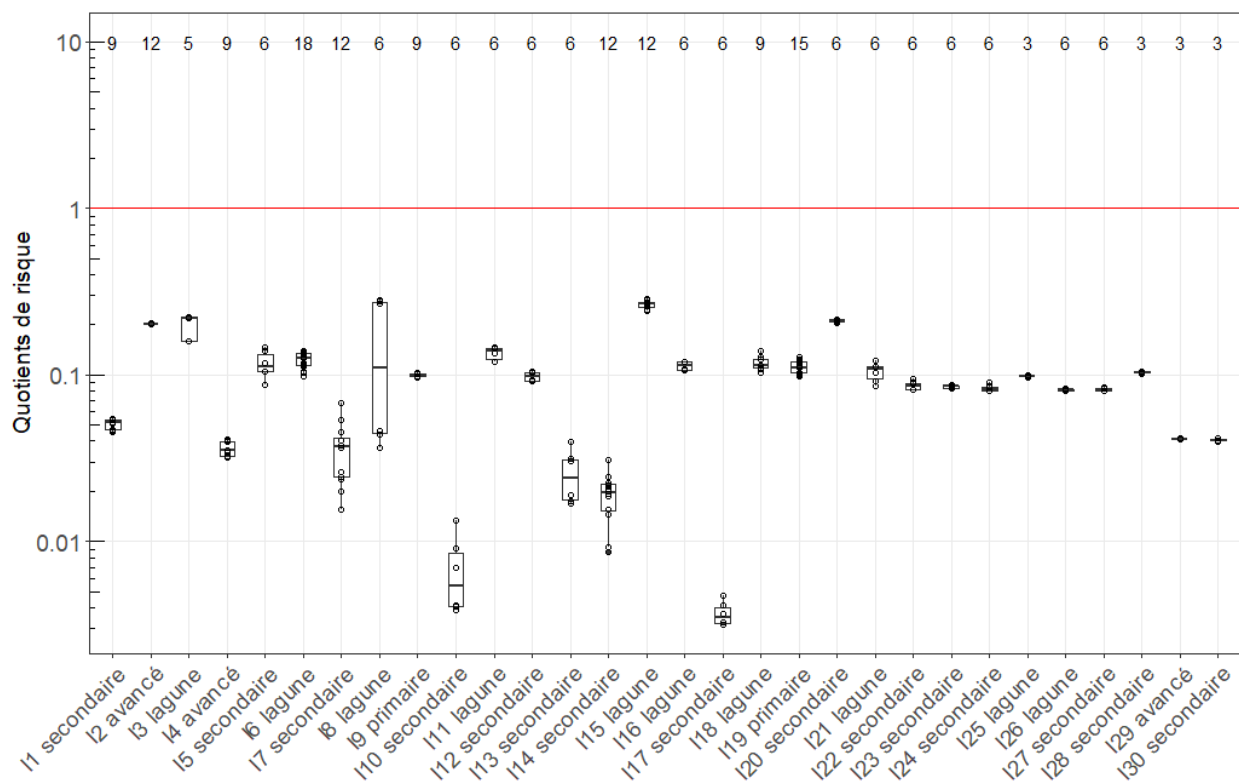


Figure 7-7. Quotients de risque calculés pour 30 installations de traitement des eaux usées rejetant du manganèse dans des eaux douces de surface, de 2009 à 2019 (ECCC, 2020)

[La figure 7-7 montre des diagrammes de quartiles des quotients de risque (QR) pour les eaux réceptrices de 30 installations de STEU sélectionnées, calculés à partir des concentrations de manganèse mesurées dans les effluents. La ligne horizontale rouge représente un QR de 1. Le manganèse a été détecté dans tous les échantillons, et tous les QR sont inférieurs à 1. Le nombre d'échantillons et les valeurs de QR minimales, médianes, au 95e centile et maximales sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Installation (type)	Nombre d'échant.	QR minimal	QR médian	QR au 95e centile	QR maximal
1 (secondaire)	9	0,04	0,05	0,05	0,05
2 (avancé)	12	0,2	0,2	0,2	0,2
3 (lagunaire)	5	0,2	0,2	0,2	0,2
4 (avancé)	9	0,03	0,04	0,04	0,04
5 (secondaire)	6	0,09	0,1	0,1	0,1
6 (lagunaire)	18	0,1	0,1	0,1	0,1
7 (secondaire)	12	0,02	0,04	0,06	0,07
8 (lagunaire)	6	0,04	0,2	0,3	0,3
9 (primaire)	9	0,1	0,1	0,1	0,1
10 (secondaire)	6	0,004	0,006	0,01	0,01
11 (lagunaire)	6	0,1	0,1	0,1	0,1
12 (secondaire)	6	0,09	0,1	0,1	0,1
13 (secondaire)	6	0,02	0,02	0,04	0,04
14 (secondaire)	12	0,009	0,02	0,03	0,03
15 (lagunaire)	12	0,2	0,3	0,3	0,3
16 (lagunaire)	6	0,1	0,1	0,1	0,1
17 (secondaire)	6	0,003	0,003	0,005	0,005
18 (lagunaire)	9	0,1	0,1	0,1	0,1
19 (primaire)	15	0,1	0,1	0,1	0,1
20 (secondaire)	6	0,2	0,2	0,2	0,2
21 (lagunaire)	6	0,08	0,1	0,1	0,1
22 (secondaire)	6	0,08	0,08	0,09	0,1
23 (secondaire)	6	0,08	0,08	0,09	0,09
24 (secondaire)	6	0,08	0,08	0,09	0,09
25 (lagunaire)	3	0,1	0,1	0,1	0,1
26 (lagunaire)	6	0,08	0,08	0,08	0,08
27 (secondaire)	6	0,08	0,08	0,08	0,08
28 (secondaire)	3	0,1	0,1	0,1	0,1
29 (avancé)	3	0,04	0,04	0,04	0,04
30 (secondaire)	3	0,04	0,04	0,04	0,04

Abréviations : échant. = échantillons; QR = quotient de risque.

]

Pour les rejets de manganèse au sol découlant de l'épandage de biosolides, nous avons obtenu les QR en comparant les CEE calculées à partir de la concentration maximale de manganèse total mesurées dans les biosolides traités de 23 STEU au Canada, avec les CESE déterminées pour les organismes vivant dans le sol (section 7.1.6). Les QR se situaient entre 0,1 et 0,6 pour 21 STEU. Nous avons établi les CEE de façon prudente, en tenant compte du taux d'épandage le plus élevé publiquement indiqué au Canada (section 7.2.5). Cependant, en appliquant le taux d'épandage standard le plus faible en Ontario, nous avons constaté une diminution des

QR des 2 installations restantes, qui sont respectivement passés de 2,6 et 3,1 à 0,51 et 0,59.

Secteurs liés à l'acier : Nous avons pris en compte plusieurs secteurs dans notre examen des rejets environnementaux de manganèse provenant des secteurs liés à l'acier. Nous avons obtenu des QR de 0,0002 et de 0,96 à partir des données sur les concentrations dans les effluents se rapportant à 7 installations et des CESE établies à l'aide des FMT propres à chaque écozone. Bien que les concentrations dans le sol aient été supérieures à la CESE, nous n'avons pas calculé de QR pour le manganèse dans le sol découlant des dépôts atmosphériques, en raison de l'incertitude associée aux données limitées disponibles pour ce milieu.

7.3.2 Prise en compte des éléments de preuve

Pour caractériser les risques pour l'environnement associés au manganèse et à ses composés, nous avons pris en compte des renseignements techniques sur divers éléments de preuve (comme indiqué dans les sections concernées du présent document), et les avons pondérés qualitativement. Les principaux éléments de preuve étayant la conclusion de l'évaluation sont présentés dans le tableau 7-9, et une analyse globale du poids de la preuve figure à la section 7.3.3. Le niveau de confiance que l'on accorde à l'élément de preuve se rapporte à l'influence combinée de la qualité et de la variabilité des données, des lacunes dans les données, du lien de cause à effet, de la plausibilité et de toute extrapolation nécessaire. L'utilité d'un élément de preuve se rapporte à l'incidence de ce dernier pour déterminer le potentiel d'effets nocifs pour l'environnement au Canada. Les qualificatifs utilisés pour l'analyse varient de faible à élevé, la pondération attribuée à chaque élément étant de 5 niveaux.

Tableau 7-9. Éléments de preuve pondérés pris en compte afin de déterminer le potentiel d'effets nocifs du manganèse et de ses composés pour l'environnement au Canada

Élément de preuve	Niveau de confiance ^a	Utilité pour l'évaluation des effets sur l'environnement ^b	Pondération attribuée ^c
Devenir et comportement dans l'environnement	Modéré	Modérée	Modérée
Persistance dans l'environnement	Élevé	Modérée	Modérée à élevée
Bioaccumulation dans les organismes aquatiques	Élevé	Modérée	Modérée à élevée
CESE pour les organismes aquatiques, fondées sur des données sur les FMT propres à chaque échantillon	Élevé	Élevée	Élevée

Élément de preuve	Niveau de confiance^a	Utilité pour l'évaluation des effets sur l'environnement^b	Pondération attribuée^c
CESE pour les organismes aquatiques, fondées sur les tendances centrales des données sur les FMT propres à chaque écozone et aux Grands Lacs	Modéré	Élevée	Modérée à élevée
CESE pour les organismes vivant dans le sol	Modéré	Élevée	Modérée à élevée
CEE dans les eaux de surface, fondées sur des données mesurées (secteurs de l'extraction de minerais métalliques et des pâtes et papiers)	Élevé	Élevée	Élevée
CEE dans les eaux de surface, fondées sur des données de modélisation (secteurs des pâtes et papiers, du traitement des eaux usées et liés à l'acier)	Modéré	Élevée	Modérée à élevée
CEE découlant de l'épandage au sol (secteur du traitement des eaux usées)	Faible	Élevée	Modérée
QR pour les eaux douces de surface, fondés sur les CEE mesurées et les CESE obtenues à l'aide de données sur les FMT propres à chaque échantillon (secteurs de l'extraction de minerais métalliques et des pâtes et papiers)	Élevé	Élevée	Élevée
QR pour les eaux douces de surface, fondés sur les CEE modélisées et les CESE obtenues à partir de données sur les FMT propres à chaque écozone et aux Grands Lacs (secteur du traitement des eaux usées)	Modéré	Élevée	Modérée à élevée

Élément de preuve	Niveau de confiance ^a	Utilité pour l'évaluation des effets sur l'environnement ^b	Pondération attribuée ^c
QR pour les sols, découlant de l'épandage au sol (secteur du traitement des eaux usées)	Faible	Modérée	Faible à modérée

Abréviations : CEE = concentration estimée dans l'environnement; CESE = concentration estimée sans effet; FMT = facteur modificateur de la toxicité; QR = quotient de risque.

^a Le niveau de confiance est déterminé en fonction de la qualité des données, de leur variabilité et des lacunes qui s'y trouvent (adéquation des données).

^b L'utilité se rapporte à l'incidence de l'élément de preuve sur l'évaluation des effets sur l'environnement.

^c Une pondération est attribuée à chaque élément de preuve en fonction de la pondération globale fondée sur le niveau de confiance et l'utilité pour l'évaluation.

7.3.3 Pondération et détermination du potentiel d'effets nocifs pour l'environnement au Canada

Une fois dans l'environnement, les substances contenant du manganèse peuvent se dissoudre, se dissocier ou se décomposer de telle sorte qu'elles libèrent des ions manganeux. Le devenir et le comportement du manganèse varient en fonction des propriétés physiques et chimiques du milieu récepteur (par exemple, le pH et les conditions d'oxydoréduction). Les variations des conditions de l'environnement (par exemple, le passage de conditions oxydiques à des conditions anoxiques) peuvent également entraîner la transformation de formes biologiquement non disponibles de manganèse en formes biodisponibles, et vice versa.

Le manganèse est persistant et peut donc s'accumuler dans l'environnement au fil du temps, ce qui cause une exposition à long terme dans les milieux environnementaux. Le manganèse est un élément essentiel qui peut s'accumuler dans certains organismes. Toutefois, il existe peu de données probantes montrant qu'il s'amplifie ainsi dans les écosystèmes.

En milieu aquatique, la biodisponibilité, et donc la toxicité, du manganèse varient en fonction du pH et de la dureté de l'eau. Ces paramètres ont été pris en compte dans le calcul des CESE en eau douce du manganèse à l'aide des RCQE à long terme. Ces RCQE sont exprimées sous forme de concentrations de Mn_D . C'est pourquoi nous avons privilégié les concentrations de Mn_D dans la caractérisation des risques pour l'environnement. Cependant, ces concentrations étaient rarement disponibles en tant que données propres à un secteur. Nous avons donc, généralement, utilisé les concentrations de Mn_T pour calculer les CEE. Cette méthode entraîne une plus grande incertitude, car des formes moins solubles de manganèse peuvent être présentes dans les mesures du Mn_T . Les CEE ainsi calculées sont considérées comme prudentes. Les CESE ont principalement été calculées à l'aide des données sur les FMT propres à chaque site disponibles (par exemple, pour les secteurs des pâtes et papiers et de l'extraction de minerais métalliques). Lorsque ces données n'étaient pas disponibles,

nous avons utilisé les tendances centrales propres à chaque écozone et aux Grands Lacs (par exemple, pour le secteur des STEU et les secteurs liés à l'acier). Les données de toxicité chronique étaient suffisantes pour que nous utilisions une approche fondée sur la DSE aux fins du calcul d'une CESE pour les organismes vivant dans le sol. Toutefois, nous ne disposons pas d'assez de données pour tenir compte des FMT potentiels ayant une incidence sur la biodisponibilité du manganèse, comme le pH et le potentiel d'oxydoréduction.

Nous avons élaboré des scénarios d'exposition pour les secteurs des pâtes et papiers, de l'extraction de minerais métallique et des STEU ainsi que les secteurs liés à l'acier. Nous avons calculé des CEE dans les eaux de surface et les QR connexes à partir des concentrations de manganèse mesurées dans les milieux récepteurs (secteurs de l'extraction de minerais métalliques et des pâtes et papiers), ou obtenu des CEE dans les eaux de surface à partir des concentrations dans les effluents, en supposant que les effluents seraient dilués par un facteur maximal de 10 dans le milieu récepteur (secteur des pâtes et papiers, secteurs liés à l'acier et secteur des STEU). Nous avons estimé les CEE et les QR dans les sols découlant de l'épandage au sol suivant le traitement des eaux usées (secteur des STEU) en simulant un scénario du pire cas d'exposition des organismes vivant dans le sol, qui reposait sur les concentrations de manganèse les plus élevées mesurées dans les biosolides non destinés à l'incinération provenant de chacun des 23 STEU au Canada.

Il existe peu de données probantes montrant que les rejets de manganèse du secteur des pâtes et papiers pourraient contribuer à des effets nocifs pour le milieu aquatique au Canada aux concentrations actuelles. Pour ce secteur, les scénarios d'exposition tenaient compte de 3 sources de données sur l'exposition, soit une étude parrainée par un intervenant (NCASI, 2019) et les concentrations dans les eaux de surface et les effluents déclarées à l'INRP, conformément au REFPP. Les ensembles de données recueillis auprès des fabriques étaient représentatifs des différentes catégories de procédés, des sources de fibres de bois et de plusieurs régions du Canada. De plus, ils comprenaient les concentrations de manganèse total et dissous, ce qui a accru la confiance dans les CEE et les QR calculés pour ce secteur. Nous avons obtenu un QR élevé de 9,9 pour une installation du secteur, lequel avait été calculé à partir d'une seule concentration, mesurée dans les effluents en 2006. Comme ce QR a diminué à 0,08 en 2015, le rejet de manganèse de cette installation pourrait avoir diminué au cours des dernières années.

Des données sur les concentrations de manganèse dans les eaux de surface réceptrices ou les effluents étaient disponibles pour 120 installations d'extraction de minerais métalliques en activité, de 2013 à 2020 (EEM, 2021). Les rejets de manganèse de la plupart de ces installations sont limités, ce qui laisse entrevoir un faible potentiel d'effets nocifs pour l'environnement si l'on suit une approche prudente fondée sur les concentrations de Mn_T (les QR sont indiqués à la section 7.3.1). Cependant, des échantillons présentant des concentrations très élevées de manganèse total ont été prélevés dans 3 installations ou sites (l'installation 9, et l'un des multiples

points de rejet aux installations 11 et 12) (figures 7-5 et 7-6). Les QR médians et au Q3 pour les zones exposées de ces installations ou sites variaient de 0,7 à 2,7 et de 1,7 à 4,1, respectivement, ce qui donne à penser qu'un petit nombre d'installations de ce secteur pourraient être préoccupantes pour l'environnement. Quelques concentrations de manganèse mesurées dans les zones exposées et de référence de l'installation 9 sont élevées, un signe que les concentrations de fond de manganèse auraient également contribué, même si ce n'est que partiellement, aux concentrations mesurées dans la zone exposée. Les QR médians et au Q3 calculés pour les zones exposées de l'installation 5 s'élevaient à 0,7 et à 1,0, respectivement, et montrent donc un certain potentiel de préoccupation pour l'environnement. La plupart des dépassements de CESE dans la zone exposée de l'installation 5 étaient associés à un pH faible (inférieur à 6).

La confiance à l'égard des CEE en milieu aquatique et des QR connexes estimés pour les installations du secteur des STEU était inférieure à celle accordée aux valeurs obtenues pour les secteurs des pâtes et papiers et de l'extraction de minerais métalliques, parce que les valeurs des FMT reposaient sur les tendances centrales propres à chaque écozone et aux Grands Lacs plutôt que sur des mesures. Cependant, le scénario de caractérisation des risques fondé sur les concentrations de Mn_T dans les effluents semble indiquer que le secteur des STEU présente un faible potentiel d'effets nocifs pour l'environnement. Nous avons adopté une approche prudente pour estimer la concentration de manganèse découlant de l'épandage de biosolides au sol (par exemple, nous avons calculé les CEE à l'aide de taux d'épandage le plus élevé au Canada et la concentration la plus élevée mesurée pour chaque STEU, en plus de tenir compte des installations utilisant du $KMnO_4$ dans leur traitement des eaux usées). Les limites réglementaires provinciales en vigueur pour le taux d'épandage des biosolides au sol varient d'une province à l'autre (d'un facteur pouvant aller jusqu'à 5). Ainsi, la détermination des CEE et des QR en fonction de la limite la plus élevée pourrait entraîner une surestimation.

Les QR en milieu aquatique obtenus pour les secteurs liés à l'acier (en fait, surtout le secteur de la sidérurgie) étaient inférieurs à 1. Ceux des autres secteurs liés à l'acier examinés dans le présent rapport, soit les secteurs de la fabrication de pièces pour véhicules automobiles, de la fabrication de machines pour l'agriculture, la construction et l'extraction minière, et de la fabrication de produits en acier à partir d'acier acheté, devraient être plus faibles, étant donné que les rejets dans l'eau de ces secteurs, déclarés à l'INRP, sont inférieurs.

Dans l'ensemble, l'exposition de l'environnement au manganèse et à ses composés n'est pas préoccupante aux niveaux actuels en ce qui concerne le secteur des pâtes et papiers, le secteur des STEU et les secteurs liés à l'acier. En revanche, les concentrations de manganèse dans les effluents d'un petit nombre d'installations du secteur de l'extraction de minerais métalliques sont considérées comme potentiellement préoccupantes pour l'environnement.

7.3.4 Sensibilité de la conclusion aux principales incertitudes

La présente ébauche d'évaluation porte sur l'entité manganèse ainsi que sur toutes les substances qui ont le potentiel de se dissoudre, de se dissocier ou de se décomposer en libérant du manganèse par diverses voies de transformation et qui pourraient contribuer à l'exposition combinée des organismes vivants au manganèse. Cette approche est prudente et réduit l'incertitude entourant le devenir et le comportement dans l'environnement des substances contenant du manganèse rejetées dans un milieu environnemental dans lequel les conditions sont dynamiques. Des renseignements supplémentaires sur le devenir et le comportement dans l'environnement, ainsi que sur la persistance et le potentiel de bioaccumulation du manganèse auraient peu d'incidence sur la conclusion proposée.

Dans la présente ébauche d'évaluation, les CESE chroniques de manganèse n'ont été déterminées que pour les eaux douces et les sols. Les RCQE à long terme ont été choisies comme CESE chroniques en eau douce. Cette approche est jugée solide, car elle repose sur des données récentes de toxicité chronique et tient compte des FMT. Les RCQE à long terme sont principalement basées sur des études de la toxicité en laboratoire menées sur des sels de manganèse très solubles, qui se dissocient rapidement et libèrent l'ion Mn^{2+} libre, lequel constitue la forme la plus biodisponible et la plus toxique de manganèse. Cependant, dans le calcul des CESE en eau douce propres à chaque site, nous avons pris en compte les FMT (dureté de l'eau et pH) pour représenter des conditions environnementales réalistes. Des données supplémentaires sur la toxicité auraient peu d'incidence sur la conclusion proposée. Comme il n'y avait pas toujours de FMT mesurés, nous avons dû les estimer. Il y a peu d'incertitude à l'égard des CESE calculées à l'aide des valeurs de FMT propres à chaque site, mais un certain degré d'incertitude entoure les CESE obtenues à partir de valeurs propres à chaque écozone, car on ne sait pas dans quelle mesure ces estimations sont représentatives des conditions de chaque site. Nous avons décidé de travailler avec les moyennes géométriques et les médianes ou les moyennes, car ces valeurs statistiques ne représentent pas de valeurs extrêmes et constituent ainsi des valeurs réalistes des FMT, qui sont peu susceptibles d'entraîner une sous-estimation ou une surestimation systématiques du potentiel d'effets nocifs pour l'environnement. Dans les cas où des valeurs propres à chaque écozone ont été employées, le faible potentiel de préoccupation pour l'environnement a été corroboré par d'autres ensembles de données montrant des CESE propres à chaque site (secteur des pâtes et papiers) et par des QR généralement faibles (secteur des STEU). En ce qui concerne le secteur de l'extraction de minerais métalliques, les données de FMT propres à chaque site dont nous disposons ont réduit l'incertitude entourant les CESE.

Il existe une certaine incertitude entourant la CESE à long terme du manganèse présent dans le sol dans des conditions environnementales variables (par exemple, un pH faible), qui pourrait cependant être réduite si nous disposions de données suffisantes pour tenir compte des FMT dans le calcul des CESE dans le sol. Cela dit, cette incertitude a peu d'incidence sur la conclusion proposée. Les effets du manganèse sur

les stades aquatiques de certains organismes vivant dans les sédiments sont pris en compte dans le calcul des CESE en eau douce, mais il n'y avait pas assez de données pour calculer une CESE distincte dans les sédiments. Les effets du manganèse sur les organismes marins ne sont pas bien caractérisés. Il est nécessaire d'obtenir des données plus précises sur l'écotoxicité chez les organismes marins pour que nous puissions évaluer le risque qu'il pourrait y avoir pour le milieu marin. Bien que des données supplémentaires concernant les effets sur l'environnement causés par le manganèse dans le sol, les sédiments et les milieux marins seraient utiles, ces données auraient une incidence limitée sur les estimations des risques des scénarios d'exposition décrits dans la présente ébauche d'évaluation.

Les scénarios d'exposition élaborés pour les secteurs des pâtes et papiers, de l'extraction de minerais métalliques et des STEU présentent certaines incertitudes. Certains ensembles de données sur les concentrations mesurées dans l'environnement comprenaient des résultats de non-détection qui ont été remplacés par une valeur correspondant à la moitié du SDM indiqué. Cela dit, lorsque les taux de détection sont élevés (> 85 %), comme c'est le cas pour la majorité des mesures présentées, le choix de la méthode de remplacement (par exemple, zéro ou la moitié du SDM) n'a en général pas d'importance (US EPA, 2006). Ainsi, il est peu probable que les résultats de non-détection aient une incidence sur la conclusion de l'évaluation des risques pour l'environnement. Les zones exposées et de référence peuvent être situées en aval et en amont, respectivement, d'un même plan d'eau ou se trouver dans différents plans d'eau (c'est-à-dire qu'on ne peut pas toujours établir un appariement « amont-aval »). Dans certains cas, la concentration de manganèse dans la zone de référence pourrait être influencée par des facteurs naturels ou anthropiques qui donnent lieu à des valeurs plus élevées que celles de la zone exposée correspondante. Bien que ce facteur de confusion ait pu être observé pour quelques installations, il n'influe pas sur la conclusion proposée, car les dispositions relatives au SEE reposent sur l'absence d'effet observé aux zones de référence.

Plusieurs QR calculés pour le secteur des pâtes et papiers étaient supérieurs à 1. Dans chaque cas, une amélioration du scénario d'exposition entraînait un QR inférieur à 1. Par exemple, des QR inférieurs à 1 ont été obtenus lorsque des années de données supplémentaires ont été prises en compte (ensemble de données de l'INRP) ou lorsque des CEE fondées sur des mesures ont été prises en compte avec les données sur les effluents (ensemble de données de SEE). Il existe une certaine incertitude en ce qui concerne les rejets de manganèse qu'il pourrait y avoir pendant les activités atypiques des fabriques, ainsi que dans les cas où nous n'avons aucune donnée sur les FMT propres à chaque site à notre disposition. Cependant, comme les 3 ensembles de données présentaient une cohérence générale entre eux et qu'ils représentaient une diversité de fabriques au Canada, cela a réduit l'incertitude associée à chaque ensemble de données distinct.

L'analyse de l'exposition dans le secteur de l'extraction de minerais métalliques a tenu compte de mesures du Mn_T dans les eaux de surface recevant des effluents de mines

de métaux. Bien que les CEE (et les CESE) reposant sur le Mn_T soient des valeurs prudentes, les données limitées disponibles des mesures appariées du Mn_T et du Mn_D dans la zone exposée d'une installation (installation 9) étaient comparables, ce qui semble indiquer que les mesures de Mn_T peuvent fournir des estimations raisonnables du pire scénario d'exposition associé au secteur de l'extraction de minerais métalliques. Environ 25 % ou plus des mesures prises dans les zones exposées étaient supérieures aux CESE propres à chaque site, calculées pour 4 installations ou PRF. Dans les eaux réceptrices des effluents, la dureté de l'eau et, plus particulièrement, les variations du pH, pourraient avoir influé sur ces CESE. Ces dépassements des CESE sont observés de manière irrégulière (par exemple, il en survient de 0 à 2 dans les échantillons trimestriels), et ils pourraient principalement découler de la variation des FMT dans les mesures (par exemple, à l'installation 2 et, un peu moins nettement, à l'installation 5). Des concentrations élevées de manganèse ont été constatées dans plus de 50 % des échantillons prélevés sur une période de 2 à 3 ans à l'installation 9 et dans un échantillon de chacune des zones exposées des installations 11 et 12, ce qui indique que le manganèse dans les zones exposées pourrait être préoccupant. Les valeurs élevées de la dureté de l'eau dans les zones exposées des installations 11 et 12, qui dépassent les plages de validité des RCQE, pourraient donner lieu à des estimations prudentes en ce qui concerne les poissons et les invertébrés. Toutefois, les effets protecteurs de la dureté de l'eau pour les algues et les plantes aquatiques sont moins certains. Des données supplémentaires sur les concentrations de manganèse dissous à ces installations seraient utiles, car elles pourraient fournir des éléments de preuves supplémentaires permettant d'améliorer les scénarios d'exposition élaborés pour le secteur.

L'analyse de l'exposition, réalisée pour le secteur des STEU, reposait sur des sous-ensembles relativement petits des nombreuses installations de STEU au Canada. Ces sous-ensembles sont néanmoins jugés représentatifs, car ils comprenaient divers types de traitement appliqués dans des municipalités de tailles diverses situées un peu partout au Canada. Une incertitude relativement élevée est associée au scénario du pire cas d'exposition et à la caractérisation des risques liés aux rejets de manganèse dans les sols par épandage de biosolides. Cela dit, l'approche est prudente et a peu d'incidence sur la conclusion proposée.

L'analyse de l'exposition associée aux secteurs liés à l'acier tenait compte de CEE de manganèse calculées à partir des concentrations dans les effluents. La contribution que pourraient avoir les rejets de manganèse dans l'atmosphère aux concentrations mesurées dans l'eau n'a pas pu être abordée de manière quantitative, en raison du manque de mesures de la concentration dans les eaux de surface, ces mesures insuffisantes pouvant entraîner une sous-estimation des risques qui pourraient être associés à ces secteurs. Les concentrations élevées de manganèse mesurées dans le sol près d'une installation fermée de fabrication d'alliages de manganèse à Montréal (Boudissa et coll., 2006) semblent indiquer que les dépôts de particules situés à proximité de telles installations pourraient y contribuer. Comme les données relatives à

la présence dans le sol sont généralement limitées, une incertitude importante entoure l'analyse pour les secteurs liés à l'acier.

8. Potentiel d'effets nocifs pour la santé humaine

8.1 Évaluation des effets sur la santé

Plusieurs organisations nationales et internationales ont examiné les effets sur la santé de l'exposition au manganèse (IOM, 2001; US EPA, 2002, 2004; NHMRC, 2011; OMS, 2011, 2021; ATSDR, 2012). Le manganèse a été étudié par le Bureau de la qualité de l'eau et de l'air de Santé Canada (BQEA; Santé Canada, 2010a, 2019a), la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance (DPSNSO; Santé Canada, 2018a), la Direction des aliments et de la nutrition (DAN; Santé Canada [modifié en 2006], 2016) et le programme d'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada (Santé Canada, 2010b). Ces évaluations ont servi à étayer l'évaluation des effets du manganèse et de ses composés sur la santé.

Pour faciliter la comparaison des différentes sources de manganèse, toutes les concentrations et doses mentionnées dans la présente section sur l'évaluation des effets sur la santé ont été modifiées pour être exprimées en équivalents de manganèse sous forme élémentaire.

8.1.1 Caractère essentiel

Le manganèse est un élément essentiel nécessaire à la métabolisation normale des acides aminés, des lipides, des protéines et des glucides. Il sert également de cofacteur essentiel pour diverses enzymes, dont l'arginase, la glutamine synthétase, la phosphoenolpyruvate décarboxylase et la superoxyde dismutase contenant du manganèse (IOM, 2001; Santé Canada 2012, 2019a;). Les enzymes contenant du manganèse jouent plusieurs rôles dans le développement, la digestion, la reproduction, la défense à l'aide d'antioxydants, la production d'énergie, la réponse immunitaire et la régulation des activités neuronales (Chen et coll., 2018).

En général, les besoins en manganèse sont satisfaits par l'alimentation. La carence en manganèse est rare et les symptômes ne sont pas bien définis (Dupont et Tanaka, 1985, cités dans Santé Canada, 2019a; IOM, 2001). Des anomalies cutanées, une croissance lente des ongles, une diminution de la densité osseuse, une dépigmentation des cheveux et une hypocholestérolémie (cholestérol anormalement faible) ont été observées chez des personnes dont l'alimentation contient peu de manganèse (Santé Canada, 2019a). L'estimation des besoins moyens (EBM) n'a pas été établie en raison d'un manque de données. Cependant, l'apport suffisant, qui est l'apport moyen de nutriments par jour recommandé pour assurer une nutrition suffisante lorsque les données probantes ne suffisent pas à établir une EBM, a été calculé pour les personnes de 1 an et plus à l'aide des données sur l'apport médian de manganèse,

tirées de l'étude sur l'alimentation totale de la Food and Drug Administration des États-Unis (IOM, 2001). Dans le cas des nourrissons, la valeur de l'apport suffisant était fondée sur les données tirées des publications scientifiques sur la consommation moyenne de lait maternel (de 0 à 6 mois) et d'aliments (de 7 à 12 mois; Gibson et De Wolfe, 1980). Les valeurs de l'apport suffisant varient de 0,003 mg/j pour les nourrissons de 0 à 6 mois à 2,6 mg/j pour les femmes adultes allaitantes (IOM, 2001; Santé Canada [modifié, 2006]). Au Canada, l'apport moyen de manganèse pour tous les groupes d'âge atteint ou dépasse l'apport suffisant, ce qui indique une faible fréquence d'apport insuffisant dans la population canadienne.

Comme le manganèse est un nutriment essentiel pour la santé humaine, la présente évaluation des effets sur la santé porte principalement sur les effets nocifs pour la santé découlant d'une exposition trop élevée au manganèse dans la population générale.

8.1.2 Toxicocinétique

L'absorption du manganèse après la prise par voie orale est influencée par sa biodisponibilité dans le tube digestif, sa forme chimique, la quantité ingérée, le bilan en fer, le sexe et l'âge (Santé Canada, 2019a). Chez les adultes, de 3 à 5 % du manganèse ingéré est généralement absorbé par le tube digestif, et le taux d'absorption est généralement plus élevé chez les femmes que chez les hommes (Finley et coll., 1994). Cependant, on a constaté un degré élevé de variabilité interindividuelle et intraindividuelle. On a fait état d'une absorption accrue (jusqu'à 40 % du manganèse ingéré) chez les nouveau-nés (Neal et Guilarte, 2013). En ce qui concerne la biodisponibilité dans le tube digestif du manganèse provenant des aliments, on a montré que l'absorption était influencée par la présence d'autres minéraux traces (fer, calcium, zinc, etc.) et de constituants des aliments (cellulose, pectine, phytate, acide ascorbique, etc.) (Aschner et coll., 2005). L'ensemble du régime alimentaire, plutôt que le milieu d'exposition, semble être un facteur déterminant plus important de l'absorption du manganèse par le tube digestif (US EPA, 2002). Dans la plupart des conditions, la biodisponibilité du manganèse ingéré provenant des aliments ou de l'eau potable est similaire, mais, chez les personnes à jeun, il se peut que la biodisponibilité relative du manganèse provenant de l'eau augmente jusqu'à environ 2 fois celle du manganèse provenant des aliments (Ruoff, 1995, cité dans US EPA, 2002). Du tube digestif, le manganèse passe dans la circulation porte par diffusion passive ou transport actif à l'aide d'un transporteur des métaux divalents n° 1 (Harischandra et coll., 2019).

L'absorption dans les voies respiratoires n'est probablement pas régulée par homéostasie, mais varie plutôt en fonction de la taille des particules, du dépôt et de la solubilité de la substance chimique (ATSDR, 2012). Par ailleurs, le manganèse inhalé ne passe pas dans le foie ou la vésicule biliaire où il pourrait être excrété, mais il est transporté directement vers le cerveau par l'appareil olfactif et le système cardiovasculaire (Aschner et coll., 2005; Crossgrove et Yokel, 2005; Bock et coll., 2008; cité dans Santé Canada, 2019a).

Nous disposons de peu de données sur l'absorption cutanée du manganèse. Il existe en revanche une étude sur l'absorption cutanée *in vitro*, menée conformément aux bonnes pratiques de laboratoire (certifiée) et aux lignes directrices pour les essais de produits chimiques de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), que nous pouvions examiner (IMnI, 2010; dossier REACH [modifié, 2020]). L'étude a été menée sur 24 heures avec des échantillons de peau humaine préalablement congelés provenant de 4 donneurs, placés dans des chambres à diffusion continue. 2 expériences ont été réalisées avec 6 répétitions chacune, pour un total de 12 répétitions. On a appliqué du dichlorure de manganèse ($MnCl_2$) à raison de 5 mg/cm^2 et on l'a laissé sur la peau pendant 24 heures, puis on a rincé avec une solution saline tamponnée au phosphate. Les auteurs de l'étude ont éliminé 4 des 12 répétitions, car leur taux de récupération était faible (moins de 85 %) ou leur valeur était considérée comme aberrante. Ces auteurs ont fait état d'une absorption cutanée moyenne de 1,82 % pour 8 répétitions, et cette absorption a été calculée en fonction du manganèse récupéré dans la fraction biodisponible (liquide du milieu récepteur + épiderme + derme) sur 24 heures (IMnI, 2010). Santé Canada n'a considéré comme aberrante aucune valeur obtenue des répétitions. Le taux de récupération moyen des 12 répétitions était de 80,7 %. À l'aide des 12 répétitions, Santé Canada a calculé une absorption cutanée moyenne de 8,3 % sur 24 heures.

Une fois absorbé, le manganèse est distribué dans tout l'organisme par la circulation générale. La demi-vie d'élimination dans le plasma était de 4,56 heures chez les rats mâles auxquels on avait administré du chlorure de manganèse par gavage (voie orale) (Zheng et coll., 2000). Les concentrations les plus élevées de manganèse ont été mesurées dans le foie, les reins et certaines régions du cerveau, dont le bulbe olfactif, et les concentrations les plus faibles dans les os, les muscles et la graisse (Aschner et coll., 2005; Merian et coll., 2004, cité dans Santé Canada, 2019a). Les tissus riches en mitochondries et en pigments, comme la rétine, la peau foncée et les cheveux, présentent généralement des concentrations élevées de manganèse (Dorman et coll., 2006 a). Malgré la faible concentration, l'os constitue néanmoins la plus grande réserve de manganèse (25 à 40 % de la charge corporelle totale) en raison de sa masse (Aschner et coll., 2005; Roth, 2006, cité dans Santé Canada, 2019a). Chez les rongeurs, environ 8 % du manganèse ingéré parvient au cerveau en développement au début de la période néonatale (Aschner et Aschner, 2005). Dans le cerveau humain, le manganèse s'accumule principalement dans la région des noyaux gris centraux (Santé Canada, 2010a). La substance peut aussi facilement franchir la barrière placentaire pendant la grossesse (Kostial et coll., 2005) et les concentrations de manganèse chez la mère sont en hausse pendant la grossesse pour répondre aux besoins en manganèse du fœtus (Arbuckle et coll., 2016).

Le manganèse élémentaire n'est pas métabolisé. C'est pourquoi il est absorbé et excrété tel quel (Santé Canada, 2019a). Le manganèse est principalement éliminé du sang par le foie, plus précisément par une excrétion biliaire dans l'intestin (Miller et coll., 1967, cité dans Santé Canada, 2019a). On estime qu'environ 33 % de la charge en manganèse dans le sang est éliminée à chaque passage dans le foie (Thompson et

Klaassen, 1982). L'élimination fécale est la principale voie d'excrétion du manganèse non absorbé et excrété par la voie biliaire (c'est-à-dire absorbé) (Dorman et coll., 2006 a). L'excrétion urinaire du manganèse est généralement faible. On estime que la demi-vie de rétention dans l'organisme entier se situe entre 13 et 37 jours chez les humains qui ont ingéré du manganèse radioactif trace sous forme de chlorure de manganèse (Mena et coll., 1969; Sandstrom et coll., 1986; Davidsson et coll., 1989a; cité dans Santé Canada, 2019a). La demi-vie estimative du manganèse dans le cerveau était de 51 à 74 jours chez le rat et de 53 jours chez l'humain et le macaque (Cotzias et coll., 1968; Newland et coll., 1987; Takeda et coll., 1995; cité dans Santé Canada, 2019a). Chez le macaque, la demi-vie dans le cerveau était beaucoup plus longue (223 à 267 jours) après une seule exposition au chlorure de manganèse par voie intratrachéale qu'après une exposition découlant d'une administration sous-cutanée (54 jours) (Newland et coll., 1987).

L'élimination des particules atteignant les voies respiratoires se fait notamment par absorption (dissolution) et non-absorption (transport de particules intactes), et varie généralement en fonction du lieu de dépôt ainsi que de la taille, de la solubilité et, peut-être, de la masse des particules (US EPA, 2004; cité dans Santé Canada, 2019a). Les principaux mécanismes de régulation homéostatique du manganèse dans le sang après ingestion sont la régulation de l'absorption par le tube digestif et l'excrétion hépatobiliaire (Santé Canada, 2010a, 2019a; ATSDR, 2012). Chez la mère, le manganèse est aussi excrété dans le lait maternel, et la concentration de manganèse est généralement la plus élevée dans le colostrum. Cette concentration diminue ensuite au cours des premiers jours ou des premières semaines, après quoi elle demeure relativement stable (Mitchell et coll., 2020). Les nourrissons ont une capacité réduite d'excrétion biliaire comparativement aux adultes. Par conséquent, il se peut que l'exposition à ce stade du développement entraîne une hausse du transport du manganèse vers le cerveau et d'autres tissus (Dorman et coll., 2006 a; Santé Canada, 2010 a). Des études réalisées sur des animaux ont montré que vers le 17^e ou 18^e jour postnatal (JPN; l'absorption et la rétention du manganèse chez les nouveau-nés reviennent aux valeurs des animaux plus âgés, même si ces valeurs sont plus élevées à la naissance (Miller et coll., 1975; Kostial et coll., 1978; Lonnerdal et coll., 1987; Rehnberg et coll., 1981; cité dans ATSDR, 2012). De même, il est probable que les personnes ayant un dysfonctionnement hépatique accumulent le manganèse à des concentrations élevées dans l'organisme, malgré une faible exposition quotidienne (Taylor et coll., 2020).

On a souvent cherché à savoir si le manganèse dans le sang (sang entier, plasma et sérum) et le manganèse dans l'urine pouvaient agir comme biomarqueurs et permettre de quantifier l'exposition externe au manganèse (Dorman et coll., 2006 a; Santé Canada 2010a, 2019a; ATSDR, 2012). En raison de la régulation homéostatique du manganèse, le manganèse sanguin n'est pas considéré comme un biomarqueur sensible de l'exposition lorsqu'on interprète les données de biosurveillance recueillies auprès de la population (Ge et coll., 2018). En général, l'excrétion du manganèse dans l'urine ne dépend pas de l'exposition externe au manganèse (Davis et Greger, 1992;

Andersen, 1999; Vitarella et coll., 2000; comme il a été observé dans Santé Canada, 2010a), probablement en raison de la très faible fraction de manganèse excrétée.

Plusieurs modèles pharmacocinétiques physiologiques du manganèse ont été mis au point chez le rat (Teeguarden et coll., 2007a; 2007b; 2007c; Na et coll., 2008; Nong et coll., 2008, 2009; Yoon et coll., 2009a, 2009b; Song et coll., 2018), le singe (Nong et coll., 2009; Schroeter et coll., 2011, 2012) et l'humain (Schroeter et coll., 2011; Yoon et coll., 2011, 2019; Gentry et coll., 2017; Ramoju et coll., 2017; Song et coll., 2018). Pour une synthèse des modèles publiés entre 2007 et 2012, veuillez consulter Santé Canada (2019a), et pour un aperçu, Taylor et coll. (2012). Des modèles récemment publiés ont été mis au point chez l'humain et sont issus de données démographiques précises, obtenues par exemple chez des travailleurs, des nourrissons et des adultes (Gentry et coll., 2017; Ramoju et coll., 2017; Song et coll., 2018; Yoon et coll., 2019). Toutefois, en raison de leurs limites, les modèles s'appliquaient peu à la présente ébauche d'évaluation.

8.1.3 Effets sur la santé causés par l'exposition par la voie orale

Nous avons utilisé des évaluations réalisées par Santé Canada et d'autres organisations internationales pour éclairer la section sur les effets sur la santé découlant d'une exposition par voie orale. De plus, une recherche de la documentation scientifique a été menée de mai 2018 à janvier 2022 pour recenser d'autres études pertinentes et de bonne qualité et en tenir compte dans l'évaluation de la toxicité par voie orale.

Pour cette évaluation des effets sur la santé, conformément à Santé Canada (2019a), le paramètre critique déterminé pour la caractérisation du risque associé à l'exposition au manganèse par voie orale est la dose minimale entraînant un effet nocif observé (DMENO) de 25 mg Mn/kg p.c./jour causant des effets neurotoxiques chez les jeunes, comme il est indiqué dans les études de Kern et coll. (2010), de Kern et Smith (2011) et de Beaudin et coll. (2013). Nous avons aussi examiné une étude ultérieure de Conley et coll. (2020), car une réactivité accrue a été notée dans le comportement des animaux ayant reçu le même schéma posologique. Ce paramètre est tiré d'études sur le développement neurologique de rongeurs nouveau-nés exposés du 1er au 21e jour après leur naissance, période correspondant chez l'humain au stade de développement du cerveau, qui s'étend du troisième trimestre (*in utero*) de gestation à l'âge d'environ 2 ou 3 ans (Semple et coll., 2013).

Santé Canada a utilisé ce paramètre pour établir une concentration maximale acceptable (CMA) pour l'eau potable ajoutée aux préparations pour nourrissons, afin de les protéger contre les effets neurotoxiques (Santé Canada, 2019a). Santé Canada a calculé cette CMA en tenant compte de la DMENO de 25 mg/kg p.c./jour et d'un facteur d'incertitude total (FI) de 1 000. Le calcul est fondé sur le poids d'un nourrisson de 7 kg consommant 0,75 L/jour, et un facteur d'attribution lié à la source de 0,5 pour tenir compte d'une certaine teneur en manganèse dans la préparation pour nourrissons.

Le développement des rongeurs nouveau-nés au début de la période postnatale correspond chez l'humain au développement *in utero* du cerveau, qui commence au troisième trimestre de gestation (Semple et coll., 2013). Selon des études, les enfants exposés à des concentrations élevées de manganèse dans l'eau potable pendant la petite enfance présentent un risque accru de troubles neurodéveloppementaux qui peuvent persister jusqu'à l'âge adulte (Kern et Smith, 2011; Beaudin et coll., 2013). Le choix des sous-groupes de la population pouvant être exposés au manganèse par voie orale, c'est-à-dire les fœtus en développement, les nourrissons et les enfants (d'après les études effectuées chez des rats nouveau-nés), ainsi que le choix des effets neurodéveloppementaux comme effets critiques sur la santé, sont considérés comme « protecteurs » d'autres effets nocifs découlant de l'exposition au manganèse par voie orale dans l'ensemble de la population.

Les études résumées ici se limitent à des études clés utiles à la caractérisation des risques, et s'ajoutent à celles publiées après la dernière évaluation publiée sur le manganèse (Santé Canada, 2019a). Les résultats de nouvelles études concordent avec les effets sur la santé relevés dans des études antérieures, ce qui étaye le choix du point de départ neurotoxique pour le développement. Bien que des effets aient été observés à des doses inférieures à la DMENO de 25 mg/kg p.c./j, les études dans lesquelles ces effets ont été relevés comportaient des limites dans le plan expérimental et la présentation ou la consignation des résultats et/ou, en raison de ces limites, ces effets n'étaient pas considérés comme suffisamment solides pour être utilisés comme point de départ aux fins de l'évaluation des risques.

Études chez l'humain

Eau potable

Plusieurs études épidémiologiques chez l'humain ont permis d'évaluer le lien entre l'exposition au manganèse dans l'eau potable et les effets neurologiques chez les enfants (Wasserman et coll., 2006, 2011; Bouchard et coll., 2011, 2018; Khan et coll., 2011, 2012; Oulhote et coll., 2014; Kullar et coll., 2019).

Dans une étude transversale menée dans le sud du Québec, on a analysé la relation entre l'exposition au manganèse dans l'eau du robinet (fourchette de 1 µg Mn/L à 2 700 µg Mn/L, médiane de 34 µg Mn/L, moyenne géométrique de 20 µg Mn/L et moyenne arithmétique de 98 µg Mn/L) et le quotient intellectuel (QI) chez les enfants de 6 à 13 ans ($n = 362$) (Bouchard et coll., 2011). Les enfants ont été spécialement recrutés dans des collectivités approvisionnées en eau souterraine. Les concentrations plus élevées de manganèse dans l'eau potable ont été associées à des QI inférieurs. Les auteurs ont également mesuré la concentration de manganèse dans les cheveux des enfants et ont déclaré que celle-ci augmentait avec les concentrations plus élevées de manganèse dans l'eau potable, mais pas avec une augmentation de l'apport de manganèse par les aliments. On croit que ce résultat correspond à une différence de biodisponibilité du manganèse de l'eau par rapport à celle du manganèse des aliments.

Une étude menée au sein de la même population d'enfants âgés de 6 à 13 ans du sud du Québec ($n = 375$) a permis d'évaluer la relation entre la concentration de manganèse dans l'eau potable et les fonctions neurocomportementales (mémoire, attention, fonction motrice et hyperactivité) (Oulhote et coll., 2014). Les auteurs ont signalé une association inverse statistiquement significative entre la concentration normalisée de manganèse (transformée en $\log_{10}$) dans l'eau et la mémoire. En outre, un lien statistiquement significatif a été établi entre la fonction motrice et l'apport estimé de manganèse provenant de la consommation d'eau. L'association entre l'hyperactivité ou le manque d'attention et les concentrations de manganèse dans l'eau potable ou l'apport estimé de manganèse provenant de la consommation d'eau n'était pas statistiquement significative (Oulhote et coll., 2014).

Afin de déterminer si les résultats de Bouchard et coll. (2011) pouvaient s'appliquer à une autre population, Bouchard et coll. (2018) ont effectué une deuxième étude transversale dans le sud-est du Nouveau-Brunswick. Les auteurs ont recruté des enfants âgés de 5,9 à 13,7 ans ($n = 259$) de ménages ruraux approvisionnés par un puits d'eau souterraine. La concentration de manganèse dans l'eau de puits variait entre une valeur inférieure à 0,03 $\mu\text{g/L}$ et 1 046 $\mu\text{g/L}$, la valeur médiane étant de 5 $\mu\text{g/L}$, la moyenne géométrique de 6,3 $\mu\text{g/L}$ et la moyenne arithmétique de 62,1 $\mu\text{g/L}$. La relation entre la concentration de manganèse dans l'eau potable et le QI n'était pas statistiquement significative. Les auteurs ont attribué cette absence d'association statistiquement significative aux faibles concentrations de manganèse mesurées dans cette région.

Ces études ont permis d'examiner plusieurs covariables qui peuvent être des facteurs de confusion influençant l'exposition au manganèse et les capacités cognitives, comme la présence de plomb et d'arsenic dans l'eau potable, le statut socioéconomique et des facteurs liés à la mère (Bouchard et coll., 2011, 2018).

Kullar et coll. (2019) ont mené une analyse combinée des données de Bouchard et coll. (2011) et de Bouchard et coll. (2018) ($n = 630$). L'objectif était d'estimer la concentration de manganèse dans l'eau potable associée à un degré prédéfini de déficience cognitive chez les enfants (c'est-à-dire une diminution de 1, 2 et 5 % du QI de performance) en estimant la concentration repère à l'aide de la statistique bayésienne. Les auteurs ont obtenu des estimations de la médiane pondérée de la concentration repère (CR) du manganèse dans l'eau et de la limite inférieure de l'intervalle de confiance (CRI). La CR (et la CRI) du manganèse dans l'eau potable, associée à une diminution de 1, 2 et 5 % du QI de performance, était de 133 $\mu\text{g/L}$ (78 $\mu\text{g/L}$), 266 $\mu\text{g/L}$ (156 $\mu\text{g/L}$) et 676 $\mu\text{g/L}$ (406 $\mu\text{g/L}$), respectivement.

De nombreuses études transversales menées au Bangladesh ont permis d'examiner l'association entre la performance cognitive chez les enfants et la concentration de manganèse dans l'eau potable provenant d'un puits domestique (Wasserman et coll., 2006, 2011; Khan et coll., 2011, 2012).

Wasserman et coll. (2006) ont dégagé une association négative statistiquement significative entre la concentration de manganèse dans l'eau potable (moyenne : 793 µg/L, fourchette : 4 à 3 908 µg/L) et le QI global, soit le QI brut de performance et le QI brut verbal, des enfants âgés de 10 ans ($n = 142$). À l'opposé, Wasserman et coll. (2011) n'ont pas constaté d'association entre les concentrations de manganèse dans l'eau potable (médiane : 527,25 µg/L, moyenne : 725,54 µg/L, fourchette : 40 à 3 442,45 µg/L) et le QI des enfants âgés de 8 à 11 ans ($n = 299$). Cependant, les auteurs ont noté une relation statistiquement significative entre la concentration de manganèse dans le sang et une altération de la mémoire de travail et une diminution du score du raisonnement perceptif. Dans les 2 études, on a effectué un ajustement statistique pour tenir compte de la scolarité et de l'intelligence de la mère, du type de domicile, de la présence d'un téléviseur, de la taille de l'enfant et du périmètre du crâne.

L'association entre l'exposition au manganèse dans l'eau potable et les résultats scolaires a été évaluée chez des enfants âgés de 8 à 11 ans ($n = 840$) (Khan et coll., 2012). Une relation statistiquement significative a été observée entre les concentrations de manganèse dans l'eau potable supérieures à 400 µg/L et la baisse des notes aux évaluations de mathématiques. Dans une étude antérieure des mêmes auteurs, qui ont fait appel à un protocole similaire, les concentrations élevées de manganèse dans l'eau potable (moyenne : 889,2 µg/L, médiane : 649,5 µg/L, fourchette : 40 à 3 442,5 µg/L) étaient associées à des comportements négatifs en classe chez les enfants de 8 à 11 ans ($n = 201$) (Khan et coll., 2011).

Une étude prospective a permis d'évaluer le comportement et les capacités cognitives d'enfants du Bangladesh rural ($n = 1\,265$) exposés au manganèse dans l'eau potable (Rahman et coll., 2017). L'étude portait sur une cohorte mère-enfant où le suivi se faisait du début de la grossesse jusqu'à ce que l'enfant ait 10 ans. Les concentrations de manganèse ont été mesurées dans l'eau potable pendant la grossesse (médiane : 204 µg/L, fourchette : 1,3 à 6 550 µg/L), à 5 ans (médiane : 228 µg/L, fourchette : 0,1 à 6 550 µg/L), à 10 ans (médiane : 339 µg/L, fourchette : 0,1 à 8 680 µg/L). Les auteurs ont déclaré que l'exposition au manganèse en début de vie augmentait le risque de problèmes de comportement, particulièrement chez les garçons. Cependant, une association positive a été dégagée entre les concentrations prénatales de manganèse et les capacités cognitives chez les filles, mais pas chez les garçons (Rahman et coll., 2017).

Dans l'ensemble, les études mentionnées ci-dessus étayaient un lien entre l'exposition à des concentrations élevées de manganèse dans l'eau potable et des problèmes neuropsychologiques chez les enfants (Santé Canada, 2019a). Toutefois, ces études ne permettent pas de déterminer la temporalité de l'association. De plus, on a estimé que le risque d'associations fausses était élevé et que les mesures de l'exposition étaient généralement médiocres, puisqu'elles reposaient sur une seule mesure d'un seul échantillon (Santé Canada, 2019a).

Bien qu'il existe une imposante base de données qui examine la neurotoxicité causée par le manganèse chez les humains consommant de l'eau potable, les effets de l'exposition au manganèse par l'alimentation ont été peu étudiés. À l'heure actuelle, aucune étude n'examine les effets neurologiques possibles chez les enfants exposés à des concentrations excédentaires de manganèse par le régime alimentaire ou les suppléments.

Régime alimentaire

Dans un examen effectué par Greger (1999), on estime que les personnes qui ont une alimentation de type occidentale et végétarienne présentaient un apport de manganèse variant de 0,7 mg/j à 10,9 mg/j, mesuré lors des enquêtes mémoire sur la consommation alimentaire, des analyses d'études sur l'alimentation totale, des analyses composées d'un régime alimentaire administré en double dans divers pays, dont le Canada. Une étude antérieure de Davis et Greger (1992) a révélé une DMENO de 15 mg/j, dans laquelle on a observé des augmentations importantes de la concentration sérique de manganèse après 25 jours de supplémentation et des augmentations de l'activité de la Mn-SOD des lymphocytes après 90 jours de supplémentation (comme il est indiqué dans IOM, 2001). Il est à noter qu'aucune de ces études n'a été conçue pour évaluer la toxicité, notamment la neurotoxicité. Elles servent plutôt à estimer les apports moyens chez des individus qui semblent en bonne santé et à montrer qu'une augmentation de l'activité de la Mn-SOD est associée à une hausse de l'apport en manganèse par la supplémentation. Aucune de ces études n'a évalué la neurotoxicité.

Au cours d'une étude de Finley et coll. (2003), 17 jeunes femmes en bonne santé ont été exposées à une alimentation contenant du manganèse radiomarké (^{54}Mn) à une dose de 0,8 ou 20 mg Mn/jour pendant 8 semaines dans une unité examinant le métabolisme. Au cours de la période d'étude d'exposition par l'alimentation, des analyses sanguines et des tests neuropsychologiques ont été administrés à intervalles réguliers. L'apport de manganèse allant jusqu'à 20 mg/j n'a eu aucun effet sur les mesures neurologiques ou la stabilité des mains. Toutefois, cette dose était associée à une baisse de la confiance en soi, ce qui constitue une mesure de l'affirmation de soi. L'absorption du manganèse, en pourcentage de la dose administrée, était près de 40 % plus faible dans le groupe ayant reçu une alimentation riche en manganèse que dans le groupe ayant reçu une alimentation faible en manganèse. Par conséquent, une augmentation de 25 fois l'apport en manganèse n'a entraîné qu'une augmentation de 3 à 4 fois la rétention du manganèse dans l'organisme entier après 60 jours. La demi-vie biologique était 2 fois plus longue dans le groupe ayant reçu une alimentation faible en manganèse que dans le groupe ayant reçu une alimentation riche en manganèse. S'appuyant sur les résultats de l'étude, les auteurs ont conclu qu'un apport alimentaire de 0,8 à 20 mg/j pendant 8 semaines n'entraîne probablement pas une carence en manganèse ou des symptômes de toxicité chez les adultes en bonne santé. Cependant, on a reconnu qu'il se peut que l'apport continu à 20 mg/j entraîne une accumulation de manganèse au fil du temps.

Kresovich et coll. (2018) ont examiné des marqueurs circulants de l'inflammation et les ont mis en relation avec l'apport alimentaire de manganèse chez 633 anciens combattants âgés en santé (hommes d'âge moyen de 73 ans). Les apports alimentaires totaux estimés de manganèse et d'autres macronutriments et micronutriments ont été calculés à l'aide de questionnaires autoadministrés semi-quantitatifs sur la fréquence de consommation des aliments. Les participants ont été divisés en quartiles en fonction des apports estimés de manganèse (2,68, 2,69 à 3,86, 3,87 à 5,47 et $\geq 5,48$ mg/j, respectivement). Après un ajustement pour tenir compte de plusieurs comparaisons, on a noté une association positive entre l'apport alimentaire de manganèse estimé et 1) les concentrations circulantes d'interleukine 8, qui sont de plus en plus reconnues comme un facteur de risque pour une multitude de maladies chroniques et 2) la méthylation de la région transcriptionnelle (NKAP et NKAPP1) qui régule la voie NF- κ B, un facteur important de la production d'interleukine.

L'Institute of Medicine (IOM; 2001) a déterminé l'apport maximal tolérable (AMT) de manganèse (11 mg/j pour les adultes) en établissant la neurotoxicité et la concentration élevée de manganèse dans le sang comme effets nocifs critiques. À la suite de l'examen de ses données, l'IOM a préféré utiliser les données chez l'humain plutôt que celles recueillies chez les animaux pour étayer ce paramètre. La valeur supérieure de l'apport moyen mentionné par Greger (1999; 11 mg/j de Mn dans les aliments) et la DMENO de 15 mg/j de Davis et Greger (1992), comme il a été mentionné ci-dessus, ont été désignées comme étant la dose sans effet nocif observé (DSENO) et la DMENO de cette valeur, respectivement. L'IOM a appliqué un facteur d'incertitude de 1, en évoquant le manque de données probantes sur la toxicité chez l'humain pour les doses inférieures à 11 mg/j de manganèse dans les aliments. Cependant, aucune des études examinées n'a évalué la neurotoxicité associée à l'apport alimentaire dans une population en bonne santé. Les valeurs de l'AMT pour les enfants et les adolescents ont été obtenues par extrapolation des valeurs établies chez l'adulte. Pour les nourrissons, l'IOM considère que l'AMT est « impossible à déterminer » en raison de données lacunaires sur les effets nocifs dans ce groupe d'âge et de préoccupations au sujet de la capacité d'un nourrisson à composer avec les quantités excédentaires. Pour prévenir les apports élevés en manganèse, il faudrait que l'apport pour les nourrissons proviennent uniquement des aliments ou de la préparation pour nourrissons (IOM, 2001).

Exposition *in utero*

L'association entre l'exposition *in utero* au manganèse et les effets chez les enfants à la naissance (Zota et coll., 2009; Chen et coll., 2014; Ashley-Martin et coll., 2018) a fait l'objet d'études avec des dyades mère-enfant. Tout au long de la grossesse, les concentrations de manganèse dans le sang maternel augmentent pour répondre aux besoins nutritionnels du fœtus pendant la période de croissance prénatale et, à la naissance, les concentrations mesurées dans le sang du cordon ombilical sont encore plus élevées (Arbuckle et coll., 2016). Toutefois, le seuil à partir duquel le manganèse

devient toxique plutôt que bénéfique n'est pas clair (Anglen Bauer et coll., 2021). On a observé que les mères dont les concentrations de manganèse étaient faibles et élevées donnaient naissance à des nourrissons plus petits, ce qui semble indiquer une association en forme de U inversé (Zota et coll., 2009; Chen et coll., 2014; Ashley-Martin et coll., 2018). Aucune association n'a été dégagée entre le poids à la naissance et la concentration de manganèse dans le sang ombilical. Dans une étude prospective portant sur 1 179 dyades mère-enfant, Dai et coll. (2021) ont constaté une association positive entre l'exposition prénatale au manganèse (mesurée par la concentration dans le sang du cordon ombilical) et l'indice pondéral (relation entre le poids corporel et la taille) à la naissance et une association négative entre celle-ci et la croissance chez les enfants (jusqu'à l'âge de 3 ans inclusivement). Parmi les mécanismes biologiques qui pourraient expliquer l'association entre la concentration de manganèse dans le sang de la mère et les effets à la naissance, il y aurait les effets sur les principales enzymes et voies liées à la grossesse, comme les métalloprotéases matricielles (Au et coll., 2016).

On a également fait état d'une association entre la concentration de manganèse *in utero* (mesurée dans le sang maternel et/ou ombilical) et des effets durables sur le développement neurologique chez des nourrissons et des enfants âgés de 6 mois à 6 ans (Takser et coll., 2003; Lin et coll., 2013; Chung et coll., 2015; Claus Henn et coll., 2017). La concentration de manganèse augmente dans le sang de la mère pendant la gestation et s'accumule dans le sang du cordon ombilical, d'où un transfert plus important vers le fœtus. Après avoir tenu compte des facteurs de confusion possibles, Takser et coll. (2003) ont dégagé une relation négative entre la concentration de manganèse dans le sang ombilical et les résultats à plusieurs sous-échelles du test de psychomotricité (attention, mémoire non verbale et motricité fine) à 3 ans. Au cours d'une étude réalisée par Chung et coll. (2015), l'association entre le manganèse dans le sang maternel et le score de l'échelle de développement mental et psychomoteur chez les nourrissons de 6 mois a suivi une courbe dose-réponse en forme de U inversé, après ajustement pour tenir compte des facteurs de confusion possibles. Le passage des effets bénéfiques aux effets nocifs a été observé à des concentrations de manganèse dans le sang comprises entre 24 et 28 µg/L. Dans une étude similaire de Claus Henn et coll. (2017), la concentration de manganèse dans le cordon ombilical n'était associée à aucun score de développement neurologique chez les enfants de 2 ans. Cependant, le rapport de la concentration de manganèse dans le cordon ombilical sur celle de la mère et le rapport de la concentration de manganèse dans le cordon ombilical sur celle de la mère et du cordon ombilical ensemble (total) ont été associés à des indices de développement mental et psychomoteur. L'association avec l'indice du développement neurologique était négative pour les dyades dont la concentration de manganèse était élevée et chez la mère et dans le cordon ombilical, ou élevée chez la mère et élevée chez la mère et dans le cordon ombilical (total). En outre, plusieurs études récentes (Oppenheimer et coll., 2021a, 2021b, 2022) ont révélé une association négative entre l'exposition prénatale au manganèse et la concentration ou l'attention, la flexibilité cognitive et la mémoire de travail chez les adolescents. Des

effets ont été observés en présence d'une augmentation de 2 fois la concentration de manganèse dans le sang de cordon ombilical à la naissance.

Leonhard et coll. (2019) ont présenté les résultats d'une analyse systématique, qui portait sur des études menées avec des biomarqueurs du manganèse ayant permis d'évaluer des paramètres neurodéveloppementaux de la naissance à l'âge de 15 ans. Toutefois, les résultats des études étaient d'une qualité douteuse en raison des limites de ces études.

Études chez l'animal

La toxicité aiguë du manganèse par voie orale varie selon l'espèce chimique, la solubilité et la voie d'exposition (régime alimentaire ou gavage), mais est généralement considérée comme faible. Dans plusieurs études par gavage menées chez des rats adultes, les doses létales médianes par voie orale (DL_{50}) variaient de 250 mg Mn/kg p.c. (sous forme de chlorure de manganèse) à 1 082 mg Mn/kg p.c. (sous forme d'acétate de manganèse) (Hazaradze, 1961; Smyth et coll., 1969; Kostial et coll., 1989, cité dans Santé Canada, 2019a; OMS, 2011). Le sulfate de manganèse a une DL_{50} de 782 mg/kg p.c. lorsqu'il est administré, dans l'eau, par gavage. Toutefois, le taux de survie n'a pas varié lorsque le sulfate de manganèse a été administré par le régime alimentaire jusqu'à 1 300 mg/kg p.c./j pendant 14 jours (NTP, 1993). Cela montre la pertinence de la voie et du véhicule.

Des effets neurologiques (baisse de l'activité totale, retard dans l'acquisition d'un comportement d'évitement, latence accrue du réflexe conditionné et retard de l'apprentissage) ont été observés chez les rats après une seule exposition par gavage à 50 mg/kg p.c. de chlorure de manganèse dans l'eau. Ces effets étaient toutefois réversibles.

Kern et coll. (2010) ont fourni une étude détaillée des effets sur le développement neurologique de l'exposition au manganèse chez le rat. Dans cette étude, des rats nouveau-nés ont reçu, par gavage à la micropipette, une dose quotidienne de 0, 25 ou 50 mg/kg p.c./j de manganèse ($MnCl_2$) dans une solution de saccharose entre le 1^{er} et le 21^e jour postnatal (au début de la vie). Les nouveau-nés ont été allaités par leurs mères et, après le sevrage, nourris avec de la nourriture pour rongeurs. Bien que le lait de rate et la nourriture pour rongeurs contiennent du manganèse, les doses d'essai ne tiennent pas compte du manganèse apporté par ces sources. Les animaux avaient accès à volonté à l'eau du réseau municipal (dont la concentration de manganèse était inférieure au seuil de détection de la ville).

Les performances comportementales (développement de l'attention, de l'apprentissage et de la mémoire) ont été évaluées à l'aide d'un test en milieu ouvert (au 23^e jour postnatal), du test du labyrinthe en croix surélevé (au 23^e jour postnatal) et du test du labyrinthe radial à 8 bras (du 33^e au 46^e jour postnatal). En outre, on a mesuré la concentration des récepteurs dopaminergiques et des protéines de transport

(c'est-à-dire D1, D2 et DAT) dans le cerveau en parallèle avec les évaluations du comportement menées aux 24e et 36e jours postnataux (JPN). En s'appuyant sur une modification des effets neurocomportementaux (altération de l'apprentissage spatial et réactions anormales à des stimuli) ainsi que sur la diminution du nombre de récepteurs D1 apparentés dans le striatum dorsal, on a établi une DMENO de 25 mg Mn/kg p.c./j. À 50 mg/kg p.c./j, les effets sur l'apprentissage et la mémoire étaient plus marqués. Par ailleurs, on a observé une hyperréactivité ou une désinhibition du comportement exploratoire, une diminution de la DAT dans le noyau accumbens et le striatum dorsal, ainsi qu'une augmentation des récepteurs D2 dans le cortex préfrontal. Nous n'avons pas été en mesure de déterminer une DSENO, car des effets nocifs étaient présents à la dose minimale d'essai. Les données semblent indiquer qu'une exposition à une dose excédentaire de manganèse pendant les premiers stades du développement peut provoquer des modifications importantes dans les régions dopaminergiques qui médient la régulation des comportements régis par les fonctions exécutives, telles que l'impulsivité, l'hyperréactivité et la flexibilité cognitive.

Dans une étude de suivi faisant appel au même schéma posologique, Kern et Smith (2011) ont cherché à savoir si l'exposition des nouveau-nés au manganèse causait des effets neurocomportementaux et neurochimiques qui dureraient jusqu'à l'âge adulte. Les chercheurs ont exposé des rats à 0, 25 ou 50 mg/kg p.c./j de MnCl₂ par gavage, du 1er au 21e JPN, sans autre exposition, et ont recherché les effets qui persisteraient plus tard dans la vie malgré l'arrêt de l'administration. Ils ont évalué les performances comportementales dans le milieu ouvert (au 97e JPN), la concentration des récepteurs dopaminergiques et des protéines de transport dans le cortex préfrontal, le striatum et le noyau accumbens (au 107e JPN) ainsi que la concentration de la protéine acide gliofibrillaire (GFAP), un marqueur des astrocytes, dans ces mêmes régions du cerveau (aux 24e et 107e JPN). Les performances comportementales ont également été évaluées au 98e JPN au moyen d'une provocation à la dextroamphétamine. Les concentrations de manganèse dans le sang et le cerveau sont revenues à la normale à la fin de l'étude, mais les auteurs ont constaté des changements durables dans le système dopaminergique et une élévation de la GFAP (marqueur de mort des neurones) dans les régions du cerveau qui médient les comportements régis par les fonctions exécutives à des doses égales ou supérieures à 25 mg/kg p.c./j. Au 97e JPN, le degré d'activité motrice est resté inchangé chez les animaux exposés. Cependant, une réponse locomotrice accrue a été observée à la suite de la provocation à la dextroamphétamine, ce qui peut indiquer une plus grande sensibilité aux autres agents neurotoxiques, après l'exposition au manganèse au début de la vie. Ensemble, les résultats des études de Kern et coll. (2010) et de Kern et Smith (2011) semblent indiquer que les enfants exposés à des concentrations élevées de manganèse lorsqu'ils sont nourrissons pourraient être plus à risque de souffrir de lacunes dans le neurodéveloppement qui peuvent persister jusqu'à l'âge adulte.

Une étude ultérieure, celle de Beaudin et coll. (2013), a été conçue pour comparer les effets de l'exposition au manganèse sur des rats nouveau-nés avec ceux d'un groupe exposé quotidiennement au début de la vie uniquement (0, 25 ou 50 mg/kg p.c./j de

manganèse sous forme de $MnCl_2$, par gavage, du 1^{er} au 21^e JPN) et ceux d'un groupe exposé tout au long de la vie (0, 25 ou 50 mg/kg p.c./j du 1^{er} au 400^e JPN environ). Du 1^{er} au 21^e JPN, le manganèse ajouté à une solution a été administré à l'aide d'une micropipette, tandis que pour les animaux exposés après sevrage (depuis le 22^e JPN jusqu'à la fin de l'étude), le manganèse était ajouté à leur eau potable (Beaudin et coll., 2013). À la dose de 25 ou 50 mg/kg p.c./j, les concentrations de manganèse au 24^e JPN ont augmenté d'environ 2,7 et 3,1 fois par rapport aux témoins, respectivement. La concentration de manganèse dans le cerveau était semblable à celle du groupe témoin au 64^e JPN dans tous les groupes, à l'exception de celle mesurée dans le groupe exposé à une dose de 50 mg Mn/kg p.c./j toute la vie, qui est demeurée élevée. Les 2 schémas posologiques (exposition au début de la vie et toute la vie) ont donné lieu à des effets neurologiques importants par rapport aux animaux témoins. Chez les animaux exposés au début de la vie seulement, une diminution de la performance a été observée à 50 mg Mn/kg p.c./j, mais pas à 25 mg Mn/kg p.c./j. Chez les animaux exposés toute leur vie, on a noté une plus grande altération de la performance à atteindre et à saisir ou récupérer chez les animaux du groupe exposé à la dose de 25 mg Mn/kg p.c./j, comparativement aux animaux du groupe ayant reçu la dose de 50 mg Mn/kg p.c./j. En comparant l'exposition au début de la vie à l'exposition pendant toute la vie, on a constaté que les animaux exposés pendant toute leur vie à 25 mg Mn/kg p.c./j affichaient des résultats significativement moins bons que leurs congénères exposés au manganèse au début de la vie seulement. Cependant, à 50 mg Mn/kg p.c./j, ces moins bons résultats observés étaient les mêmes que ce soit à l'exposition pendant toute la vie ou à celle au début de la vie, ce qui indique que l'exposition continue à cette dose a causé peu de détérioration supplémentaire des compétences motrices acquises par rapport à l'exposition en début de vie (Beaudin et coll., 2013). Ces résultats montrent que l'exposition au manganèse au début de la vie peut causer des effets persistants jusqu'à l'âge adulte, même après que les concentrations de manganèse dans le cerveau furent revenues à la normale, ce qui indique des changements durables.

S'appuyant sur les conclusions de Beaudin et coll. (2013), une étude ultérieure de Conley et coll. (2020), menée selon les mêmes schémas posologiques au début de la vie et pendant toute la vie chez les rats que ceux décrits précédemment, fait état d'autres effets. Les auteurs ont observé une réactivité accrue dans le comportement au cours des premiers intervalles de 5 à 10 minutes des séances d'essai quotidiennes en milieu ouvert, ce qui semble indiquer une altération de la régulation de l'excitation, à une dose égale ou supérieure à 25 mg/kg p.c./j pour les 2 schémas posologiques, bien que l'exposition longue n'ait pas amplifié cet effet. L'exposition au manganèse a également réduit la libération de noradrénaline par potentiel évoqué, la concentration de tyrosine hydroxylase, des protéines de transport de la dopamine et de la noradrénaline, ainsi que des récepteurs dopaminergiques de la sous-famille D1. Les récepteurs dopaminergiques de la sous-famille D2 étaient en hausse. La concentration accrue de GFAP, surtout du phénotype proinflammatoire A1, indiquait une augmentation des astrocytes réactifs. Les résultats semblent indiquer qu'une exposition à des concentrations élevées de manganèse au début de la vie entraîne l'hypofonctionnement

des systèmes catécholaminergiques dans le cortex préfrontal interne, qui peuvent contribuer à l'affection neurologique dont on a fait état chez les enfants exposés au manganèse.

Les effets sur le développement neurologique ont également été étudiés chez des souris (Foster et coll., 2018; Batschauer et coll., 2021). Une augmentation de la concentration de manganèse dans le cerveau, ainsi qu'une corrélation négative entre la concentration de manganèse dans le striatum et l'activité motrice ont été observées aux doses de 11 et 25 mg/kg p.c./j dans le cadre d'une étude pilote examinant l'exposition au manganèse pendant le développement. Cependant, les auteurs de l'étude ont également constaté des effets sur le poids corporel qui pourraient avoir contribué aux résultats de l'activité motrice et ont recommandé de ne pas tirer de conclusions sans études approfondies (Foster et coll., 2018). Dans une étude modifiée de la toxicité pour la reproduction sur une génération (Batschauer et coll., 2021), les chercheurs ont noté des signes d'un comportement anxieux et d'altérations de la mémoire chez les animaux exposés à une dose de 1,3 mg/kg p.c./j par leurs parents (avant l'accouplement, et pendant la gestation et la lactation), puis à une dose directe par gavage. Des changements minimes (diminution de l'immobilité, ce qui peut indiquer une hyperactivité) ont été observés chez les petits auxquels on avait administré la même dose, mais qui n'avaient reçu aucune dose après le sevrage. Les méthodes utilisées dans l'étude de Batschauer et coll. (2021) visant à évaluer l'apprentissage et la mémoire (test de la reconnaissance d'objets) ne correspondaient pas aux méthodes validées pour les tests de neurotoxicité développementale, ce qui a remis en question la validité du test. De plus, certains paramètres variaient considérablement, et on a noté de plus grandes différences au sein des deux groupes témoins de l'étude ou entre ces deux groupes qu'entre les groupes témoins et les groupes traités.

On a aussi noté un comportement anxieux et des troubles d'apprentissage et de mémoire chez des souris albinos suisses adultes (Anjum et coll., 2019) exposées à la dose de 10 mg/kg p.c./j de chlorure de manganèse dans l'eau potable pendant 60 jours. Une diminution statistiquement significative de la concentration de cholinestérase ainsi qu'une augmentation statistiquement significative de la concentration de manganèse ont été constatées dans le cerveau des souris traitées. Dans une étude portant sur des souris C57BL/6 adultes exposées à 15 mg/kg p.c./j de manganèse (sous forme de $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) par gavage (voie orale) pendant 30 jours, Ghaisas et coll. (2021) ont aussi examiné les effets sur le système nerveux entérique (SNE). L'exposition au manganèse a provoqué une inflammation du tube digestif, ainsi qu'un ralentissement du péristaltisme et des dommages aux mitochondries des cellules gliales entériques chez les rats exposés du volet *in vitro* de la même étude. Compte tenu de la communication entre le SNE et le système nerveux central (SNC) par l'axe intestin-cerveau, les auteurs ont recommandé que des études supplémentaires soient menées pour déterminer si ces effets contribuent à une altération graduelle du fonctionnement du SNC.

D'après les données, le manganèse modifierait le développement de l'appareil reproducteur (Santé Canada, 2019a; ATSDR, 2012). Des rats exposés à des doses

variant de 10 mg/kg p.c./j à 25 mg/kg p.c./j de MnCl_2 administrées par gavage (voie orale) au début du développement postnatal ont affiché un développement précoce de leur puberté (Pine et coll., 2005; Lee et coll., 2006). Chez les rates exposées au manganèse, l'âge associé à l'ouverture vaginale a été devancé (Pine et coll., 2005; Yang et coll. (2020), et chez les rats mâles, le taux de production quotidienne de spermatozoïdes matures a augmenté (Lee et coll., 2006).

Les résultats de récentes études, qui concordent avec les effets sur la santé notés dans des études antérieures, étayent le choix d'un point de départ neurotoxique pour le développement. Le rat est l'espèce à privilégier dans les essais de neurotoxicité chez les rongeurs (NAFTA TWG Pesticides, 2016) et a été le plus étudié de façon exhaustive, et des études plus rigoureuses sont menées sur la neurotoxicité pour le développement associée à l'exposition par voie orale au manganèse. Les souris semblent plus sensibles que les rats, car on a constaté des effets à une dose plus faible chez cette espèce (1,3 mg/kg p.c./j). Cependant, ces effets n'ont pas été constatés plus tard dans la vie chez les animaux pour lesquels le traitement a cessé au 21^e JPN. Dans les études sur les souris, le nombre d'animaux et de paramètres examinés était limité. Aucune des études sur les souris ci-dessus n'a été jugée adéquate pour établir un point de départ à utiliser pour la caractérisation des risques.

Les données sur la cancérogénicité, la mutagénicité et la génotoxicité ne sont pas concluantes (Assem et coll., 2011). L'Environmental Protection Agency des États-Unis (US EPA) a classé le manganèse dans le groupe D (ne peut être classé comme cancérogène pour les humains) en raison du nombre insuffisant d'études permettant d'évaluer la cancérogénicité du manganèse (US EPA, 1996). Dans une étude de cancérogénicité du National Toxicology Program, des rats (doses de 30 à 331 mg de Mn/kg p.c./j pour les mâles, de 26 à 270 mg de Mn/kg p.c./j pour les femelles) et des souris (doses de 63 à 722 mg de Mn/kg p.c./j pour les mâles et de 77 à 905 mg de Mn/kg p.c./j pour les femelles) ont reçu du sulfate de manganèse dans leur régime alimentaire pendant 2 ans (NTP, 1993). Aucune activité cancérogène liée au traitement n'a été trouvée chez les rats des 2 sexes. Chez la souris, on a observé une augmentation statistiquement significative de l'hyperplasie des cellules folliculaires de la glande thyroïde aux doses les plus élevées étudiées. De plus, une augmentation légère de la fréquence des adénomes folliculaires de la glande thyroïde a été constatée chez les souris exposées comparativement aux témoins (US EPA, 2003; OMS, 2021).

Les résultats des essais de génotoxicité *in vitro* du manganèse varient en fonction du type d'essai et du protocole associé (Assem et coll., 2011; Santé Canada, 2019a), et les résultats des essais *in vivo* chez les mammifères sont incohérents (US EPA, 2003; Santé Canada, 2019 a). Dans l'ensemble, aucune conclusion ne peut être formulée au sujet de la génotoxicité des composés du manganèse chez l'humain (Santé Canada, 2019a).

Les données qui permettent d'examiner les effets sur la santé associés à l'exposition au manganèse par le régime alimentaire sont insuffisantes pour établir un point de départ

qui servira à l'évaluation des risques. On considère que les études sur l'eau potable traitée et administrée par gavage à des rats nouveau-nés fournissent les meilleures données pour caractériser le risque, car elles ont été menées sur le sous-groupe de la population la plus sensible et ont permis d'évaluer de façon exhaustive l'effet critique (c'est-à-dire la neurotoxicité pour le développement). Des variations ont été constatées entre la biodisponibilité du manganèse dans les aliments et celle du manganèse dans l'eau potable chez les adultes à jeun, mais pas dans la biodisponibilité du manganèse dans d'autres conditions (c'est-à-dire chez les sujets non à jeun). Nous ignorons si ces variations s'appliquent également au sous-groupe de la population d'intérêt, c'est-à-dire les jeunes, ou s'y révèlent.

Santé Canada a fixé la recommandation relative au manganèse dans l'eau potable (c'est-à-dire, la CMA) à 120 µg/L (Santé Canada, 2019a), en appliquant un facteur d'incertitude de 1 000, qui tient compte des extrapolations interspécifique (x10) et intraspécifique (x10) et d'une DMENO plutôt que d'une DSENO (x10). La DMENO de 25 mg de Mn/kg p.c./j est suffisante pour une exposition à court et à long terme, car des effets neurologiques sur le comportement ont été observés à la suite d'une exposition à court terme au début de la vie (du 1er au 21e JPN).

Il convient de noter que le point de départ crucial mentionné ci-dessus n'était pas fondé sur le paramètre neurotoxicologique ayant la valeur la plus faible dans les publications scientifiques sur l'exposition au manganèse par voie orale chez les animaux de laboratoire. D'autres études indiquent une neurotoxicité ou une toxicité pour la reproduction à la suite d'une exposition par voie orale à des doses plus faibles de manganèse (Golub et coll., 2005; Pine et coll., 2005; Vezer et coll., 2005, 2007 cité dans Santé Canada, 2019a; Anjum et coll., 2019; Yang et coll., 2020). Mais ces études n'ont pas été choisies en raison de leurs différentes limites, dont le manque de clarté dans les renseignements sur l'exposition des animaux, le manque d'information sur les effets chroniques et la présence de facteurs de confusion qui ont nui à l'interprétation des données de l'évaluation de la relation dose-réponse.

8.1.4 Effets sur la santé causés par l'exposition par inhalation

Les évaluations précédentes de Santé Canada (1994, 2010a) et d'autres organisations internationales (EC, 2011; ATSDR, 2012; MAK 2005, selon l'analyse de Triebig et coll., 2012) ont servi à éclairer la section des effets sur la santé associés à l'exposition par inhalation. De plus, une recherche documentaire a été menée de 2009 à janvier 2022 pour recenser d'autres études pertinentes de bonne qualité en vue d'en tenir compte dans l'évaluation de la toxicité par inhalation.

Après l'examen des données à notre disposition, la concentration de référence de Santé Canada (2010a) pour le manganèse inhalé, fixée à 0,05 µg/m³, demeure la recommandation la plus pertinente pour caractériser le risque associé à l'exposition au manganèse par inhalation dans la population générale. La concentration de référence a été déterminée à l'aide d'un paramètre neurofonctionnel qui est considéré comme le

marqueur le plus sensible associé à l'exposition à de faibles concentrations de manganèse par inhalation. On a calculé une CRI_5 de $19,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la motricité fine (approche de Luria Nebraska) à l'aide de l'ensemble de données de Lucchini et coll. (1999). Cette valeur, qui provient de l'application d'un régime d'exposition en contexte professionnel (8 heures par jour, 5 jours par semaine) à un scénario d'exposition continue et d'un facteur d'incertitude de 100 (10x pour la variation interindividuelle et 10x pour l'incertitude de la base de données), est celle qui a été utilisée. Un autre facteur d'incertitude de la base de données a été utilisé pour tenir compte des variations de solubilité des composés du manganèse, du manque d'information sur les effets de l'exposition prénatale au manganèse sur le fœtus et des inconnues associées à l'importance des variations dans les valeurs de la prolactine dans la population générale (Santé Canada, 2010a). Par conséquent, on s'attend à ce que cette valeur protège contre les effets neurotoxiques sur le développement qui peuvent se produire. Il convient de noter que cette valeur concorde avec celle de l'EPA des États-Unis, qui est de $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$, et qui a été établie en 1993 (US EPA, 2002) d'après une étude réalisée par Roels et coll. (1992).

Des études chez l'humain et les animaux ont révélé que le SNC et les poumons sont les principaux organes cibles de la toxicité du manganèse et de ses composés inorganiques après une exposition par inhalation (Triebig et coll., 2012). Le manganèse inhalé n'est pas régulé par homéostasie et pénètre directement dans la circulation générale depuis les poumons, ce qui rend le manganèse plus disponible pour se distribuer et s'accumuler dans l'organisme. Le manganèse peut également être transporté directement au cerveau par les nerfs olfactifs et trijumeaux. L'absorption par ces voies varie en fonction de la solubilité et de la taille des particules. Ces voies directes vers le cerveau sont la principale raison pour laquelle l'inhalation est une voie associée à une plus grande sensibilité à la toxicité du manganèse que la voie orale (Dorman et coll., 2006a; Santé Canada, 2012, 2019a).

Les effets respiratoires et pulmonaires associés à l'exposition au manganèse ne semblent pas se produire à des concentrations inférieures à celles auxquelles on détecte des changements neurologiques, ce qui indique que la neurotoxicité est le point de départ le plus sensible de l'exposition à long terme. Par conséquent, on s'attend à ce que la caractérisation des risques fondée sur un point de départ neurotoxique protège la santé humaine contre les effets (respiratoires, sur la reproduction et sur le développement) que des concentrations élevées peuvent causer.

Santé Canada (2010a) présente une analyse exhaustive des études en contexte professionnel et des données sur les animaux de laboratoire publiées jusqu'en 2010. Les études mentionnées dans le présent rapport se limitent aux études des effets critiques et aux données postérieures à 2009.

Études chez l'humain

Les effets sur la santé associés à l'inhalation de manganèse ont été étudiés dans un grand nombre d'études épidémiologiques. Dans ces études, comme le SNC est le tissu cible le plus sensible, l'évaluation vise principalement les effets sur les paramètres neurofonctionnels subcliniques tels que sur la motricité fine, les tremblements, la mémoire et certains aspects de la capacité cognitive (Santé Canada, 2010a). Toutefois, des changements d'humeur subtils (instabilité émotionnelle, comportement compulsif) peuvent survenir plus tôt (Björklund et coll., 2020).

Une étude épidémiologique canadienne menée chez des adultes vivant à proximité d'une ancienne usine d'exploitation de ferromanganèse dans le sud-ouest du Québec (Mergler et coll., 1999, cité dans Santé Canada, 2010a) a été l'une des premières à relever des effets nocifs chez des personnes exposées dans un contexte non professionnel. Une concentration élevée de manganèse dans le sang a été associée à des résultats moins favorables pour le tremblement de la main, le balancement et le score aux tests de Luria Nebraska, mais aucun effet n'a été décelé sur le tapotement des doigts ou la fonction motrice. Les effets étaient plus prononcés chez les hommes et les personnes de plus de 50 ans (Lucchini et coll., 2015). Les adultes âgés étaient plus sensibles aux tests de coordination des mouvements des membres supérieurs, d'attention et de mémoire (hommes seulement) et de l'humeur. Toutefois, comme l'étude n'a fourni aucune donnée adéquate sur l'exposition par inhalation, il n'a pas été possible d'établir une relation dose-réponse ni de calculer une concentration de référence.

Dans son évaluation des risques de 2010, Santé Canada a pris en compte les précisions de 17 études réalisées en contexte professionnel et d'une étude menée sur la population générale (Mergler et coll., 1999, comme décrit ci-dessus) dans lesquelles les chercheurs ont évalué la toxicité du manganèse au moyen de tests neurofonctionnels sensibles et de signes subcliniques de la toxicité de cette substance. Les effets les plus fréquemment observés étaient des troubles de la motricité et un ralentissement de la vitesse de réaction. Les tests de tapotement des doigts, de tremblement de la main et de dextérité ou de vitesse d'exécution des mains ainsi que de substitution de symboles par des chiffres ont le plus souvent permis de détecter des régressions provoquées par l'exposition au manganèse. Des associations négatives concernant la mémoire, l'attention et la concentration ont également été constatées. Cependant, les résultats n'étaient pas cohérents.

Santé Canada (2010a) a établi que l'étude de Lucchini et coll. (1999) était l'étude critique permettant de déterminer la concentration de référence révisée de Santé Canada pour le manganèse inhalé. Lucchini et coll. (1999) ont mené une étude en contexte professionnel auprès de 61 travailleurs italiens exposés au silicomanganèse et au ferromanganèse (exposition moyenne de 15,2 ans) et de 87 témoins. Pour étudier la toxicité du manganèse, dans cette étude, les chercheurs ont administré une batterie de tests neuropsychologiques évaluant la fonction motrice, la mémoire à court terme, la

fonction cognitive et les tremblements. Ils ont mesuré les concentrations sériques de prolactine, une hormone, pour évaluer l'activité de la dopamine, car celle-ci inhibe la sécrétion de prolactine. On a également cherché à savoir, dans plusieurs études, si la concentration de prolactine pouvait servir de biomarqueur de l'exposition au manganèse et de ses effets (Santé Canada, 2010a). Une dégradation des fonctions motrices nécessitant des mouvements rapides et en alternance, de la mémoire à court terme et de certains paramètres des tremblements a été observée chez les travailleurs exposés au manganèse par rapport au groupe témoin non exposé (Lucchini et coll., 1999). L'étude a également montré que les concentrations sériques de prolactine augmentaient de façon statistiquement significative en fonction de l'exposition au manganèse.

L'analyse de la concentration repère a été effectuée avec l'ensemble de données d'origine de Lucchini et coll. (1999). Une CRI_5 (concentration repère associée à une variation de 5 %) de $19,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, fondée sur des changements de la motricité fine, a été choisie comme point de départ critique pour la valeur recommandée par Santé Canada pour le manganèse inhalé. Parmi les paramètres évalués, cette CRI_5 présentait le point de départ le plus faible. Cette valeur, obtenue par l'utilisation d'un schéma d'exposition en contexte professionnel (8 heures par jour, 5 jours par semaine) dans un scénario d'exposition continue, et d'un facteur d'incertitude de 100 (10 pour la variation interindividuelle et 10 pour les incertitudes associées à la base de données), est celle qui a été utilisée pour calculer la concentration de référence par inhalation de $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la fraction inhalable ($PM_{3,5}$) de manganèse, concentration qui s'applique à l'exposition continue de la population générale.

Les données tirées d'une étude en contexte professionnel menée auprès de travailleurs d'une usine de fabrication de piles alcalines sèches (Roels et coll., 1992) ont servi à faire les calculs antérieurs de la concentration de référence pour le manganèse inhalé. Les concentrations de référence établies dans cette étude variaient de $0,05 \mu\text{g Mn}/\text{m}^3$ à $0,30 \mu\text{g Mn}/\text{m}^3$ (Santé Canada, 1994; OMS, 1999; US EPA, 2002; ATSDR, 2012). En 1994, Santé Canada a choisi une DSENO d'exposition moyenne par inhalation de $0,102 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour la coordination œil-main (Santé Canada, 1994) et un facteur d'évaluation global de 300 pour obtenir une concentration de référence par inhalation de $0,11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (appliquée à l'exposition continue).

Au cours d'une autre étude en contexte professionnel réalisée par Gibbs et coll. (1999), un groupe de travailleurs de la production de manganèse métallique (par électrolyse) n'a pas présenté d'effets nocifs par rapport au groupe témoin apparié qui n'avait subi aucune exposition professionnelle connue au manganèse. Les chercheurs ont évalué l'humeur, la mémoire et la fatigue ainsi que plusieurs paramètres neurocomportementaux, comme la stabilité des mains, la coordination œil-main et la rapidité du mouvement. Cependant, en 2003, Clewell et coll., ont réexaminé cet ensemble de données à l'aide de la méthode de la concentration repère et ont établi une CRI_{10} variant de 65 à $360 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (manganèse inhalable cumulé sur 30 jours) sur les effets sur la motricité fine (coordination œil-main, stabilité des mains, temps de

tapotement et temps de réaction). Ces paramètres ont été déterminés à l'aide de données qui, selon les estimations antérieures, ne montraient aucune relation dose-réponse et aucun effet statistiquement significatif associé à l'exposition au manganèse dans l'air (comme décrit dans Santé Canada, 2019a).

Des revues systématiques récentes des publications scientifiques ont permis de recenser des études portant sur l'exposition de la population générale (contexte non professionnel) au manganèse dans l'atmosphère et les effets neurologiques connexes, ou sur des biomarqueurs de l'exposition (Martins et coll., 2020; Fernández-Olmo et coll., 2021; Ruiz-Azcona et coll., 2021). Les études recensées dans ces revues systématiques ont été principalement menées à proximité d'activités industrielles ou dans des zones urbaines, où le méthylcyclopentadiényle manganèse tricarbonyle (MMT) peut être utilisé comme additif pour l'essence. La plupart sont des études transversales, qui ne permettent pas d'établir une séquence temporelle. Les effets sur les comportements et la cognition relevés dans ces études étaient probablement attribuables à des expositions antérieures, plutôt qu'à une exposition courante ou récente, ce qui est ce dont les auteurs ont fait état. De plus, les variations de la vulnérabilité liées à l'âge et, par conséquent, les périodes critiques d'exposition, demeurent incertaines.

Fernández-Olmo et coll. (2021) ont conclu que, bien que des troubles neurologiques ou neuropsychologiques (principalement moteurs) aient été associés à l'exposition au manganèse, laquelle a surtout été mesurée par les concentrations de manganèse dans les cheveux, cette association n'est pas toujours statistiquement significative. De plus, il est difficile de comparer les études en raison de l'hétérogénéité des plans expérimentaux (utilisation de différentes mesures du manganèse dans l'atmosphère, de biomarqueurs différents de l'exposition, de tests différents pour évaluer les mêmes paramètres neurologiques ou neuropsychologiques, de différentes stratégies d'analyse des données et de différents facteurs de confusion pouvant être présents dans les modèles statistiques). Dans une méta-analyse de 11 études menées chez des adultes, Ruiz-Azcona et coll. (2021) ont dégagé des corrélations négatives statistiquement significatives entre l'exposition au manganèse et les fonctions cognitives et motrices (plus la concentration de manganèse est élevée, plus faibles sont les scores), à l'aide d'une approche de combinaison des corrélations.

Bien qu'il y ait eu de nombreuses études (≥ 25) décrivant l'exposition au manganèse dans l'air chez les enfants, seulement 5 comprenaient des mesures de la concentration dans l'air et une évaluation des effets neurotoxicologiques (Riojas-Rodríguez et coll., 2010; Lucchini et coll., 2012; Torres-Agustín et coll., 2013; Hernández-Bonilla et coll., 2016; Haynes et coll., 2018). Des biomarqueurs de l'exposition ont été mesurés dans chacune des études, bien qu'on ait décelé certaines variations dans les biomarqueurs choisis. Les principales conclusions de ces études sont résumées ci-dessous.

Dans une étude transversale, Lucchini et coll. (2012) ont examiné les associations entre les concentrations de manganèse dans l'air et les comportements et les fonctions

cognitives et motrices dans un groupe d'adolescents italiens ($n = 154$) vivant à Valcamonica, une collectivité située près d'une usine de fabrication d'alliages de manganèse où une augmentation de la prévalence de la maladie de Parkinson avait déjà été constatée. Les concentrations moyennes de manganèse dans l'air (PM_{10}) et le sol étaient de $0,0495 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (médiane : $0,0314 \mu\text{g}/\text{m}^3$, fourchette : $0,0012$ à $0,517 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et $958 \text{ mg}/\text{kg}$ (médiane : $897 \mu\text{g}/\text{m}^3$, fourchette : 465 à $1\,729 \mu\text{g}/\text{m}^3$) respectivement, ce qui représente des concentrations environ 2 fois plus élevées que celles d'une zone de référence non industrielle, dont 157 adolescents composaient le groupe témoin. Les modèles de régression ont montré une altération significative de la coordination motrice, de la dextérité et de l'identification des odeurs associées à une concentration de manganèse dans le sol, ce qui indique que les sujets ont été antérieurement exposés au manganèse dans l'air. Une association statistiquement significative a également été dégagée entre l'intensité des tremblements de la main dominante et la concentration de manganèse dans les cheveux (moyenne = $0,16 \text{ mg}/\text{g}$) et le sang (moyenne = $10,99 \text{ mg}/\text{L}$), outre une association limite entre l'intensité des tremblements et la concentration de manganèse du sol. Une différence entre les sexes a également été observée, la performance étant plus faible pour identifier les odeurs et l'intensité des tremblements étant plus élevée chez les garçons. Selon les auteurs, la concentration de manganèse dans le sol est plus représentative de l'exposition cumulative de longue date du manganèse provenant des émissions de ferro-alliages, plutôt que de l'activité actuelle.

Dans le cadre d'une série d'études examinées dans la présente, une étude réalisée par Riojas-Rodríguez et coll. (2010) ont réalisé une étude dans laquelle ils ont examiné les effets du manganèse dans l'air sur les fonctions neurologiques dans une population d'écoliers (de 7 à 11 ans) dans le district minier de Molango, au Mexique. Les chercheurs ont comparé les enfants de la zone exposée ($n = 79$) à un groupe de référence de 93 enfants vivant à l'extérieur du district minier. La concentration médiane de manganèse dans l'air (PM_{10}) sur 24 heures était plus élevée dans les collectivités exposées ($0,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$) que dans les collectivités témoins ($0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Les sujets des 2 groupes présentaient des QI moyens (score de l'échelle d'intelligence de Wechsler pour les enfants [WISC]-R) inférieurs aux QI attendus (QI de 90 à 110) (Wechsler, 1983, cité dans Riojas-Rodríguez et coll., 2010). Toutefois, la fréquence était beaucoup plus élevée dans le groupe exposé (92 %) que dans le groupe témoin (73 %). Le groupe exposé affichait des QI global, verbal et de performance beaucoup plus faibles que ceux du groupe témoin, et la même tendance se poursuivait pour la plupart des tests secondaires. Selon les concentrations de manganèse mesurées dans les cheveux, les jeunes filles étaient plus touchées que les garçons. Les auteurs de l'étude ont indiqué que les effets cognitifs n'étaient probablement pas attribuables à une exposition actuelle ou récente, et que les périodes critiques d'exposition au manganèse des enfants demeurent incertaines à déterminer en raison de l'absence d'études longitudinales.

Au cours d'une étude de suivi, Torres-Agustín et coll. (2013) ont examiné les effets sur la mémoire verbale et l'apprentissage dans une étude transversale ciblant la même population du district minier de Molango, au Mexique. Les chercheurs ont fait passer le

test de l'apprentissage auditif verbal des enfants, comprenant des sous-échelles d'évaluation de la courbe d'apprentissage, de la mémorisation immédiate, la mémorisation tardive, l'exactitude de la reconnaissance, l'étendue de la mémoire immédiate et le degré d'apprentissage pour examiner les capacités cognitives. Les concentrations médianes de manganèse dans les PM_{2,5} à l'extérieur (0,08 µg/m³) et à l'intérieur (0,07 µg/m³) étaient plus élevées dans la collectivité exposée que dans la collectivité de référence (0,02 µg/m³). Le score des tests de mémoire à long terme, ajustés pour tenir compte de covariables relatives, était en moyenne plus faible dans le groupe d'enfants exposés que dans le groupe d'enfants non exposés. Une association négative a été dégagée entre l'exposition au manganèse, mesurée par la concentration de manganèse dans les cheveux, et la mémoire à long terme, et cette association était plus marquée chez les filles que chez les garçons.

Hernández-Bonilla et coll. (2016) ont également examiné et comparé les effets associés à une exposition au manganèse dans l'air chez 148 enfants d'âge scolaire (de 7 à 11 ans) du même district minier, par rapport à un groupe de 119 enfants de la même collectivité de référence. La perception visuelle et la mémoire à court terme ont été évaluées au moyen du test de la figure complexe de Rey-Osterrieth. On avait déjà fait état de la présence du manganèse dans l'air ambiant en 2006 (concentrations de 0,080 µg/m³ dans les PM_{2,5} et de 0,470 µg/m³ dans les PM₁₀) et en 2013 (0,010 µg/m³ dans les PM_{2,5} et 0,240 µg/m³ dans les PM₁₀) dans la zone minière. Dans la zone de référence, les concentrations de manganèse dans l'air sont demeurées constantes, à 0,020 µg/m³ dans les PM₁₀, pendant cette période, comme l'indiquent Fernández-Olmo et coll. (2021). L'exposition au manganèse, estimée par la concentration de manganèse mesurée dans les cheveux, était également associée à des altérations de la perception visuelle et de la mémoire visuelle à court terme, ce qui a eu une plus grande incidence sur la précision de la perception visuelle chez les filles.

Haynes (2018) a étudié les effets du manganèse dans l'air sur le développement neurologique d'enfants de 7 à 9 ans ($n = 106$) d'East Liverpool, en Ohio, et des collectivités environnantes. Des préoccupations ont été relevées en matière de santé environnementale, concernant un incinérateur de déchets dangereux et une usine de traitement du manganèse dans la collectivité, ainsi que les concentrations de manganèse dans l'air supérieures à la concentration de référence de l'EPA des États-Unis (0,050 µg/m³) pendant plus d'une décennie. Une association inverse statistiquement significative entre la concentration de manganèse dans les cheveux et le QI global a été dégagée, association qui était le plus évident dans les sous-échelles de la mémoire de travail et la vitesse de traitement. Toutefois, aucune corrélation avec les concentrations de manganèse dans l'air n'a été mentionnée. Aucune différence statistiquement significative n'a été observée entre les sexes.

Les associations entre le manganèse dans l'air et les effets neurologiques ont été examinées chez 288 adultes (120 hommes et 168 femmes; âgés de 20 à 87 ans) vivant dans un district minier à Molango, au Mexique (Rodríguez-Agudelo et coll., 2006; Solís-Vivanco et coll., 2009). Rodríguez-Agudelo et coll. (2006) ont évalué la fonction motrice

de cette population à l'aide d'une batterie de tests neuropsychologiques. La concentration de manganèse dans l'air variait de 0,003 à 5,86 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, et la concentration moyenne (moyenne géométrique) était de 0,13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Environ les 3 quarts des sujets du groupe à l'étude ont été exposés à des concentrations de manganèse dans l'air supérieures à la concentration recommandée par l'EPA des États-Unis pour les milieux non professionnels (0,05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). La concentration moyenne de manganèse dans le sang était de 9,44 $\mu\text{g}/\text{L}$ (variant de 5,0 à 31,0 $\mu\text{g}/\text{L}$). Une association statistiquement significative a été établie entre le manganèse dans l'air et les tests de motricité qui évaluaient les variations de la position des mains en mouvement (RC 3,09; IC à 95 % : 1,07, 8,92). On a également constaté une association entre la régulation verbale des mouvements et le manganèse dans l'air (RC 2,30; IC à 95 % : 1,00, 5,28). Solís-Vivanco et coll. (2009) ont également examiné l'association entre le manganèse dans l'air et la fonction cognitive au sein de la même population. Le manganèse dans l'air était associé à un risque accru de déficit de l'attention (RC 1,75, IC à 95 %, 1,01 à 3,06). Aucune association n'a été établie entre les concentrations de manganèse dans le sang et l'activité motrice ou la fonction cognitive dans ces 2 études.

Lucchini et coll. (2014) ont examiné les effets neurocomportementaux (fonctions motrices, cognitives et sensorielles) associés à une exposition à long terme au manganèse chez les personnes âgées. La concentration moyenne de manganèse dans l'air était de 0,0264 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à Valcamonica et de 0,0210 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans la zone de référence. Les différences dans la couche superficielle du sol étaient plus prononcées, la concentration étant de 1 026 mg/kg à Valcamonica comparativement à 421 mg/kg dans la zone de référence. L'exposition pendant toute la vie au manganèse était statistiquement significativement associée à des changements dans la discrimination des odeurs, la coordination motrice, les capacités cognitives et la concentration sérique de prolactine. Une CRI_1 de 0,0227 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (PM_{10}) a été établie pour l'association entre le manganèse dans l'air et la coordination motrice. Comme les concentrations de manganèse dans l'air (air-Mn) étaient plus élevées au cours des années précédant la cessation des activités liées au ferromanganèse en 2001, et comme l'âge et les antécédents du lieu de résidence des sujets indiquent que ceux-ci ont probablement été exposés par l'environnement de façon plus importante pendant la majeure partie de leur vie, la confiance dans la pertinence réelle de cette valeur est faible.

Une série d'études a permis d'examiner l'association entre le manganèse dans l'air ambiant et les effets neurologiques chez les adultes de Marietta, en Ohio, où une importante fonderie transformant le ferromanganèse et le silicomanganèse est en activité depuis plus de 50 ans (Kim et coll., 2011; Bowler et coll., 2012, 2015, 2016; Kornblith et coll., 2018).

Kim et coll. (2011) ont comparé les résultats à l'Unified Parkinson's Disease Rating Scale (UPDRS), à un test sur le balancement postural et à un questionnaire complet étudiant les données démographiques et la santé générale de 100 sujets exposés avec ceux de 90 personnes d'une collectivité de référence faiblement exposée au manganèse dans l'air. Les concentrations estimatives de manganèse dans l'air de la

zone résidentielle obtenues par modélisation variaient de 0,04 à 0,96 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et la moyenne était de 0,18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ chez les individus du groupe exposé, mais les auteurs n'ont présenté aucun résultat pour le groupe témoin. La concentration moyenne de manganèse dans le sang chez les personnes de la zone exposée était semblable à celle de la collectivité de référence. Après ajustement pour tenir compte de covariables, dont la concentration sanguine de plomb, de cadmium et de mercure, les risques de score anormal aux volets de l'activité motrice et de la bradykinésie à l'UPDRS (rapports de cotes) étaient 2,42 et 5,18 fois plus élevés, respectivement, dans le groupe exposé et dans le groupe témoin. Bowler et coll. (2012) ont analysé le même ensemble de données que Kim et coll. (2011) et ont fait état d'une association entre l'anxiété généralisée et l'exposition cumulative établie en fonction de la concentration de manganèse dans l'air obtenue par modélisation et de la durée de résidence. Les scores d'anxiété généralisée supérieurs étaient liés à une performance plus faible dans les activités motrices de la vie quotidienne, la bradykinésie et les déplacements.

Dans une étude de suivi réalisée par Bowler et coll. (2015), des individus d'East Liverpool, en Ohio, ont été recrutés en fonction des mêmes critères d'inclusion et d'exclusion que ceux utilisés pour la collectivité de Marietta (au moins 10 ans de résidence, âge de 30 à 75 ans, aucune maladie grave ni exposition à des substances toxiques nécessitant une hospitalisation, sans diagnostic de trouble psychiatrique ou dégénératif, et aucun antécédent de travail dans une installation produisant des émissions de manganèse). Cette étude comprenait 86 personnes d'East Liverpool et 100 personnes de Marietta, sans groupe supplémentaire ayant été faiblement exposé. Une batterie complète de tests d'évaluation de la fonction cognitive, examinant la pensée abstraite, l'attention et la concentration, les fonctions exécutives et la mémoire, a été administrée. Les concentrations estimatives de manganèse dans l'air obtenues par modélisation pour les PM_{10} variaient de 0,03 à 1,33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à Marietta et de 0,005 à 2,21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à East Liverpool, et les moyennes arithmétiques étaient de 0,18 et 0,31 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivement. Une relation inverse statistiquement significative a été dégagée entre la concentration de manganèse dans l'air obtenue par modélisation et le résultat aux tests d'évaluation de la mémoire visuospatiale et des compétences verbales. En outre, la relation était presque statistiquement significative entre la concentration de manganèse dans l'air obtenue par modélisation et les résultats des tests évaluant la flexibilité cognitive, les fonctions exécutives, la mémoire visuelle immédiate et différée, la mémoire de travail, l'attention et l'apprentissage, ce qui indique qu'une plus grande exposition était associée à une moins bonne performance. Dans un rapport ultérieur de Bowler et coll. portant sur cet ensemble de données (2016), les auteurs ont dégagé une corrélation statistiquement significative entre l'exposition au manganèse dans l'air obtenue par modélisation et les tremblements, et la distance par rapport à la source ponctuelle d'exposition au manganèse avait une incidence sur la fréquence et l'accélération des tremblements.

Kornblith et coll. (2018) ont examiné de façon approfondie les résultats des évaluations neurologiques, neuropsychologiques, physiologiques, de l'humeur et de la santé chez des résidents de Marietta et d'East Liverpool pour établir des profils de signes et

symptômes associés à l'exposition au manganèse. Ils ont comparé ces profils avec les effets recensés de la maladie de Parkinson, comme décrits dans les publications. Puis ils ont relevé un groupe présentant des tremblements et un autre groupe sans tremblement, comme ce qui est observé dans la maladie de Parkinson, mais l'altération des fonctions exécutives ne se présentait généralement pas avec des symptômes autres que des tremblements (c'est-à-dire troubles de la démarche et bradykinésie ou rigidité). Les profils de symptômes différents, associés à l'exposition au manganèse et à la maladie de Parkinson, indiquent que ces 2 états ont une pathophysiologie et un développement distincts.

Parmi les limites relevées dans l'ensemble des études dans la population, tant chez les enfants que chez les adultes, citons l'absence de relation temporelle, comme il a été mentionné précédemment, qui empêche de bien examiner l'évolution des effets au fil du temps. Il se peut que les effets subcliniques observés dans les groupes exposés au manganèse représentent les premiers effets, subtils, associés à une exposition chronique à de faibles concentrations de manganèse dans l'air. Cependant, ces premiers effets subtils peuvent aussi être en partie aléatoires. En outre, dans de nombreuses études, on a utilisé des estimations obtenues par modélisation des concentrations atmosphériques ou fourni uniquement les expositions individuelles au manganèse aux concentrations actuelles, ce qui complique le calcul des expositions antérieures ou cumulatives. Les fractions granulométriques du manganèse mesurées et déclarées variaient d'une étude à l'autre, ce qui rendait difficile la comparaison entre les études. Les études antérieures visant des populations en contexte professionnel étaient principalement axées sur les hommes, les effets chez les femmes étant donc peu représentés. Bien que les études synthétisées ici comprennent des précisions sur les hommes et les femmes, l'influence du sexe sur l'apparition et l'évolution de maladies neurodégénératives, notamment l'incidence que pourraient avoir des effets hormonaux sur la pharmacocinétique, reste à déterminer. L'absence d'un biomarqueur fiable limite également l'étude des associations entre les effets montrés sur la santé et la concentration interne de manganèse. En outre, de nombreuses expositions concomitantes connues, dont à d'autres métaux comme le plomb et le mercure, peuvent avoir une incidence sur la neurotoxicité. Bien que des ajustements aient été apportés pour tenir compte, le cas échéant, des facteurs de confusion possibles, le fait de ne pas avoir pris en considération les expositions concomitantes, ainsi que les autres facteurs de confusion qu'on ne connaît pas, peut avoir influé sur les résultats obtenus.

Études chez l'animal

Des chercheurs ont observé que l'exposition aiguë au manganèse par inhalation causait des effets sur les voies respiratoires, notamment un œdème et une inflammation pulmonaires chez les animaux de laboratoire à une concentration égale ou supérieure à 2,9 mg Mn/m³ sous forme d'oxyde de manganèse (Adkins, 1980, cité dans OEHHA, 2014; Bergström 1977).

Des lésions inflammatoires transitoires aux points de contact ont été observées dans les voies respiratoires de rats et de singes rhésus au début de l'âge adulte, à la suite d'expositions répétées (6 heures/jour, 5 jours/semaine, durée égale ou supérieure à 65 jours) au sulfate de manganèse. Une inflammation, caractérisée par des infiltrats de cellules inflammatoires surnuméraires et des débris nécrotiques de fibrine, a été constatée dans l'épithélium de la cavité nasale de rats Sprague-Dawley exposés à 0,5 mg Mn/m³ (Dorman et coll., 2004B, cité dans ATSDR, 2012). Aucun effet n'a été noté chez les animaux exposés à la concentration faible de 0,1 mg Mn/m³. Dans une étude distincte, des lésions dans les voies respiratoires inférieures (légère bronchiolite subaiguë, inflammation du canal alvéolaire et prolifération des tissus lymphoïdes associés aux bronches) ont été remarquées chez des singes rhésus exposés à 1,5 mg Mn/m³ sous forme de sulfate de manganèse (Dorman et coll., 2005, cité dans ATSDR, 2012). Aucun effet n'a été relevé chez les singes exposés à une concentration égale ou supérieure à 0,3 mg Mn/m³. Les effets se sont révélés réversibles chez les 2 espèces, après une période de repos de 45 jours.

Des effets au point d'entrée ont également été notés dans des études citées dans les dossiers REACH (Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals) pour le manganèse et le MnCl₂. Toutefois, aucune version originale de rapports et révisions d'études d'autres organismes de réglementation n'a été trouvée sur ces études. Des effets sur les poumons (augmentation du poids des poumons, histiocytose alvéolaire et alvéolite) ont été constatés chez des rats après des expositions répétées (13 semaines) au manganèse sous forme de poudre métallique (auteur inconnu, 2016, cité dans le dossier REACH [modifié en 2021]). Des effets sur les voies respiratoires (métaplasie squameuse accompagnée d'inflammation submucosale, et hyperplasie, dégénérescence ou ulcération bronchoalvéolaires chez certains animaux) ont également été observés dans des études portant sur des rats au début de l'âge adulte exposés (mouseu seulement) à 15 mg Mn/m³ de MnCl₂ (McGough et Jardine, 2017; Dettwiler, 2016, cité dans le dossier REACH [modifié en 2020]). Des signes cliniques, dont une respiration sifflante, des crépitements et un essoufflement, ainsi que de la dyspnée ont également été relevés. Des foyers de macrophages phagocytaires et une inflammation granulolymphocytaire ont été constatés dans les alvéoles lors de la nécropsie, de même qu'une hausse de la fréquence et de la gravité liée à la dose.

La réaction inflammatoire générale constatée dans les poumons (c'est-à-dire la pneumonie), accompagnée d'une augmentation du nombre de macrophages et de leucocytes, est principalement considérée comme une réaction adaptative du système immunitaire aux particules de composés du manganèse inhalés (ATSDR, 2012). Cependant, des effets durables ont été observés chez les animaux exposés à une concentration égale ou supérieure à 5 mg Mn/m³.

Chez les primates non humains examinés pour déterminer les effets sur le comportement, l'hyperactivité est souvent signalée comme le premier symptôme à apparaître, qui évolue notamment en mouvements anormaux, en rigidité musculaire et en flexion des membres (Santé Canada, 2010a). On fait aussi fréquemment état de

tremblements. Les effets sur le comportement sont souvent corrélés avec des lésions cérébrales, en particulier dans les noyaux gris centraux, attribuables notamment à une gliose, à une dépigmentation, et à une dégénérescence et à une perte neuronales (Mella, 1924; Gupta et coll., 1980; Eriksson et coll., 1987; cité dans Santé Canada, 2010 a). La plupart des études portaient sur l'exposition par voie orale, intraveineuse ou sous-cutanée. Les études effectuées par inhalation sont peu nombreuses. Aucun signe neurologique n'a été constaté chez les singes rhésus femelles ($n = 4$) exposés à de la poussière de dioxyde de manganèse ($< 5 \mu\text{m}$) à raison de 30 mg Mn/m^3 pendant 2 ans, malgré une augmentation de 60 à 80 % de la concentration de manganèse dans les noyaux gris centraux et une diminution statistiquement significative de la concentration de dopamine dans le noyau caudé et le globus pallidus. Toutefois, les effets neurocomportementaux n'ont pas été évalués spécifiquement (Bird et coll., 1984). Dans des études distinctes menées par Dorman et coll. (2006b, 2006c), des singes rhésus ont été exposés à du MnSO_4 pendant 90 jours. Aucun effet sur le comportement n'a été noté. Cependant, aucun essai spécifique n'a été mené. À des expositions égales ou supérieures à $0,06 \text{ mg Mn/m}^3$, on a constaté une augmentation de la concentration de manganèse dans le globus pallidus, le putamen, la matière blanche et le cervelet, ainsi qu'une augmentation dans le noyau caudé, l'hypophyse, le cortex frontal et les nerfs trijumeaux à des expositions plus élevées.

En revanche, chez les rongeurs exposés, les modifications transitoires de la motricité spontanée semblent être l'effet le plus sensible et dont on fait le plus souvent état (Santé Canada, 2010a). Les résultats de ces études n'ont pas été entièrement cohérents, probablement en raison des différences dans les méthodes, particulièrement en ce qui concerne le délai entre le moment auquel l'activité a été mesurée et le début de l'administration de la dose (Santé Canada, 2010a). Des anomalies de l'activité locomotrice ont été observées chez les rongeurs à la suite d'expositions répétées par inhalation (13 semaines) au sulfate de manganèse ($\geq 0,009 \text{ mg Mn/m}^3$), à un mélange de phosphate et de sulfate de manganèse ($0,01 \text{ mg Mn/m}^3$) et au manganèse métallique ($3,75 \text{ mg Mn/m}^3$), mais pas au phosphate de manganèse ($\leq 1,1 \text{ mg Mn/m}^3$) (St-Pierre et coll., 2001; Normandin et coll., 2002, 2004; Salehi et coll., 2003, 2006; Tapin et coll., 2006; précisions dans l'ATSDR 2012). Cependant, les résultats variaient, certaines études faisant état d'une augmentation de l'activité globale, tandis que d'autres indiquaient des diminutions. Certaines études ne contenaient pas non plus de données sur la relation dose-réponse. Ces effets ont été associés à une augmentation de la concentration de manganèse dans le cerveau, principalement dans le cortex frontal, le globus pallidus et la région du noyau caudé et du putamen. Toutefois, à des doses élevées, les effets étaient plus répandus, notamment dans les régions du bulbe olfactif et du cervelet. On a relevé une diminution correspondante du nombre de neurones dans le globus pallidus après une exposition au sulfate de manganèse ou au mélange de phosphate et de sulfate de manganèse. La diminution du nombre de cellules dans la région du noyau caudé et du putamen était aussi associée à l'exposition au mélange uniquement (précisions dans l'ATSDR, 2012). Une augmentation de la concentration de manganèse a été constatée dans le cortex, le striatum et le globus pallidus chez les rats après 13 semaines de traitement à des

doses égales ou supérieures à 0,5 mg Mn/m³, accompagnée d'un léger renversement après l'arrêt du traitement (auteur inconnu, 2016; dossier REACH [modifié en 2021]).

Des effets sur le comportement ont été observés chez les rongeurs à la suite d'expositions répétées par inhalation (sur 90 jours) à des concentrations égales ou supérieures à 3 mg Mn/m³ (Salehi et coll., 2003; Normandin et coll., 2004; précisions dans Santé Canada, 2010a). On a aussi fait état de troubles d'apprentissage chez les rongeurs après une exposition au manganèse. La réponse des marqueurs biochimiques de la neurotoxicité dans le cerveau variait selon l'exposition par inhalation à des concentrations de sulfate de manganèse (variant d'environ 0,1 mg Mn/m³ à 1 mg Mn/m³) et la durée d'exposition (période courte ou intermédiaire) et se manifestait par une diminution de la glutamine synthétase, de l'ARNm des métallothionéines, de la tyrosine hydroxylase, et de la protéine de transport du glutamate de type 1 et de son ARNm (ATSDR, 2012). Toutefois, l'incidence de ces changements, dont les effets sur les mesures fonctionnelles, n'est pas élucidée.

Les rongeurs nouveau-nés sont plus sensibles que les rongeurs adultes à l'accumulation de manganèse dans le cerveau après une exposition par inhalation, comme en témoignent les concentrations élevées de manganèse dans le striatum après une exposition par inhalation à 0,05 mg Mn/m³ chez les rats nouveau-nés (exposition *in utero* et en période néonatale), à une concentration égale ou supérieure à 0,1 mg Mn/m³ chez les rats mâles au début de l'âge adulte et de plus de 0,5 mg Mn/m³ chez les rats femelles au début de l'âge adulte (Dorman et coll., 2004a, 2005; précisions dans Santé Canada, 2010a). Une relation linéaire liée à la dose de manganèse transféré par la lactation aux petits a été observée chez les mères exposées à de la poussière de MnCl₂ par inhalation (dossier REACH [modifié en 2020]). Une étude sur la toxicité pour la reproduction (McGough et Jardine, 2017) a fait état d'une augmentation des pertes post-implantation et d'une diminution du taux de survie des petits (0 au 4^e JPN), mais, ces effets se sont produits en même temps que des effets sur les voies respiratoires chez les pères aux doses égales ou supérieures à 10 mg Mn/m³. Des effets sur le développement (hypertrophie de la glande thyroïde chez le fœtus, hypertrophie et/ou hyperplasie diffuse des follicules, ossification retardée et côtes ondulées) ont été observés chez les fœtus dont la mère a reçu 26 mg Mn/m³ sous forme de MnCl₂ au cours d'une étude de toxicité pour le développement figurant dans le dossier REACH (modifié en 2020; Dettwiler, 2016; rapport d'étude non disponible). Aucun effet lié au traitement n'a été constaté pour les paramètres relatifs à l'utérus et à la reproduction. Les effets sur le développement mentionnés ci-dessus, bien qu'ils soient préoccupants, ont été constatés à des doses beaucoup plus élevées que celles qui sont associées à la neurotoxicité. Par conséquent, un point de départ neurotoxique fournit des marges additionnelles aux concentrations auxquelles on observe ces effets.

Comme l'a indiqué Santé Canada (2010a), les effets du manganèse sur les systèmes ou appareils autres que le système nerveux, les poumons et l'appareil reproducteur n'ont pas fait l'objet d'une étude approfondie parce qu'ils ne sont pas considérés comme les premières cibles de ce métal. Cependant, il n'existe aucune donnée

probante importante établissant un lien entre le manganèse inhalé et des effets nocifs graves sur d'autres organes tels que le foie, les reins ou le pancréas.

8.1.5 Effets sur la santé causés par l'exposition par voie cutanée

Selon l'ATSDR (2012), aucune étude chez les animaux ou les humains n'a été menée sur la toxicité générale, notamment sur la neurotoxicité, découlant d'une exposition cutanée au manganèse inorganique. Plusieurs évaluations internationales (OMS, 1999; ATSDR, 2012) indiquent que l'exposition au manganèse par voie cutanée ne semble pas très préoccupante pour la santé. Comme la neurotoxicité associée à une exposition par voie cutanée n'a pas été évaluée, on juge approprié de comparer cette exposition à l'exposition par voie orale (dose entrant dans la circulation générale) et de tenir compte de l'absorption cutanée dans la caractérisation des risques.

8.1.6 Prise en compte des sous-groupes de la population qui peuvent être plus sensibles

Certains sous-groupes de la population canadienne peuvent être plus sensibles aux effets nocifs pour la santé. Nous avons évalué le potentiel de sensibilité au cours de différentes étapes de la vie ou en fonction du sexe en s'appuyant sur les études à notre disposition. Dans la présente évaluation des effets sur la santé, les études examinées comprennent des études menées sur des animaux de laboratoire portant sur les effets sur le développement, dont le développement neurologique chez les jeunes, et des études de toxicité pour la reproduction. En outre, nous avons examiné des études sur les effets neurotoxiques dans des populations humaines vivant près de sources ponctuelles à diverses étapes de la vie (expositions prénatale et postnatale avec des dyades mère-nourrisson, des enfants, des adolescents et des personnes âgées) afin d'évaluer le potentiel de sensibilité pendant ces étapes importantes de la vie (comme il en est question à la section 8.1.3). De nombreuses études figurant dans la base de données sur les dangers traitaient des différences entre les sexes. Dans l'ensemble, nous avons déterminé que les stades prénatal et postnatal, ainsi que le « troisième âge » sont les stades du développement les plus sensibles aux effets nocifs pour la santé. Un paramètre de neurotoxicité pour le développement a été utilisé comme l'un des effets critiques sur la santé pour caractériser le risque découlant de l'exposition au manganèse.

8.2 Évaluation de l'exposition

La présente évaluation de l'exposition tient compte de l'exposition combinée à l'entité manganèse provenant de sources naturelles ou anthropiques. Le manganèse est un élément naturel largement répandu dans l'air, l'eau et le sol. De nombreuses études ont permis de mesurer le manganèse dans divers milieux, dont le sang entier, le sérum, l'urine, l'air, l'eau potable, les aliments, le sol, la poussière et les produits disponibles aux consommateurs. La concentration de manganèse dans les milieux naturels varie

grandement en fonction des conditions environnementales et de la proximité des sources anthropiques comme les installations industrielles du secteur des ferro-alliages (US EPA, 2004).

8.2.1 Biosurveillance

Les concentrations de manganèse total ont été mesurées dans le sang ou l'urine dans de nombreuses études nationales et internationales de biosurveillance en population, dont l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS). Les concentrations de manganèse dans le sang total et l'urine ont été mesurées chez des participants de l'ECMS âgés de 6 à 79 ans au cours du cycle 1 (2007 à 2009) et âgés de 3 à 79 ans au cours du cycle 2 (2009 à 2011). Selon les données du cycle 2, la médiane et la valeur au 95e centile des concentrations dans le sang entier de la population canadienne âgée de 3 à 79 ans étaient respectivement de 9,5 et 15 µg/L, dont le taux de détection était de 100 %, tandis que le manganèse dans l'urine n'a été détecté que dans 29 % des échantillons et que la valeur au 95e centile était de 0,61 µg/g de créatinine (Santé Canada, 2023). L'étude Maternal-Infant Research on Environmental Chemicals (MIREC), qui est une étude nationale sur les cohortes de femmes enceintes, a également permis de mesurer le manganèse dans des échantillons de sang maternel, de sang de cordon ombilical et de méconium de nourrissons (recueillis entre 2008 et 2011). Les concentrations de manganèse dans le sang maternel au premier trimestre (8,8 µg/L) et au troisième trimestre (12,6 µg/L) étaient comparables à la concentration sanguine déclarée pour la population générale dans l'étude de l'ECMS. Une concentration médiane de manganèse significativement élevée (31,9 µg/L) a été mesurée dans le sang du cordon ombilical par rapport au sang de la mère, mais cela était attendu, étant donné que le manganèse traverse la barrière placentaire (Arbuckle et coll., 2016).

Bien que de nombreux auteurs aient étudié la pertinence du manganèse dans le sang, l'urine et d'autres matrices biologiques comme biomarqueur pour quantifier l'exposition, le manganèse du sang et de l'urine n'est pas suffisamment sensible pour être considéré comme biomarqueur de l'exposition aux fins de la présente ébauche d'évaluation. Le manganèse du sang n'est pas considéré comme un biomarqueur sensible de l'exposition pour l'interprétation des données de biosurveillance en population en raison de l'homéostasie étroitement régulée du manganèse dans le sang, contrairement à l'excrétion urinaire du manganèse, qui ne réagit généralement pas à l'exposition externe au manganèse.

8.2.2 Exposition quotidienne aux milieux naturels, à l'eau potable et aux aliments

8.2.2.1 Air

Le manganèse présent dans les particules (PM) en suspension dans l'air provient de sources naturelles et anthropiques. Les concentrations de manganèse dans l'air

extérieur au Canada varient selon le lieu d'échantillonnage. Les concentrations de manganèse dans les particules de l'air ambiant ont été mesurées partout au Canada dans le cadre du programme du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA), par des réseaux de surveillance de la qualité de l'air à Hamilton, à Sarnia et à Montréal, ainsi que dans d'autres études menées à Halifax, Windsor, Ottawa et Toronto et dans la région du Cercle de feu dans le nord de l'Ontario. Dans l'ensemble, la médiane et la valeur au 95e centile des concentrations de manganèse dans les PM_{2,5} mesurées à l'extérieur variaient de 0,00013 à 0,0047 µg/m³ et de 0,00017 à 0,013 µg/m³, respectivement (données du RNSPA de 2015 à 2019 [modifié en 2021]; Wolf et Ollson, 2019; Su et coll., 2021; Rasmussen et coll., 2022; communication personnelle, courriel du BQEA de Santé Canada adressé au BERSE de Santé Canada, daté du 26 octobre 2018; source non citée).

Le manganèse a également été mesuré dans des échantillons d'air intérieur prélevés à Halifax, à Ottawa et à Windsor. La médiane et la valeur au 95e centile des concentrations de manganèse dans les PM_{2,5} mesurées à l'intérieur des habitations variaient de 0,00006 à 0,0018 µg/m³ et de 0,0035 à 0,0097 µg/m³, respectivement (Rasmussen et coll., 2022; communication personnelle, courriel du BQEA de Santé Canada adressé au BERSE de Santé Canada, daté du 26 octobre 2018; source non citée). Le manganèse a aussi été mesuré dans la zone respiratoire des sujets (prélèvement par des échantillonneurs de PM_{2,5}, portés par les personnes durant toute la journée) dans le cadre d'une étude menée à Windsor, en Ontario, en 2005 et en 2006 (Rasmussen et coll., 2022). La médiane et la valeur au 95e centile des concentrations de manganèse mesurées étaient respectivement de 0,0019 et de 0,0063 µg/m³. Dans cette étude, la concentration de manganèse a été la plus élevée dans les PM_{2,5} des échantillons prélevés à l'extérieur, suivis des échantillons d'air de la zone respiratoire et des échantillons d'air intérieur (Rasmussen et coll., 2022).

De 2010 à 2013, l'étude sur l'exposition liée au transport urbain menée à Montréal, Ottawa, Toronto et Vancouver a porté sur des échantillons de PM_{2,5} prélevés à l'intérieur et à l'extérieur (surveillance sur les toits) de voitures personnelles, de wagons de métro et d'autobus (Van Ryswyk et coll., 2017, 2020; communication personnelle, courriel du BQEA de Santé Canada adressé au BERSE de Santé Canada, daté du 26 octobre 2018; source non citée). La médiane et la valeur au 95e centile des concentrations de manganèse associées aux voitures, aux wagons de métro et aux autobus variaient de 0,0032 à 0,431 µg/m³ et de 0,0056 à 0,513 µg/m³, respectivement. Les concentrations dans l'air intérieur des wagons de métro et des autobus étaient plus élevées que dans l'air extérieur, ce qui semble indiquer que les transports en commun pourraient être une source d'exposition au manganèse. La concentration moyenne de manganèse la plus élevée a été mesurée dans le métro de Toronto (0,431 µg/m³). La concentration élevée de manganèse était attribuable à la « poussière des rails » qui se forme par le frottement des roues en acier des wagons sur la voie ferrée elle-même en acier du réseau de métro de Toronto, ainsi qu'au fait que les stations sont principalement souterraines (Van Ryswyk et coll., 2017, 2024). En supposant un trajet

quotidien de 70 minutes, les usagers réguliers du métro de Toronto seraient exposés à des concentrations moyennes de manganèse de $0,022 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur 24 heures dans les $\text{PM}_{2,5}$, et le transport quotidien en métro représenterait 93 % du manganèse dans l'air auquel les usagers réguliers seraient exposés (Van Ryswyk et coll., 2017).

En 2017 et 2018, l'étude sur la qualité de l'air dans le métro (Subway Air Quality Initiative) et la Commission de transport de Toronto ont réalisé une évaluation des répercussions sur la santé des concentrations de manganèse dans différents micro-environnements du métro et les ont mesurées. Ainsi, les concentrations de manganèse mesurées dans les $\text{PM}_{2,5}$ sur les quais étaient 3 fois plus élevées que dans les wagons. À l'aide de ces concentrations, des concentrations dans l'air ambiant et du temps de séjour sur les quais (5 minutes) et dans les wagons de métro (1 heure), nous avons estimé que les usagers réguliers du métro étaient exposés à une concentration moyenne quotidienne pondérée en fonction du temps de $0,007 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Wolf et Ollson, 2019). Ces concentrations étaient supérieures à la concentration moyenne de manganèse dans les $\text{PM}_{2,5}$ de l'air ambiant de $0,0036 \mu\text{g}/\text{m}^3$, qui a été mesurée simultanément (Wolf et Ollson, 2019).

Il est possible que les concentrations de manganèse dans l'air extérieur soient influencées par les émissions anthropiques en milieu urbain et dans les zones d'activités industrielles et par celles provenant de sources ponctuelles de rejets. Les concentrations de manganèse ont été mesurées en milieu urbain, où diverses sources contribuent aux concentrations de manganèse total dans l'air. Les concentrations médianes de manganèse dans les $\text{PM}_{2,5}$ mesurées aux sites du RNSPA à Toronto, à Montréal et à Vancouver entre 2015 et 2019 variaient de $0,0011 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $0,0022 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (RNSPA [modifié en 2021]). Le manganèse a également été surveillé par des réseaux de surveillance de la qualité de l'air à Sarnia, en Ontario, et à Montréal, au Québec (RSQA [modifié en 2021]; CASA [modifié en 2022]). La concentration médiane de manganèse dans les particules totales en suspension (PTS) à Sarnia, de 2015 à 2019, était de $0,006 \mu\text{g}/\text{m}^3$, et la concentration médiane de manganèse mesurée dans les PM_{10} à 3 sites à Montréal, en 2020, était de $0,0054 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les rejets atmosphériques de manganèse et de ses composés sous forme de particules par les installations industrielles doivent être déclarés à l'INRP. Selon les données de l'INRP, 267 installations industrielles de 43 secteurs industriels canadiens (selon le Système de classification des industries de l'Amérique du Nord [SCIAN]-4) ont déclaré des rejets atmosphériques de manganèse entre 2015 et 2019 (tableau B-3, annexe B) (INRP, 2020). De 2015 à 2019, les émissions atmosphériques annuelles de ces installations ont varié de 0 à 17,7 tonnes de manganèse (INRP, 2020).

Afin de caractériser l'exposition associée aux installations industrielles et aux sources ponctuelles de rejets, nous avons pris en compte les concentrations atmosphériques mesurées à proximité des installations ayant déclaré les émissions atmosphériques de manganèse les plus élevées parmi différents secteurs industriels au Canada, plus précisément les émissions moyennes sur 5 ans que ces installations ont déclarés à

l'INRP de 2015 à 2019. L'exposition a été estimée pour tous les secteurs industriels dont les installations avaient des émissions atmosphériques moyennes supérieures à 1 tonne par année de 2015 à 2019. Les secteurs industriels des installations ayant déclaré des rejets dans l'air de plus d'une tonne par année étaient l'extraction de minerais métalliques (SCIAN 2122); la sidérurgie et la fabrication de ferro-alliages (SCIAN 3311); la fabrication de machines pour l'agriculture, la construction et l'extraction minière (SCIAN 3331); la production, le transport et la distribution d'électricité (SCIAN 2211); la fabrication de pièces pour véhicules automobiles (SCIAN 3363); la fabrication de pâte à papier, de papier et de carton (SCIAN 3221); et la fabrication de produits en acier à partir d'acier acheté (SCIAN 3312) (INRP, 2020). Afin de caractériser les concentrations atmosphériques, une recherche documentaire a été effectuée pour obtenir les concentrations mesurées et modélisées de manganèse dans l'air à proximité d'installations de ces secteurs industriels.

Nous avons utilisé le modèle de dispersion SCREEN3 pour estimer les concentrations atmosphériques de manganèse à proximité d'installations d'un secteur industriel pour lesquelles nous ne disposons pas de données estimatives de surveillance ou modélisées représentatives. SCREEN3 est un modèle gaussien de dispersion atmosphérique utilisé pour obtenir des valeurs préliminaires pour l'évaluation des concentrations de polluants issus de diverses sources (SCREEN3, 2011). Nous avons modélisé les concentrations annuelles de manganèse dans les PM_{2,5} du milieu récepteur résidentiel le plus proche de 5 installations du secteur de l'extraction de minerais métalliques (SCIAN 2122); du secteur de la fabrication de machines pour l'agriculture, la construction et l'extraction minière (SCIAN 3331); du secteur de la fabrication de pièces pour véhicules automobiles (SCIAN 3363); du secteur de la fabrication de pâte à papier, de papier et de carton (SCIAN 3221); et du secteur de la fabrication de produits en acier à partir d'acier acheté (SCIAN 3312). Un résumé de l'analyse est présenté ci-dessous.

Entre 2015 et 2019, 49 installations d'extraction et de raffinage de minerais métalliques (SCIAN 2122) ont déclaré des rejets atmosphériques de manganèse (INRP, 2020). La moyenne quinquennale des rejets provenant de ces installations variait de 0,000002 à 16,5 tonnes par an (INRP, 2020). Entre 2015 et 2019, 2 installations minières de Labrador City, à Terre-Neuve-et-Labrador, ont déclaré les rejets moyens dans l'air les plus élevés (INRP, 2016, 2020). On peut consulter les rapports annuels sur la qualité de l'air ambiant, notamment de la surveillance des PM_{2,5} rejetées par des installations industrielles si on en fait la demande auprès du gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador, mais il n'existe aucune donnée sur les concentrations de métaux (NL ECC, 2021). Nous disposons cependant de données de surveillance à proximité d'autres installations d'extraction et de raffinage de minerais métalliques au Canada ayant déclaré des rejets faibles. Nous disposons également de données sur les concentrations de manganèse mesurées à 9 stations d'échantillonnage de particules de l'air ambiant, destinées à mesurer les émissions de la fonderie et de la raffinerie de nickel Copper Cliff, à Sudbury (Ontario). En 2018, les concentrations de manganèse (PM₁₀) ont été mesurées (selon un calendrier d'échantillonnage de 24 heures pendant

6 jours) par 5 appareils de surveillance de la qualité de l'air situés à l'intérieur ou juste à l'extérieur des limites des installations. Les concentrations variaient de $0,002 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $0,051 \mu\text{g}/\text{m}^3$, et la concentration moyenne était de $0,008 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (VALE, 2018). La concentration médiane de manganèse dans les $\text{PM}_{2,5}$ mesurée à un site du RNSPA à Sudbury, en Ontario, de 2018 à 2019, était de $0,0015 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (RNSPA [modifié en 2021]). Les rejets de manganèse provenant des installations d'extraction de minerais métalliques à Sudbury, en Ontario, sont inférieurs à ceux de Labrador City, à Terre-Neuve-et-Labrador). Par conséquent, nous avons utilisé les estimations du modèle SCREEN3 pour caractériser les concentrations de manganèse dans l'air autour des installations ayant déclaré les rejets les plus élevés.

De 2015 à 2019, 12 usines sidérurgiques et installations de fabrication de ferro-alliages (SCIAN 3311) au Canada ont déclaré des rejets de manganèse dans l'air (INRP, 2020). La moyenne quinquennale des rejets provenant de ces installations variait de 0,02 à 7,1 tonnes par an (INRP, 2020). Les rejets de manganèse les plus élevés ont été déclarés par des installations de Hamilton, en Ontario, et de Contrecoeur, au Québec (INRP, 2016, 2020). Du manganèse a été mesuré dans les PM_{10} à 4 stations de surveillance de la qualité de l'air situées à proximité (distance de 1,7 à 5 km) d'ArcelorMittal Inc. à Contrecoeur, au Québec, d'avril à juin 2016 (Lamarche et Dao, 2020). Les concentrations médianes de manganèse dans les PM_{10} aux 4 stations de surveillance de la qualité de l'air variaient de $0,011 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $0,026 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les concentrations de manganèse ont également été mesurées à 6 sites situés à proximité d'usines sidérurgiques à Hamilton, en Ontario, par le Hamilton Air Monitoring Network (HAMN, 2022). De 2015 à 2019, la concentration médiane de manganèse dans les PTS atmosphériques était de $0,136 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (HAMN 2022). Conformément à la réglementation provinciale de l'Ontario en matière d'environnement, ArcelorMittal Dofasco modélise chaque année les concentrations atmosphériques de manganèse à proximité des usines sidérurgiques de Hamilton, en Ontario. Selon les déclarations de 2017 à 2019, les concentrations de manganèse dans les PTS au point d'impact maximal, modélisées à l'aide du modèle AERMOD et calculées pour obtenir une moyenne sur 24 heures, variaient entre $0,944$ et $1,31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ArcelorMittal Dofasco, 2018, 2019, 2020). De plus, 2 études menées par Santé Canada ont fait état de concentrations médianes de manganèse dans l'air de $0,0042 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et de $0,014 \mu\text{g}/\text{m}^3$ près de l'usine sidérurgique de Sault Ste. Marie, en Ontario, une ville qui compte une usine sidérurgique ayant déclaré des émissions de manganèse inférieures à celles de Hamilton, en Ontario, ou de Contrecoeur, au Québec (Cakmak et coll., 2014; INRP, 2020; communication personnelle, courriel du BQEA de Santé Canada adressé au BERSE de Santé Canada, daté du 26 octobre 2018; source non citée). Une diminution de près de 50 % des concentrations atmosphériques de manganèse à Montréal au début des années 1990 a été attribuée à la fermeture d'une grande usine de production d'alliages de manganèse située à environ 25 km au sud-ouest de Montréal (Boudissa et coll., 2006). Cependant, les concentrations atmosphériques à proximité de l'usine sont demeurées plus élevées que les concentrations ambiantes, même après la fermeture de l'usine. En 2003, plus de 10 ans après la fermeture de l'usine produisant des ferro-alliages, les concentrations atmosphériques près de la maison la plus proche (à 800 m de l'usine fermée) étaient de

0,13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Boudissa et coll., 2006). Les données de surveillance de la qualité de l'air du Hamilton Air Monitoring Network ont été considérées comme étant les meilleures données dont nous disposions et ayant permis de caractériser les concentrations atmosphériques à proximité des grandes usines sidérurgiques et des installations de production de ferro-alliages.

De 2015 à 2019, 2 installations de fabrication de machines pour l'agriculture, la construction et l'extraction minière (SCIAN 3331) ont déclaré des rejets de manganèse dans l'air (INRP, 2020). La moyenne quinquennale des rejets que ces installations ont déclarée à l'INRP variait de 0,0001 tonne à 3,9 tonnes par an (INRP, 2020). De 2015 à 2019, l'installation ayant affiché la moyenne la plus élevée d'émissions dans l'air est située à Saskatoon, en Saskatchewan (INRP, 2016, 2020). Nous n'avons trouvé aucune donnée modélisée ou mesurée pour cette installation. D'après les données de surveillance du site du RNSPA de Saskatoon, qui est situé à environ 7,5 km de l'installation, la concentration atmosphérique médiane dans les $\text{PM}_{2,5}$, de 2015 à 2019, était de 0,0016 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Or, des milieux récepteurs résidentiels sont situés plus près de l'installation, à moins de 7,5 km. Par conséquent, nous avons produit des concentrations estimatives à l'aide du modèle SCREEN3 afin de caractériser les concentrations atmosphériques de manganèse de ce secteur.

De 2015 à 2019, 12 installations de production, de transport et de distribution d'électricité (SCIAN 2211) ont déclaré des rejets de manganèse dans l'air (INRP, 2020). La moyenne quinquennale des rejets de ces installations variait de 0,0026 tonne à 3,4 tonnes par an (INRP, 2020). De 2015 à 2019, l'installation ayant présenté la moyenne la plus élevée d'émissions dans l'air est située à Williams Lake, en Colombie-Britannique (INRP, 2016, 2020). Les concentrations de manganèse dans l'air rejetées par cette installation ont été modélisées dans le cadre d'une demande de modification d'un permis relatif aux émissions atmosphériques délivré par le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique (BC MOE) (Atlantic Power Corporation, 2016; BC MOE, 2016). Pour ce faire, nous avons utilisé le modèle CALPUFF, en présumant que l'ensemble des traverses de chemin de fer usagées sont utilisées comme combustible, ce qui n'est peut-être pas représentatif des pratiques actuelles de l'installation. D'après BC MOE (2016), le recours à des traverses de chemin de fer ne devrait pas avoir d'incidence sur les émissions de manganèse dans l'air. Selon la déclaration, la concentration atmosphérique maximale estimative dans les PTS de cette installation, moyennée sur 24 heures, était de 0,0017 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, comme indiqué dans la demande de modification de permis (Atlantic Power Corporation, 2016). Nous n'avons trouvé aucune donnée de surveillance des concentrations atmosphériques de manganèse à proximité de cette installation.

De 2015 à 2019, 16 installations de fabrication de pièces pour véhicules automobiles (SCIAN 3363) ont déclaré des rejets de manganèse dans l'air (INRP, 2020). La moyenne quinquennale des rejets provenant de ces installations variait de 0,00017 tonne à 3,0 tonnes par an (INRP, 2020). De 2015 à 2019, l'installation ayant affiché la moyenne la plus élevée d'émissions dans l'air est située à Elora, en Ontario.

Comme nous n'avons trouvé aucune donnée modélisée ou de surveillance pour cette installation, nous avons estimé les concentrations dans l'air à l'aide du modèle SCREEN3.

De 2015 à 2019, 45 fabriques de pâte à papier, de papier et de carton (SCIAN 3221) ont déclaré des rejets de manganèse dans l'air (INRP, 2020). La moyenne quinquennale des rejets provenant de ces installations variait de 0,0001 tonne à 2,5 tonnes par an (INRP, 2020). Les rejets moyens les plus élevés ont été déclarés par une installation située à The Pas, au Manitoba. Comme nous n'avons trouvé aucune donnée modélisée ou de surveillance pour cette installation, nous avons estimé les concentrations dans l'air à l'aide du modèle SCREEN3.

De 2015 à 2019, 7 installations de fabrication de produits en acier à partir d'acier acheté (SCIAN 3312) ont déclaré des rejets de manganèse dans l'air (INRP, 2020). La moyenne quinquennale des rejets provenant de ces installations variait de 0,0004 tonne à 1,2 tonne par an (INRP, 2020). Les rejets moyens les plus élevés ont été déclarés par une installation située à Calgary, en Alberta. Nous n'avons trouvé aucune donnée modélisée ou mesurée pour cette installation. Les données de surveillance de 2 sites du RNSPA situés à Calgary, en Alberta, à environ 6,5 et 10 km de l'installation, ont été prises en compte. De 2015 à 2019, la concentration atmosphérique médiane mesurée dans les PM_{2,5} aux stations de surveillance de Calgary était de 0,0016 µg/m³ (RNSPA [modifié en 2021]). Or, des milieux récepteurs résidentiels sont situés plus près de l'installation, à moins de 6,5 km. Comme nous n'avons trouvé aucune donnée pour ces milieux récepteurs, nous avons estimé les concentrations dans l'air à l'aide du modèle SCREEN3.

De plus, les concentrations de manganèse dans l'air à proximité d'installations d'extraction de pétrole et de gaz ont été prises en compte. Ces installations ont déclaré moins de rejets atmosphériques de manganèse que les autres groupes industriels mentionnés ci-dessus. Nous les avons néanmoins prises en compte puisque nous disposons de données de surveillance. De 2015 à 2019, 3 installations d'extraction de pétrole et de gaz (SCIAN 2111) ont déclaré des rejets atmosphériques de manganèse (INRP, 2020). Les rejets atmosphériques moyens déclarés à l'INRP variaient de 0,0079 tonne à 0,48 tonne par an (INRP, 2020). De 2015 à 2019, les concentrations médianes de manganèse mesurées dans les PM_{2,5} à des endroits situés à moins de 30 km des sables bitumineux de l'Athabasca variaient de 0,00067 µg/m³ à 0,00094 µg/m³ (WBEA, 2021). De nombreuses installations d'extraction de pétrole et de gaz ayant déclaré des rejets atmosphériques de 2015 à 2019 sont situées dans cette région (INRP, 2020). La concentration de manganèse dans l'air mesurée à proximité des installations d'extraction de pétrole et de gaz est inférieure à celle de nombreux autres secteurs industriels et inférieure aussi à celle mesurée dans l'air ambiant extérieur à Sarnia (Ontario).

Les concentrations annuelles de manganèse dans les PM_{2,5} mesurées au milieu récepteur résidentiel le plus proche variaient de 0,051 à 0,807 µg/m³ à des distances

variant de 350 à 2 500 m des limites de l'installation. Les concentrations estimatives de manganèse ont été les plus élevées aux milieux récepteurs de l'installation de fabrication de pièces pour véhicules automobiles ($0,807 \mu\text{g}/\text{m}^3$), puis à ceux de l'installation de fabrication de machines pour l'agriculture, la construction et l'extraction minière ($0,208 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Des précisions sur le modèle SCREEN3 et les paramètres d'entrée de chaque installation, dont le type de source et la distance jusqu'au milieu récepteur (résidence), ainsi que la concentration atmosphérique annuelle modélisée au milieu récepteur, sont présentées dans le tableau E-1 de l'annexe E.

Plusieurs valeurs de concentration dans l'air ont été retenues pour caractériser le risque qui pourrait découler de l'exposition par inhalation au manganèse dans l'air. Pour la population générale, la concentration moyenne de manganèse dans l'air extérieur la plus élevée ($0,006 \mu\text{g}/\text{m}^3$) mesurée dans les PTS à Sarnia, en Ontario, a été choisie pour caractériser le risque découlant de l'exposition par inhalation ainsi que pour caractériser l'exposition quotidienne aux concentrations de fond dans les milieux environnementaux, l'eau potable et les aliments. Cette valeur protège contre les effets des concentrations de manganèse dans l'air intérieur, l'air respiré, l'air extérieur des zones résidentielles, l'air extérieur des zones urbaines et industrielles sans la contribution d'une source ponctuelle importante et l'air extérieur à proximité d'installations de raffinage du pétrole et du gaz. La concentration atmosphérique moyenne de manganèse dans les $\text{PM}_{2,5}$ sur 24 heures, influencée par les émissions provenant des transports en commun, a été calculée ($0,022 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à raison de 70 minutes par jour; Van Ryswyk et coll., 2017) et choisie pour tenir compte d'une possible augmentation de l'exposition causée par le métro lors du transport régulier. Afin d'estimer l'exposition possible par inhalation et les risques pour les personnes vivant à proximité d'installations industrielles, nous avons choisi les concentrations atmosphériques de manganèse de chaque secteur industriel, fondées sur des données modélisées ou mesurées, pour caractériser les risques. Ces valeurs sont présentées dans le tableau 8-1 ci-dessous.

Tableau 8-1. Concentrations moyennes de manganèse dans l'air, par jour

Contribution de la source d'air	Rejets moyens pour l'installation émettant le plus (tonnes)	Endroit	Type de données/modèle	Fraction de PM	Conc. dans l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Air extérieur	s.o.	Sarnia, Ontario	Données de surveillance	PTS	0,006 (médiane)
Transports en commun	s.o.	Métro de Toronto, Ontario	Données de surveillance	$\text{PM}_{2,5}$	0,022 (médiane)

Contribution de la source d'air	Rejets moyens pour l'installation émettant le plus (tonnes)	Endroit	Type de données/modèle	Fraction de PM	Conc. dans l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Extraction de minerais métalliques	16,5	Labrador City, Terre-Neuve-et-Labrador	SCREEN3	PM _{2,5}	0,071
Sidérurgie	7,1	Hamilton, Ontario	Données de surveillance	PTS	0,136 (médiane)
Fabrication de machines pour l'agriculture, la construction et l'extraction minière	3,9	Saskatoon, Saskatchewan	SCREEN3	PM _{2,5}	0,208
Production, transport et distribution d'électricité	3,4	Williams Lake, Colombie-Britannique	Estimations de CALPUFF, Atlantic Power Corporation	PTS	0,002 (maximum)
Fabrication de pièces pour véhicules automobiles	3,0	Elora, Ontario	SCREEN3	PM _{2,5}	0,807
Fabriques de pâte à papier, de papier et de carton	2,5	The Pas, Manitoba	SCREEN3	PM _{2,5}	0,051
Fabrication de produits en acier à partir d'acier acheté	1,2	Calgary, Alberta	SCREEN3	PM _{2,5}	0,180

Abréviations : conc., concentration; s.o., sans objet; PM, particules; PM_{2,5}, particules de diamètre aérodynamique médian inférieur à 2,5 μm ; PTS, particules totales en suspension.

^a Moyenne quinquennale des rejets dans l'air de l'installation ayant déclaré à l'INRP les émissions les plus élevées entre 2015 et 2019.

8.2.2.2 Poussière

Les concentrations de manganèse total et bioaccessible dans la poussière au Canada sont présentées dans le rapport de l'Enquête sur la poussière domestique au Canada (EPDC). Entre 2007 et 2010, des échantillons de poussière domestique ont été

prélevés dans le cadre d'un échantillonnage aléatoire représentatif à l'échelle nationale dans 1 025 habitations de 13 villes canadiennes afin d'obtenir des concentrations estimatives de référence du métal, caractéristiques du milieu urbain, à l'échelle nationale, dans la poussière domestique. Les concentrations médiane et au 95e centile de manganèse total mesurées dans de la poussière domestique fraîchement aspirée étaient de 267 et 597 mg/kg, respectivement (communication personnelle, courriel du Bureau de la science et de la recherche en santé environnementale [BSRSE] de Santé Canada adressé au BERSE de Santé Canada, daté du 20 juillet 2016; source non citée). Dans le cadre d'une autre étude, des échantillons de poussière domestique et de sol ont été prélevés dans 50 résidences situées dans 10 quartiers d'Ottawa. La concentration médiane de manganèse dans les échantillons de poussière domestique (267 mg/kg) était inférieure à celle mesurée dans le sol extérieur (532 mg/kg) (Rasmussen et coll., 2001).

Lors d'une étude menée à Toronto de 2015 à 2016, les concentrations de manganèse dans la poussière de route après balayage ont été mesurées. Ces échantillons ont été prélevés sur des artères, des routes locales et une voie rapide municipale. Les concentrations médianes de manganèse dans la poussière de route étaient de 814, 719 et 702 mg/kg, respectivement (Wiseman et coll., 2021). D'après l'association observée du manganèse avec des éléments de la croûte terrestre, le manganèse mesuré est de nature lithogène et n'est pas associé aux gaz d'échappement des automobiles (Wiseman et coll., 2021). Les concentrations de manganèse dans la poussière de route étaient supérieures à celles déclarées dans le rapport de l'EPDC.

La bioaccessibilité du manganèse provenant de la poussière dans des sucs gastriques artificiels a fait l'objet de plusieurs études. Les concentrations bioaccessibles variaient de 54 % à 68 % (Turner et Ip, 2007; Dupuis, 2013; Reis et coll., 2015, 2018). La concentration médiane de manganèse (267 mg/kg) déclarée dans le rapport de l'EPDC (communication personnelle, courriel du BSRSE, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 20 juillet 2016; source non citée) et la bioaccessibilité la plus élevée dans la poussière, soit 68 % (Reis et coll., 2015), ont été choisies pour caractériser l'exposition de la population générale par rapport à l'apport quotidien estimatif de fond par les milieux environnementaux, l'eau potable et les aliments.

8.2.2.3 Sol

L'importante accumulation de manganèse dans les sols provient de la croûte terrestre. D'autres sources de manganèse comprennent les dépôts atmosphériques directs, les végétaux, les matières végétales et animales mortes, et les excréments d'animaux (Stokes et coll., 1988). Des engrais contenant du manganèse peuvent être ajoutés au sol pour favoriser la croissance des cultures, le manganèse constituant un élément nutritif essentiel pour les végétaux. Le manganèse est présent dans le sol sous forme de Mn(II) dissous et d'oxydes de Mn(III) et de Mn(IV), tous 2 non solubles (Brandhuber et coll., 2013).

Les concentrations de manganèse dans le sol ont été mesurées dans les régions des Appalaches, du Bouclier canadien, des basses-terres du Saint-Laurent, des Plaines intérieures et de la Cordillère ainsi qu'en Colombie-Britannique, au Manitoba et en Ontario. Les concentrations médianes varient de 190 mg/kg à 621 mg/kg et les concentrations au Canada varient de 2 mg/kg à 8 620 mg/kg, dans l'ensemble (McKeague et coll., 1979; McKeague et Wolynetz, 1980; Haluschak et coll., 1998; Reimer, 1999; Rasmussen et coll., 2001; SARA, 2008; ON MOECC, 2015). Une étude menée à Toronto sur du sol provenant de zones à circulation intense n'a pas révélé de concentrations de manganèse supérieures aux concentrations de fond, ce qui indique que les gaz d'échappement des automobiles ne contribuent pas de façon importante aux concentrations dans le sol en bordure des routes (Wiseman et coll., 2013).

La bioaccessibilité du manganèse provenant du sol dans les sucs gastriques artificiels a fait l'objet de nombreuses études, et elle varie de 9 à 66 % (Sialelli et coll., 2010; Laird, 2010; Izquierdo et coll., 2015; Ngole-Jeme et coll., 2018; communication personnelle, courriel du BSRSE, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 12 septembre 2018; source non citée). La concentration moyenne de manganèse dans le sol (544 mg/kg) mesurée dans 5 grandes régions au Canada (McKeague et coll., 1979) ainsi que la bioaccessibilité la plus élevée, soit 66 % (communication personnelle, courriel du BSRSE, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 12 septembre 2018; source non citée), ont été choisies pour caractériser l'exposition de la population générale dans l'apport quotidien estimatif de fond par les milieux environnementaux, l'eau potable et les aliments.

8.2.2.4 Eau

Le manganèse présent dans les eaux souterraines et de surface peut être de source naturelle (météorisation des roches et du sol) ou anthropique (rejets industriels, activités minières et lixiviation dans les sites d'enfouissement). Les propriétés physicochimiques de l'environnement local (par exemple, teneur en carbone organique, capacité d'échange de cations, pH, potentiel d'oxydoréduction, teneur en minéraux et en particules) et la teneur en oxygène des eaux souterraines ont une incidence sur la spéciation et la solubilité dans l'eau du manganèse, ce qui en retour influe sur sa concentration dans les eaux souterraines et de surface. Le manganèse peut être ajouté à l'eau potable dans le procédé de traitement. Par exemple, l'ion permanganate (MnO_4^-) est utilisé par les usines de traitement de l'eau potable comme agent oxydant pour éliminer le fer, le manganèse et d'autres contaminants (Santé Canada, 2019a).

De façon générale, le manganèse est plus fréquent dans les eaux souterraines que dans les eaux de surface, en raison des conditions fortement réductrices des premières (Santé Canada, 2019a). Des concentrations élevées de manganèse ont été signalées dans l'eau potable de nombreux pays, dont le Canada (Barbeau et coll., 2011), où les eaux souterraines sont destinées à la consommation humaine (Frisbie et coll., 2012). La concentration dans les eaux souterraines varie en fonction de la concentration de manganèse dans les sols en contact avec l'eau ainsi que des conditions propices au

manganèse en solution. Dans l'ensemble, les concentrations de manganèse varient moins dans les eaux souterraines que dans les eaux de surface. Toutefois, d'importantes variations ont été observées entre des puits situés très près les uns des autres (Santé Canada, 2019a).

Le manganèse peut s'accumuler dans les réseaux de distribution d'eau et être ensuite libéré dans l'eau potable (Gerke et coll., 2016; Santé Canada, 2019a). Le dépôt de manganèse peut se produire dans le cadre d'un processus physique (par exemple, sédimentation de particules) ou par accumulation biologique. La substance peut aussi former des dépôts meubles dans les conduites des réseaux de distribution et des dépôts calcaires en surface. La libération du manganèse provenant de dépôts dans le réseau de distribution est généralement sporadique et associée à des anomalies comme des perturbations hydrauliques du réseau ou des modifications aux propriétés chimiques de l'eau (Santé Canada, 2019a). Le manganèse peut aussi s'accumuler dans la tuyauterie des bâtiments. Par conséquent, les concentrations de manganèse mesurées dans l'eau du robinet peuvent fluctuer en fonction de divers facteurs, comme le débit, les variations de pH, la présence de résidus de chlore et la température. D'autres renseignements sur l'accumulation de manganèse et sa libération dans l'eau potable sont présentés dans le document technique : Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Le manganèse (Santé Canada, 2019a).

Santé Canada a établi une CMA de 120 µg/L pour le manganèse total dans l'eau potable (Santé Canada, 2019a). Dans le cadre d'une enquête nationale sur la qualité de l'eau potable menée par Santé Canada en 2009 et en 2010, on a mesuré les concentrations de manganèse dans 65 systèmes de traitement de l'eau potable, dont des installations de traitement et des réseaux de distribution, dans l'ensemble des provinces et territoires (Tugulea, 2016). On a prélevé des échantillons à au plus 5 points de chaque site : l'eau de la source d'approvisionnement, l'eau traitée et l'eau de 3 points des réseaux de distribution. La concentration médiane de manganèse digéré dans l'eau de la source d'approvisionnement était de 15 µg/L ($n = 86$) et diminuait à 3 µg/L ($n = 85$) après le traitement. La concentration médiane dans l'eau du réseau de distribution le plus proche de l'installation de traitement était de 4 µg/L, puis diminuait légèrement à 3 µg/L lorsque l'on s'éloignait de l'installation de traitement (Tugulea, 2016).

Les concentrations de manganèse ont été mesurées dans le cadre des programmes généraux de surveillance de la qualité de l'eau potable des provinces. Les données provinciales sur les concentrations de manganèse pour l'Alberta, la Colombie-Britannique, le Manitoba, le Nouveau-Brunswick, Terre-Neuve-et-Labrador, l'Ontario, l'Île-du-Prince-Édouard, le Québec, la Saskatchewan et le Yukon ont initialement été fournies au BQEA de Santé Canada (Santé Canada, 2019a). En général, ces données ont été déclarées pour des échantillons d'eau prélevés entre 2000 et 2014. Il s'agit des concentrations de manganèse mesurées dans les eaux de surface, les puits d'eau souterraine, l'eau traitée et les réseaux de distribution. Plusieurs laboratoires ont

analysé les échantillons pour doser le manganèse en utilisant différentes méthodes, soit en mesurant le manganèse dissous, total ou extractible.

Les données décrites par Santé Canada (2019a) ont été analysées de nouveau selon une approche différente. Plus particulièrement, nous avons attribué une valeur représentant la moitié du seuil de détection aux échantillons dont la concentration déclarée était inférieure au seuil de détection, ce qui concorde avec les pratiques standards d'évaluation des risques. Nous avons effectué une analyse statistique descriptive avec les données provinciales sur l'eau potable pour faire état des concentrations déterminées par les méthodes mesurant le manganèse total ou extractible. Le manganèse dans l'eau potable a été mesuré dans des échantillons d'eau traitée et d'eau du réseau de distribution prélevés en Colombie-Britannique, en Alberta, en Saskatchewan, au Manitoba, en Ontario, au Québec, au Nouveau-Brunswick, à l'Île-du-Prince-Édouard, à Terre-Neuve-et-Labrador et au Yukon. Les concentrations médianes des échantillons combinés d'eau traitée et d'eau du réseau de distribution variaient de 0,25 à 10 µg/L, tandis que les concentrations au 95e centile variaient de 1,3 à 820 µg/L. La concentration médiane de manganèse dans l'eau potable était la plus élevée en Saskatchewan (10 µg/L), puis au Manitoba (8,2 µg/L) et en Colombie-Britannique (7,6 µg/L). La concentration de manganèse au 95e centile dans l'eau potable était la plus élevée en Saskatchewan (820 µg/L), puis en Colombie-Britannique (501 µg/L) et au Nouveau-Brunswick (380 µg/L) (voir le tableau D-1 de l'annexe D).

Dans l'Étude sur l'alimentation, la nutrition et l'environnement chez les Premières Nations (EANEPN), on a mesuré les concentrations de manganèse dans l'eau du robinet de communautés des Premières Nations (Schwartz et coll., 2021). Les échantillons d'eau du robinet ont été prélevés dans les résidences des participants au premier écoulement (c'est-à-dire après que l'eau soit restée stagnante dans les tuyaux pendant au moins 4 heures) et après avoir laissé l'eau couler pendant 5 minutes, puis analysés pour détecter la présence de manganèse. Les concentrations médianes de manganèse mesurées dans les échantillons d'eau du robinet prélevés en Colombie-Britannique, en Alberta, en Saskatchewan, au Manitoba, en Ontario, au Québec et dans la région de l'Atlantique variaient de 0,4 à 6,0 µg/L, tandis que les concentrations au 95e centile variaient de 18,7 à 449 µg/L. Dans certains lieux d'habitation, les concentrations de manganèse étaient plus élevées après le rinçage de 5 minutes qu'au premier écoulement, ce qui donne à penser que la tuyauterie peut être une source de manganèse dans l'eau potable (Schwartz et coll., 2021). Les concentrations de manganèse au 95e centile dans l'eau potable de certaines communautés des Premières Nations et collectivités de la Colombie-Britannique, de la Saskatchewan et du Québec étaient inférieures à celles mesurées dans les réseaux de distribution des provinces et territoires (voir le tableau D-2 de l'annexe D).

Nous avons trouvé des données sur les concentrations de manganèse dans l'eau potable provenant de puits publics ou privés en Alberta, en Saskatchewan, au Manitoba, au Québec, au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse (Fitzgerald et coll., 2001; Thompson, 2003; MCC-MHSC, 2021; NB DOE, 2008; Bouchard et coll.,

2011; AG, 2014; Montcoudiol et coll., 2015; Ntiabose et coll., 2018; Kullar et coll., 2019; Kennedy, 2021). Les concentrations médianes de manganèse dans les échantillons d'eau de puits variaient de 2 à 500 µg/L, la concentration médiane la plus élevée ayant été observée au Manitoba (500 µg/L). Les concentrations moyennes de manganèse dans l'eau de puits étaient supérieures à celles mesurées dans l'eau des réseaux de distribution en Alberta, en Saskatchewan, au Manitoba, au Québec et au Nouveau-Brunswick (voir le tableau D-3 de l'annexe D; données synthétisées dans le tableau 8-2).

Les concentrations médianes de manganèse dans l'eau potable mesurées dans les usines de traitement de l'eau, les réseaux de distribution, l'eau du robinet et l'eau de puits étaient les plus élevées en Saskatchewan et au Manitoba. Les concentrations médianes de manganèse mesurées dans l'eau de puits étaient supérieures à celles mesurées dans les usines de traitement et les réseaux de distribution. Les concentrations de manganèse mesurées dans l'eau du robinet des communautés des Premières Nations étaient semblables à celles tirées des données des provinces. Les concentrations médianes et au 95e centile de manganèse dans l'eau potable sont présentées dans le tableau 8-2. Les concentrations de manganèse au 95e centile mesurées dans l'eau potable des provinces, des territoires et des communautés des Premières Nations ont été choisies pour la caractérisation des risques. La concentration de manganèse au 95e centile la plus élevée dans l'eau potable (820 µg/L), mesurée en Saskatchewan, a été choisie pour caractériser l'exposition au moyen de l'apport quotidien estimatif de fond par les milieux environnementaux, l'eau potable et les aliments.

Tableau 8-2. Concentrations médianes et au 95e centile de manganèse (µg/L) dans l'eau potable des provinces et des communautés des Premières Nations, et dans l'eau de puits

Province	Médiane pour la province ^a (95e cent.) (µg/L)	Médiane pour l'eau de puits ^b (µg/L)	Médiane pour les Premières Nations ^c (95e cent.) (µg/L)
Colombie-Britannique	7,6 (501)	s.o.	0,4 (24,9)
Alberta	0,25 (1,3)	2 – 135	3,0 (51,5)
Saskatchewan	10 (820)	240	2,2 (107)
Manitoba	8,2 (235)	500	3,4 (278,8)
Ontario	1,4 (22)	s.o.	1,83 (39,1)
Québec	2,9 (224)	8 – 55	0,8 (18,7)
Nouveau-Brunswick	3 (380)	5 – <50	s.o.
Île-du-Prince-Édouard ^d	0,9 (13)	s.o.	s.o.
Nouvelle-Écosse	s.o.	21	s.o.

Province	Médiane pour la province ^a (95e cent.) (µg/L)	Médiane pour l'eau de puits ^b (µg/L)	Médiane pour les Premières Nations ^c (95e cent.) (µg/L)
Terre-Neuve-et-Labrador	7 (130)	s.o.	s.o.
Région de l'Atlantique	s.o.	s.o.	6,0 (449)
Yukon	4,3 (41)	s.o.	s.o.

Abréviations : s.o., sans objet; 95e cent., concentration au 95e centile.

^a Valeurs calculées à partir des données de Santé Canada (2019a).

^b Les références sont indiquées dans le tableau D-3 de l'annexe D.

^c Eau du robinet (Schwartz et coll., 2021).

^d Résumé des résultats de la qualité de l'eau potable (GC [modifié en 2022]).

8.2.2.5 Aliments

Les aliments constituent une importante source d'exposition au manganèse pour les personnes vivant au Canada. Le manganèse pénètre dans la chaîne alimentaire lorsqu'il est absorbé naturellement par les végétaux qui le tirent du sol. De plus, il est présent dans les aliments de par l'ajout d'additifs alimentaires contenant du manganèse, ainsi par son utilisation dans les emballages alimentaires, les aliments enrichis destinés à une diète spéciale (par exemple, substituts de repas, préparations pour régime liquide) et les préparations pour nourrissons, ainsi que dans des engrais et des pesticides et comme élément nutritif du sol (Santé Canada [modifié en 2013], 2016, [modifié en 2016b], 2021, [modifié en 2022b]; communication personnelle, courriels de la DAN, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, datés du 7 juillet 2016 et du 9 août 2021; source non citée). La contribution du manganèse dans les emballages alimentaires est inférieure à 25 ng/kg p.c./j (communication personnelle, courriel de la DAN, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 12 mai 2022; source non citée). L'utilisation de certains composés de manganèse comme additifs alimentaires est autorisée. Par exemple, le sulfate de manganèse est autorisé comme agent d'ajustement du pH dans les cultures bactériennes et comme activateur de fermentation dans les ales, les bières, les bières légères, les liqueurs de malt, les porters et les stouts, conformément aux bonnes pratiques de fabrication. Le recours au permanganate de potassium pour modifier l'amidon est autorisée, pourvu que l'amidon modifié ne contienne pas plus de 50 ppm de manganèse (Santé Canada [modifié en 2013], [modifié en 2016b], [modifié en 2022b]). Le manganèse peut également pénétrer dans la chaîne alimentaire comme microélément végétal utilisé dans des engrais et des suppléments pour le sol homologués (ACIA [modifié en 2023]) ou par le mancozèbe, un pesticide employé pour certains aliments (Santé Canada, 2020c). Nous estimons que l'exposition chronique au mancozèbe par les aliments (excluant l'eau potable) est inférieure à 25 ng Mn/kg p.c./j (valeur calculée à partir des données de Santé Canada, 2020c).

D'après le Fichier canadien sur les éléments nutritifs (FCEN; Santé Canada [modifié en 2016a]), les concentrations de manganèse dans divers aliments sont les suivantes : céréales pour petit-déjeuner (34,72 µg/g), pain de blé entier (19,87 µg/g), beurre d'arachides (16,65 µg/g), épinards (8,97 µg/g), gruau (8,33 µg/g), craquelins (6,86 µg/g), riz (4,72 µg/g), farine de blé (4,62 µg/g), fraises (3,86 µg/g), pâtes alimentaires (3,22 µg/g), bananes (2,7 µg/g), thé infusé (2,19 µg/g), laitue (1,55 µg/g), carottes (1,43 µg/g) et oignons (1,29 µg/g) (communication personnelle, courriel de la DAN, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 13 octobre 2022; source non citée).

Les expositions alimentaires au manganèse pour toutes les personnes de 1 an ou plus ont été estimées par la DAN de Santé Canada à l'aide du volet rappel de 24 heures de la distribution complète des répondants à l'Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes (ESCC, 2015). Ces expositions estimatives ont ensuite été ajustées statistiquement par la méthode de calcul des apports alimentaires habituels du National Cancer Institute (NCI, 2018) et les concentrations de manganèse dans les aliments individuels tirées du FCEN. La base de données du FCEN contient des entrées pour des milliers d'aliments distincts, dont des aliments crus, raffinés et transformés. L'eau de cuisson et de préparation a été incluse dans les estimations de l'exposition alimentaire, mais pas l'eau potable (communication personnelle, courriel de la DAN, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 1^{er} septembre 2022; source non citée). L'exposition alimentaire totale au manganèse au 95^e centile dans la population générale (toutes les personnes de 1 an ou plus) allait de 0,078 mg/kg p.c./j pour les hommes âgés de 71 ans ou plus à 0,255 mg/kg p.c./j pour les enfants de 1 à 3 ans (tableau D-4 de l'annexe D). Les estimations de l'exposition alimentaire au manganèse au 95^e centile chez les femmes en âge de procréer (14 à 50 ans) variaient de 0,090 mg/kg p.c./j à 0,116 mg/kg p.c./j. L'apport alimentaire de 0,089 mg/kg p.c./j pour les nourrissons de 6 à 11 mois a été estimé à partir des apports alimentaires moyens sur 5 ans (de 2003 à 2007) tirés de l'Étude canadienne sur l'alimentation totale (ECAT) réalisée (Santé Canada [modifié en 2011]). Ces apports estimatifs tiennent compte du manganèse naturellement présent dans les aliments ainsi que de la contribution de cet élément dans les additifs alimentaires, les emballages alimentaires, les engrais et les pesticides. L'apport alimentaire estimatif chez les nourrissons de 6 à 11 mois, les enfants de 1 à 8 ans (les 2 sexes) et les jeunes hommes de 14 à 18 ans dépassait chaque fois l'apport maximal tolérable de l'IOM pour ces groupes d'âge (IOM, 2001).

Le manganèse dans l'alimentation provient principalement des céréales à grains entiers. Pour tous les groupes d'âge combinés, les groupes alimentaires qui contribuent le plus à l'exposition alimentaire totale au manganèse sont les grains et les produits céréaliers (51 %), les légumes (8 %), les fruits et le thé (7 % chacun) ainsi que les noix, les graines et les beurres de noix (6 %). Chez les enfants de 1 an, les aliments qui contribuent le plus à l'exposition alimentaire totale au manganèse sont les céréales et les produits céréaliers (62 %), les fruits (13 %) et les légumes (6 %) (communication personnelle, courriel de la DAN, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 12 mai 2022; source non citée). Les valeurs de bioaccessibilité du manganèse

provenant de divers aliments varient beaucoup, allant de 0,2 à 100 % (Powell et coll., 1998; Vitali et coll., 2008; Khouzam et coll., 2011; Laird et Chan, 2013; Kumari et Platel, 2017; Pereira et coll., 2018). Les différences de bioaccessibilité peuvent être attribuables à des facteurs tels que la forme chimique du manganèse (organique ou inorganique), son état d'oxydation (Mn^{2+} ou Mn^{7+}) et l'importance de la formation de complexes de manganèse non solubles dans les aliments étudiés (Martins et coll., 2020).

Des concentrations de manganèse dans les aliments traditionnels consommés par les peuples autochtones du Canada ont été mesurées dans des études menées au Canada (Laird et Chan, 2013; Larter et coll., 2016; Chan et coll., 2021). L'exposition par des aliments traditionnels, des aliments de subsistance ou des aliments prélevés dans la nature varie grandement en fonction des conditions locales et des profils de consommation de chacun des sous-groupes de la population. Les concentrations de manganèse mesurées dans plus de 370 variétés d'aliments traditionnels de chaque province et écozone ont été présentées dans l'EANEPN (Chan et coll., 2021). La concentration moyenne de manganèse dans les catégories d'aliments prélevés dans la nature, pour toutes les régions du Canada, variait de 1,54 µg/g en poids humide (p.h.) pour les poissons, les fruits de mer et les mammifères marins à 64,6 µg/g p.h. pour les arbres et les produits forestiers (par exemple, écorce, sève) (Chan et coll., 2021). Dans le cadre d'une étude antérieure, les concentrations de manganèse ont été mesurées dans les muscles et les abats de mammifères terrestres (orignal, caribou de montagne, mouflon de Dall et chèvre de montagne) de la région des monts Mackenzie, aux Territoires du Nord-Ouest. Les concentrations moyennes de manganèse dans les muscles variaient de 0,22 à 0,46 µg/g, tandis que celles mesurées dans les abats (reins) variaient de 0,84 à 1,17 µg/g (Larter et coll., 2016).

Lait maternel

Au Canada, le manganèse est présent dans le lait maternel et les préparations pour nourrissons, qui constituent des sources d'exposition pour les nourrissons. La concentration de manganèse dans le lait maternel varie considérablement. Selon l'IOM (2001) et Klein (2002), la concentration moyenne de manganèse dans le lait maternel varie de 1,9 à 6,6 µg/L. Mitchell et coll. (2020) ont effectué une revue des études publiées entre 1980 et 2017 qui portaient sur la mesure des concentrations de manganèse chez l'humain, et ont établi une plage de concentrations allant de 0,17 à 30,27 µg/L. Cette revue comprenait notamment une étude canadienne menée par Friel et coll. (1999) de 1988 à 1993 à Terre-Neuve, dans laquelle on rapportait les concentrations de manganèse mesurées dans le lait de 43 mères allaitantes. La concentration médiane de manganèse dans le lait de mères ayant accouché à terme, mesurée pendant les 3 premiers mois post-partum, variait entre 10 et 17 µg/L (Friel et coll., 1999). Plus tard, dans le cadre du projet MIREC mené de 2008 à 2011, on a mesuré le manganèse dans des échantillons de lait maternel prélevés chez des femmes de 2 à 10 semaines post-partum vivant dans 10 villes canadiennes. Le manganèse a été détecté dans environ 87 % des 835 échantillons analysés (seuil de

détection [LD] = 1,1 ng/g). Les concentrations médiane, moyenne et au 95e centile de manganèse dans les échantillons de lait maternel étaient de 2 ng/g (2,1 µg/L), 2,41 ng/g (2,5 µg/L) et 5,0 ng/g (5,2 µg/L), respectivement (en presumant une masse volumique de 1,030 g/mL pour le lait maternel) (communication personnelle, courriel du BSRSE, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 10 janvier 2022; source non citée).

La limite supérieure de l'apport quotidien de manganèse provenant du lait maternel chez les nourrissons de 0 à 5 mois nourris exclusivement au lait maternel a été estimée à $2,11 \times 10^{-3}$ mg/kg p.c./j (voir tableau 8-3). Cette estimation est fondée sur la plus forte concentration médiane de manganèse dans le lait maternel (0,017 µg/g) mesurée au Canada (Friel et coll., 1999) et sur la valeur de consommation médiane de 127,95 g/kg p.c./j (Arcus-Arth et coll., 2005).

Préparations pour nourrissons

Le manganèse est présent dans les préparations pour nourrissons à base de lait de vache ou de soja ainsi que dans les boissons à base de soja ou de riz, qui sont consommées par des nourrissons et des enfants jusqu'à l'âge de 3 ans. Au Canada, les préparations pour nourrissons sont disponibles en formule prête à servir, qui ne nécessite pas de reconstitution avant la consommation, ainsi qu'en concentrés liquides et en poudre, qui doivent être reconstitués avec de l'eau avant la consommation (communication personnelle, courriel de la DAN, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 13 octobre 2022; source non citée). Comme le manganèse est un élément essentiel à la santé humaine, le *Règlement sur les aliments et drogues* prescrit une concentration minimale de 5 µg de manganèse/100 kcal dans les préparations pour nourrissons. Bien qu'aucune limite maximale ne soit précisée (Canada, 1978), les limites maximales de rejets (c'est-à-dire les surtitrages) sont prises en compte dans le cadre du processus d'évaluation préalable à la mise en marché et la valeur maximale du Codex/LSRO est appliquée (100 µg/100 kcal). Les surtitrages doivent être raisonnables pour garantir que la quantité d'éléments nutritifs indiquée sur l'étiquette est présente tout au long de la durée de conservation prévue de l'aliment (communication personnelle, courriel de la DAN, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 12 mai 2022; source non citée). D'après les étiquettes des préparations pour nourrissons actuellement offertes sur le marché canadien, les concentrations déclarées de manganèse dans les préparations à base de lait de vache vont de 7 à 15 µg/100 kcal (47 à 100 µg/L) et celles dans les préparations à base de soja, de 15 à 59 µg/100 kcal (100 à 393 µg/L). L'étiquette d'un seul produit indique une concentration de 59 µg/100 kcal, tandis que celles des autres préparations pour nourrissons à base de soja indiquent une concentration variant entre 15 et 24 µg/100 kcal (100 à 160 µg/L) (communication personnelle, courriel de la DAN, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 12 mai 2022; source non citée). Les concentrations de manganèse mesurées dans les préparations pour nourrissons dans le cadre de l'ECAT étaient supérieures à la plage de concentrations déclarées sur les étiquettes de produits. Selon les exigences en matière d'étiquetage des aliments à

usage diététique spécial de l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA [modifié en 2025]), la teneur en minéraux nutritifs peut être supérieure aux quantités affichées sur l'étiquette, mais pas inférieure. Dans le cadre d'une étude menée aux États-Unis, Scher et coll. (2021) ont mesuré dans des préparations pour nourrissons des concentrations de Mn de 2 à 3 fois supérieures aux concentrations indiquées sur l'étiquette pour les préparations à base de lait de vache et de 2 à 5 fois supérieures pour les préparations à base de soja (communication personnelle, courriel de la DAN, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 12 mai 2022; source non citée).

Le soja et le riz sont naturellement riches en manganèse, car ils accumulent le manganèse présent dans le sol. En particulier, les préparations pour nourrissons à base de protéines de soja (y compris l'isolat de protéines de soja) peuvent contenir des concentrations relativement élevées de manganèse par rapport au lait maternel (Cockell et coll., 2004). Dans le cadre d'études menées au Canada, aux États-Unis, en France et au Royaume-Uni (Cockell et coll., 2004; FSA, 2014; Frisbie et coll., 2019; Committee on Toxicity, 2020; Mitchell et coll., 2020, 2021; Scher et coll., 2021), les concentrations de manganèse mesurées dans des échantillons de préparations pour nourrissons à base de lait de vache ou de soja variaient de 42,4 à 2 800 µg/L, ce qui est beaucoup plus élevé que la plage de 0,17 à 30,27 µg/L pour le lait maternel (Mitchell et coll., 2020). Les préparations à base de soja ont tendance à avoir des concentrations de manganèse plus élevées que celles à base de lait de vache.

Dans le cas de préparations pour nourrissons devant être reconstituées avec de l'eau potable, l'eau utilisée pour la reconstitution peut représenter une autre source importante d'exposition au manganèse pour les nourrissons (Frisbie et coll., 2019; Mitchell et coll., 2020, 2021; Scher et coll., 2021). La concentration moyenne de manganèse dans les préparations pour nourrissons à base de soja (reconstituées aux fins de consommation) mesurée dans le cadre de l'ECAT entre 2008 et 2018 était de 377,7 µg/L (plage : 289,1 à 459,8 µg/L), tandis que la concentration moyenne dans les préparations à base de lait de vache était de 130,2 µg/L (plage : 98,2 à 155,8 µg/L) (RCIL [modifié en 2020]). Les concentrations de manganèse dans les préparations pour nourrissons à base de soja ou de lait de vache (en poudre, en liquide concentré et en formule prête à servir) sont accessibles dans les enquêtes ciblées de l'ACIA sur les éléments traces (2011-2012, 2012-2013, 2017-2018 et 2018-2019) et dans le cadre du Projet sur les aliments destinés aux enfants de l'ACIA (2012-2013 et 2018-2019) (communication personnelle, courriel de la DAN, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 8 décembre 2022; source non citée). Les estimations de l'apport en manganèse pour les nourrissons de 0 à 5 mois nourris exclusivement aux préparations pour nourrissons (tableau 8-3) ont été calculées avec les concentrations maximales de manganèse mesurées dans les préparations pour nourrissons en poudre à base de soja et de lait de vache, tirées des données de l'ACIA (communication personnelle, courriel de la DAN, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 8 décembre 2022; source non citée) et la limite supérieure de la concentration dans l'eau potable, soit 820 µg/L (la plus forte concentration de manganèse au 95e centile

dans l'eau potable, mesurée en Saskatchewan [communication personnelle, courriels du BQEA, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, datés du 18 et du 24 avril 2018; source non citée]). Le tableau D-6 de l'annexe D présente d'autres détails sur la limite supérieure de l'apport quotidien en manganèse chez les nourrissons consommant des préparations pour nourrissons à base de soja ou de lait de vache, vendues en poudre, en liquide concentré et en formule prête à servir.

À des fins de comparaison, les estimations de l'apport quotidien calculées avec la CMA fondée sur la santé pour l'eau potable (120 µg/L) (Santé Canada, 2019a) sont présentées dans le tableau D-7 de l'annexe D pour illustrer l'apport de manganèse provenant des préparations.

Les limites supérieures de l'apport quotidien pour les nourrissons consommant du lait maternel et des préparations pour nourrissons sont présentées dans le tableau 8-3 ci-dessous. L'apport quotidien de manganèse chez les nourrissons consommant des préparations à base de soja est plus de 100 fois plus élevé que chez les nourrissons nourris au lait maternel. La source de l'eau potable peut aussi avoir une incidence importante sur la quantité de manganèse consommée quotidiennement.

Tableau 8-3. Apport quotidien estimé (mg/kg p.c./j) de manganèse découlant de la consommation de lait maternel et de préparations pour nourrissons

Estimation de l'exposition	Conc. Mn (µg/g)	Apport provenant du lait maternel/de la préparation (mg/kg p.c./j)	Apport provenant de l'eau potable (mg/kg p.c./j)	Exposition totale (mg/kg p.c./j)
0 à 5 mois, lait maternel	0,017	$2,11 \times 10^{-3}$	s.o.	$2,11 \times 10^{-3}$
0 à 5 mois, préparation pour nourrissons à base de soja	5,73	$1,13 \times 10^{-1}$	$1,08 \times 10^{-1}$	$2,20 \times 10^{-1}$
0 à 5 mois, préparation pour nourrissons à base de lait de vache	3,32	$6,53 \times 10^{-2}$	$1,08 \times 10^{-1}$	$1,73 \times 10^{-1}$

Abréviations : p.c., poids corporel; conc., concentration; Mn, manganèse; s.o., sans objet.

Les estimations de l'apport alimentaire quotidien étaient les plus élevées chez les nourrissons (âgés de 0 à 5 mois) nourris exclusivement au lait maternel et aux préparations pour nourrissons, les nourrissons de 6 à 11 mois, les enfants de 1 à 3 ans et les femmes en âge de procréer.

8.2.2.6 Estimations de l'apport de fond de manganèse provenant des milieux environnementaux, de l'eau potable et des aliments

Au Canada, le manganèse présent dans les aliments, de sources naturelles et anthropiques, est celui qui contribue le plus à l'exposition quotidienne de fond à partir des milieux environnementaux (air, sol et poussière), de l'eau potable et des aliments. Les limites supérieures des estimations de l'exposition de fond au manganèse varient de $2,6 \times 10^{-3}$ mg/kg p.c./j pour les nourrissons âgés de 0 à 5 mois nourris exclusivement au lait maternel à $2,9 \times 10^{-1}$ mg/kg p.c./j pour les enfants de 1 an. En plus des aliments, l'eau potable constitue une importante source d'exposition pour la population générale. En général, l'air, le sol et la poussière contribuent peu à l'exposition de fond, représentant moins de 1 % de l'exposition pour tous les groupes d'âge, à l'exception des nourrissons âgés de 0 à 5 mois nourris exclusivement au lait maternel. Pour ce groupe, l'utilisation du lait maternel au lieu de préparations pour nourrissons comme source alimentaire a une grande incidence sur l'exposition. L'apport quotidien estimé de manganèse chez les nourrissons nourris aux préparations pour nourrissons peut être jusqu'à 80 fois plus élevé que chez les nourrissons nourris au lait maternel, selon la concentration de manganèse dans l'eau potable utilisée pour reconstituer la préparation. Ces estimations ne tiennent pas compte d'éventuelles différences dans la bioaccessibilité du manganèse dans le lait maternel et les préparations pour nourrissons. Le tableau D-8 de l'annexe D présente des précisions sur l'absorption à partir des milieux environnementaux, de l'eau potable et des aliments ainsi que le pourcentage contribuant à l'exposition globale pour tous les groupes d'âge.

8.2.3 Produits disponibles aux consommateurs

Les expositions par voie orale, cutanée et par inhalation à partir de l'utilisation de produits disponibles aux consommateurs ont été estimées. Les estimations de l'exposition cutanée et orale ont été quantifiées en mg/kg p.c./j, tandis que les estimations de l'exposition par inhalation ont été quantifiées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les $\text{PM}_{3,5}$ ou les PM_4 , lorsque possible, pour concorder avec la dose de référence pour l'inhalation.

Afin de déterminer les produits disponibles aux consommateurs présentant : a) un risque d'exposition orale par l'ingestion ou le mâchonnement de produits contenant du manganèse, b) un risque d'exposition cutanée par l'utilisation de produits contenant du manganèse ou c) un risque d'inhalation de manganèse à partir de produits en vaporisateur, dont les aérosols, ou de particules, dont les poudres, on a examiné les renseignements déclarés à Environnement et Changement climatique Canada et à Santé Canada en réponse à un avis émis au titre de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013), des données présentées volontairement (ECCC, SC, 2017), les déclarations sur le manganèse présentées à Santé Canada au titre du *Règlement sur les cosmétiques*, la Base de données des produits de santé naturels homologués (BDPSNH), la Base de données sur les produits pharmaceutiques (BDPP) interne, des bases de données et des sites Web publics (par exemple, CPCat, 2021; CPID [modifié en 2021]), ainsi que des fiches signalétiques et techniques. Comme le

manganèse n'est pas volatil, les produits qui en contiennent ne présentent pas de risque de dégagement gazeux ou d'émission. Les estimations de l'exposition cutanée n'ont pas été calculées pour les pigments contenant du manganèse, dont le violet de manganèse, le rouge pigment 48:4 (C.I.), le rouge pigment 52:2 (C.I.) et le noir pigment 26 (C.I.) (dont les n^{os} CAS sont respectivement 10101-66-3, 5280-66-0, 12238-31-2 et 68186-94-7). Les pigments sont très peu solubles et ne devraient pas pénétrer facilement dans la peau intacte. On ne prévoit donc pas d'exposition systémique par voie cutanée pour les pigments.

Le manganèse est présent dans des milliers de produits disponibles aux consommateurs, dont le matériel d'art et d'artisanat, les bijoux et les jouets, un produit de bricolage pour automobiles (en tant qu'additif de combustible améliorant l'indice d'octane), les produits ménagers anti-odeurs, les peintures, les textiles et les produits de soins personnels (cosmétiques, produits de santé naturels et médicaments sans ordonnance) (Environnement Canada, 2013; Guney et coll., 2014; ECCC, SC, 2017; CPCat, 2021; CPID [modifié en 2021]; BDPP interne [modifié en 2022]; BDPSNH [modifié en 2021]; BDIPSN [modifié en 2021]; communication personnelle; courriel de la Direction de la sécurité des produits de consommation et des produits dangereux [DSPCPD], de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 12 mars 2021; source non citée; communication personnelle, courriel de la DPSNSO, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 5 juillet 2021; source non citée; communication personnelle, courriel de la Direction des médicaments pharmaceutiques [DMP], de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 3 août 2021; source non citée). Des produits comme le matériel d'art et d'artisanat, les bijoux et les jouets, les produits automobiles, les peintures, les produits de soins personnels et les textiles peuvent tous entraîner une exposition directe des consommateurs lors de leur utilisation. D'autres utilisations du manganèse, notamment dans les matériaux de construction, sont plus susceptibles d'entraîner une exposition indirecte par l'ingestion de poussière domestique ou par l'inhalation d'air intérieur. Ces expositions sont prises en compte dans les estimations de l'apport à partir des milieux environnementaux.

Des scénarios d'exposition ont été élaborés pour des produits pour enfants (par exemple, matériel d'art et d'artisanat, bijoux et jouets), des produits automobiles, des produits ménagers (vaporisateur anti-odeurs), des peintures, des textiles et des produits de soins personnels (tableaux 8-4 et 8-5). Les estimations de l'exposition ont été calculées pour tous les groupes d'âge et intègrent des paramètres physiologiques propres à l'âge, comme le poids corporel et la superficie de la peau (Santé Canada [modifié en 2022c]). Le groupe d'âge pour lequel l'exposition estimée est la plus élevée, d'après la quantité de produit et la fréquence d'utilisation, est présenté dans les tableaux 8-4 et 8-5, sauf indication contraire. Les estimations de l'exposition cutanée et orale ont été combinées et sont fondées sur une fréquence d'exposition d'une fois par jour ou plus. Afin qu'elles concordent avec l'effet critique pour la santé associé à l'exposition par inhalation, qui est une CR caractérisée pour une exposition continue, les estimations de l'exposition par inhalation sont représentatives de l'exposition continue et intègrent une fréquence d'utilisation de moins d'une fois par jour. Les lignes

directrices de l'EPA des États-Unis (US EPA, 2009) ont été appliquées pour préciser davantage les estimations d'exposition par inhalation par événement pour le manganèse en les ajustant pour une exposition continue en fonction de la durée d'exposition et de la fréquence d'utilisation.

D'autres détails sur les algorithmes et les paramètres d'entrée du modèle utilisés pour calculer ces estimations de l'exposition sont présentés à l'annexe F.

Produits pour enfants. Le manganèse est présent dans une variété de produits destinés aux enfants, dont du matériel d'art et d'artisanat, des bijoux et des jouets. Les composés de manganèse présents dans les produits pour enfants comprennent le manganèse élémentaire, le dioxyde de manganèse, le permanganate de potassium, le violet de manganèse, l'octoate de manganèse, le rouge pigment 48:4 (C.I.) et le rouge pigment 52:2 (C.I.) (dont les n^{os} CAS sont respectivement 7439-96-5, 1313-13-9, 7722-64-7, 10101-66-3, 15956-58-8, 5280-66-0 et 12238-31-2). Le manganèse est également présent comme colorant ou pigment dans divers matériaux d'art et d'artisanat, comme la peinture pour enfants, les crayons de cire et la peinture à l'huile (Guney et coll., 2014; Santé Canada, 2019b). Les enfants peuvent donc y être exposés lorsqu'ils jouent avec ces matériaux. Dans le cadre de plusieurs études, on a examiné les concentrations de manganèse dans les bijoux et les jouets offerts en Amérique du Nord au moyen de techniques comme la spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif (ICP-MS) et la fluorescence X (XRF) (Korfali et coll., 2013; Guney et coll., 2014; Stone, 2014). Guney et ses collègues (2014) ont mesuré le manganèse total et bioaccessible (par salive simulée) dans des jouets en métal, des bijoux, des jouets en plastique, des jouets peints ou enduits et des jouets fragiles ou pliables achetés en Amérique du Nord. Les concentrations de manganèse total variaient de 1,2 ppm à 4 320 ppm (de $1,2 \times 10^{-4}$ à 0,43 %). Les concentrations de manganèse bioaccessible mesurées dans la salive simulée sur 120 minutes étaient inférieures au seuil de détection de 0,06 µg (Guney et coll., 2014; communication personnelle, courriel de M. Guney au BERSE, de Santé Canada, daté du 16 avril 2018; source non citée). Les expositions orales potentielles les plus élevées de $4,2 \times 10^{-2}$ mg/kg p.c./j et de $2,0 \times 10^{-2}$ mg/kg p.c./j ont été dérivées de l'ingestion accidentelle de peinture et d'argile à modeler (tableau 8-4). L'utilisation d'autres matériaux d'art et d'artisanat, de bijoux et de jouets entraîne une exposition plus faible que l'argile à modeler.

Produits pour automobiles. Le manganèse sous forme de MMT (n^o CAS 12108-13-3) est présent dans un produit d'entretien automobile améliorant l'indice d'octane à fabriquer soi-même. Au moyen d'une méthode employant une pellicule mince, on a estimé une exposition cutanée de $1,5 \times 10^{-3}$ mg/kg p.c./j pour caractériser l'exposition à partir du versement du produit dans l'automobile (tableau 8-4).

Produits ménagers – produits de nettoyage et d'entretien ménager. Le manganèse et ses composés, y compris le manganèse élémentaire et le nitrate de manganèse (n^{os} CAS 7439-96-5 et 10377-66-9, respectivement), sont présents dans des produits ménagers. Les types de produits ménagers contenant du manganèse comprennent les

produits de nettoyage et les mastics époxydes. Les expositions au manganèse par voie cutanée et par inhalation ont été modélisées au moyen de ConsExpo Web v1.1.0 (2021). L'estimation de l'exposition cutanée la plus élevée était associée à l'utilisation d'un vaporisateur anti-odeurs à gâchette ($1,7 \times 10^{-5}$ mg/kg p.c./j) (tableau 8-4). La plus forte concentration quotidienne moyenne dans l'air attribuable à cette même utilisation a été estimée ($4,0 \times 10^{-2}$ µg/m³) (tableau 8-5). Les expositions par voie cutanée et par inhalation découlant de l'utilisation d'un vaporisateur anti-odeurs constituent les scénarios sentinelles d'exposition à partir de produits ménagers présentés pour caractériser les risques. Le manganèse peut aussi être présent dans les produits nettoyants pour cheminées, mais il manque de renseignements sur la concentration et l'utilisation pour estimer l'exposition directe des consommateurs.

Peinture. Le manganèse et ses composés, dont le manganèse élémentaire, le dioxyde de manganèse, l'oxyde de manganèse, l'octoate de manganèse, le néodécanoate de manganèse, les frites de produits chimiques, le rouge pigment 52:2 (C.I.) et le noir pigment 26 (C.I.) (dont les n^{os} CAS sont respectivement 7439-96-5, 1313-13-9, 1317-34-6, 15956-58-8, 27253-32-3, 65997-18-4, 12238-31-2 et 68186-94-7), sont présents dans un divers produits de peinture. Les types de produits comprennent des teintures et des colorants pour la peinture pour murs, les peintures de spécialité prêtes à l'emploi, comme les revêtements en acier inoxydable ou les peintures hautes températures, et les additifs pour peinture visant à raccourcir le temps de séchage. Le manganèse et ses composés sont aussi présents dans des colorants pour les produits de ciment, qui devraient entraîner des niveaux d'exposition semblables à ceux associés aux colorants pour peinture. Il existe un risque d'exposition par voie cutanée et par inhalation lors de l'application. Les Residential SOPs (procédures opérationnelles normalisées résidentielles) de l'US EPA (2012) et ConsExpo Web v1.1.0 (2021) ont servi à modéliser les expositions par voie cutanée et par inhalation découlant de l'utilisation de divers produits de peinture. On n'a relevé aucun renseignement propre au produit sur la quantité de teinture et de colorant ajoutée au produit de peinture final, laquelle devrait varier selon la couleur finale souhaitée. Par conséquent, des valeurs par défaut pour la quantité de teinture et de colorant ont été utilisées pour estimer l'exposition. L'application de peinture pour murs au pistolet sous pression d'air a donné les estimations d'exposition par voie cutanée et par inhalation les plus élevées, soit $8,2 \times 10^{-2}$ mg/kg p.c./j (tableau 8-4) et $9,2 \times 10^{-2}$ µg/m³ (tableau 8-5), respectivement.

Textiles. Les composés de manganèse sont utilisés dans l'industrie textile. L'oxyde de manganèse est employé pour l'impression textile, l'acétate de manganèse, pour la teinture textile et le permanganate de potassium, pour le blanchiment (Clark, 2011; AG-DCCEEW, 2018). La présence de manganèse dans les textiles peut être attribuable à n'importe laquelle de ces utilisations. Les concentrations de manganèse mesurées dans le polyester, le coton, la laine, la viscose et de nombreux autres types de tissus variaient de 0,07 mg/kg à 13,3 mg/kg (Tuzen, 2008; Rovira et coll., 2015, 2017; Sungur et Gulmez, 2015). Rovira et ses collègues (2017) ont également mesuré la migration facilitée par la sueur de nombreux métaux à partir de textiles. Des algorithmes basés sur ceux présentés dans les Residential SOPs de l'EPA des États-Unis (US EPA, 2012)

ont servi à estimer l'exposition combinée par voie cutanée et par mâchonnement au manganèse présent dans des vêtements. Les nourrissons âgés de 0 à 5 mois affichaient l'exposition la plus élevée, soit $2,5 \times 10^{-3}$ mg/kg p.c./j (tableau 8-4).

Produits de soins personnels – cosmétiques, produits de santé naturels et médicaments sans ordonnance. Le manganèse et ses composés sont présents dans environ 11 600 produits de soins personnels (communication personnelle, courriel de la DSPCPD, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 12 mars 2021; source non citée; BDPP [modifié en 2021]; BDPSNH [modifié en 2021]; communication personnelle, courriel de la DMP, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 3 août 2021; source non citée; communication personnelle, courriel de la DPSNSO, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 5 juillet 2021; source non citée). Le manganèse (n° CAS 7439-96-5) et les composés contenant du manganèse que sont l'aspartate de manganèse (n° CAS 16351-10-3), le chlorure de manganèse (n° CAS 7773-01-5), le gluconate de manganèse (n° CAS 6485-39-8), l'oxyde de manganèse (n°s CAS 1313-13-6 et 1344-43-0), la pyrrolidone carboxylate de manganèse [*manganese PCA*] (n° CAS 369630-79-5), le sulfate de manganèse (n° CAS 10034-06-5), le violet de manganèse (n° CAS 10101-66-3) et le chlorure d'éthanediyldis[nitrilo(E)méthylolidène]bis(méthoxyphénolate) de manganèse [*ethylbisiminomethylguaiacol manganese chloride*] (n° CAS 81065-76-1) ont tous été déclarés comme des ingrédients utilisés dans des cosmétiques au Canada (communication personnelle, courriel de la DSPCPD, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 12 mars 2021; source non citée). Parmi ces composés de manganèse, l'oxyde de manganèse et le violet de manganèse ont été jugés d'intérêt prioritaire pour l'évaluation (annexe A). Les ingrédients contenant du manganèse, déclarés dans les produits de santé naturels et les médicaments sans ordonnance au Canada, se trouvent dans la Base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels, la BDIPSN, et dans la BDPP (BDPP [modifié en 2021]; BDIPSN [modifié en 2021]; BDPSNH [modifié en 2021]).

Le manganèse est présent dans les produits de bain, les parfums, les produits coiffants et de soins capillaires, les colorants capillaires, les produits de soin des lèvres, le maquillage, les vernis à ongles, les huiles de massage, les rince-bouche, les produits de soins de la peau (par exemple, hydratants, nettoyants), les écrans solaires, les produits autobronzants et les produits de blanchiment des dents. Les cosmétiques les plus courants qui contiennent du manganèse sont les hydratants, les nettoyants, les produits de bain, les produits coiffants, les shampooings, les revitalisants, le maquillage pour le visage, les rouges à lèvres, les baumes pour les lèvres et les vernis à ongles. Les concentrations de manganèse déclarées dans les cosmétiques vont de moins de 0,1 à 22 %.

Une grande proportion des quelque 11 600 produits de soins personnels qui contiennent du manganèse sont des produits de santé naturels dont le manganèse est un ingrédient médicamenteux (BDPSNH [modifié en 2021]). Le manganèse est présent comme ingrédient médicamenteux dans des suppléments de multivitamines/minéraux,

des suppléments à l'entraînement et des produits pour le soin des articulations. Selon Statistique Canada, 46 % des personnes âgées d'un an et plus au Canada ont déclaré prendre au moins un supplément alimentaire, la plupart du temps des multivitamines (Statistique Canada, 2017). Une dose quotidienne maximale de 9 mg/j pour les adultes seulement est associée au manganèse dans les monographies des suppléments de multivitamines/minéraux, des suppléments à l'entraînement et des produits pour le soin des articulations à ingrédients multiples de la DPSNSO (Santé Canada, 2018a, 2024a, 2024b). Toutefois, des produits destinés aux enfants et fournissant des doses quotidiennes élevées de manganèse ont aussi été homologués par la DPSNSO (BDPSNH [modifié en 2021]; communication personnelle, courriel de la DPSNSO, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 5 juillet 2021; source non citée).

Pour caractériser l'exposition à partir de l'utilisation de produits de soins personnels, on a calculé les estimations de l'exposition dans ConsExpo Web v1.1.0 (2021) ou au moyen d'algorithmes d'exposition propres au produit ou à la voie, en tenant compte des données sur la quantité de produit utilisée et la concentration de manganèse. Les renseignements sur le type de produit et la concentration sont tirés de déclarations faites à Santé Canada au titre du *Règlement sur les cosmétiques* (communication personnelle, courriel de la DSPCPD, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 12 mars 2021; source non citée) et de données contenues dans la BDPSNH ([modifié en 2021]; communication personnelle, courriel de la DPSNSO, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 5 juillet 2021; source non citée).

Étant donné le nombre de produits contenant du manganèse offerts sur le marché canadien, une exposition à plusieurs types de produits (c'est-à-dire cosmétiques, produits de santé naturels et médicaments sans ordonnance) et par différentes voies pourrait se produire le même jour (exposition globale).

Les estimations calculées pour les expositions sentinelles cutanée et orale à partir de produits de soins personnels variaient entre $5,1 \times 10^{-3}$ mg/kg p.c./j pour le fixatif en pompe et 2,0 mg/kg p.c./j pour les suppléments de minéraux. Les données sont présentées dans le tableau 8-4. Une valeur d'absorption cutanée de 8,3 %, fondée sur une étude d'absorption cutanée *in vitro* réalisée avec de la peau humaine, a été utilisée dans les estimations (IMnl 2010, dossier REACH [modifié en 2020]). De plus amples détails sur cette étude sont présentés dans la section 8.1.2. Les lotions pour le corps, les colorants capillaires permanents, les hydratants pour le visage, les revitalisants sans rinçage, les savons liquides pour le corps, les rouges à lèvres et les suppléments de multivitamines/minéraux seront présentés en vue de caractériser les risques associés à l'exposition orale et cutanée à des produits de soins personnels.

Tableau 8-4. Résumé de l'exposition orale et cutanée au manganèse à partir de l'utilisation de produits disponibles aux consommateurs

Scénario de produit	Groupe d'âge^a (ans)	Exposition cutanée (mg/kg p.c./j)	Exposition orale (mg/kg p.c./j)	Exposition combinée (mg/kg p.c./j)
Produit pour enfants, peinture	1	Négligeable	$4,2 \times 10^{-2}$	$4,2 \times 10^{-2}$
Produit pour enfants, argile à modeler	1	Négligeable	$2,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-2}$
Produit de bricolage pour automobiles, additif de combustible	Adulte	$1,5 \times 10^{-3}$	s.o.	$1,5 \times 10^{-3}$
Produit ménager, vaporisateur anti-odeurs	Adulte	$1,7 \times 10^{-5}$	s.o.	$1,7 \times 10^{-5}$
Peinture, application au pistolet sous pression d'air	Adulte	$8,2 \times 10^{-2}$	s.o.	$8,2 \times 10^{-2}$
Peinture, application au pinceau	Adulte	$3,5 \times 10^{-2}$	s.o.	$3,5 \times 10^{-2}$
Peinture, retouches à l'aide d'un applicateur	Adulte	$2,0 \times 10^{-3}$	s.o.	$2,0 \times 10^{-3}$
Textile, vêtement	0 à 5 mois	$2,4 \times 10^{-3}$	$1,1 \times 10^{-4}$	$2,5 \times 10^{-3}$
Produit de soins personnels, lotion pour le corps (cosmétique)	14 à 18	$1,0 \times 10^{-1}$	s.o.	$1,0 \times 10^{-1}$
Produit de soins personnels, colorant capillaire permanent (cosmétique)	Adulte	$5,4 \times 10^{-2}$	s.o.	$5,4 \times 10^{-2}$
Produit de soins personnels, hydratant pour le visage (cosmétique)	Adulte	$3,7 \times 10^{-2}$	s.o.	$3,7 \times 10^{-2}$
Produit de soins personnels, revitalisant sans rinçage (cosmétique)	Adulte	$2,9 \times 10^{-2}$	s.o.	$2,9 \times 10^{-2}$
Produit de soins personnels, savon liquide pour le corps (cosmétique)	0 à 5 mois	$2,1 \times 10^{-2}$	s.o.	$2,1 \times 10^{-2}$

Scénario de produit	Groupe d'âge^a (ans)	Exposition cutanée (mg/kg p.c./j)	Exposition orale (mg/kg p.c./j)	Exposition combinée (mg/kg p.c./j)
Produit de soins personnels, masque pour le visage (cosmétique)	14 à 18	$1,4 \times 10^{-2}$	s.o.	$1,4 \times 10^{-2}$
Produit de soins personnels, fixatif en pompe (cosmétique)	Adulte	$5,1 \times 10^{-3}$	s.o.	$5,1 \times 10^{-3}$
Produit de soins personnels, rouge à lèvres/baume pour les lèvres (cosmétique)	2 à 3	s.o.	$9,8 \times 10^{-2}$	$9,8 \times 10^{-2}$
Produit de soins personnels, produit de blanchiment des dents (cosmétique)	Adulte	s.o.	$2,1 \times 10^{-3}$	$2,1 \times 10^{-3}$
Produit de soins personnels, supplément de minéraux (PSN – IM)	Adulte	s.o.	2,0	2,0
Produit de soins personnels, supplément de multivitamines/minéraux – dose maximale indiquée dans la monographie de Santé Canada (PSN – IM)	Adulte	s.o.	$1,2 \times 10^{-1}$	$1,2 \times 10^{-1}$
Produit de soins personnels, supplément de multivitamines/minéraux (PSN – IM)	1	s.o.	$9,1 \times 10^{-2}$	$9,1 \times 10^{-2}$

Abréviations : IM, ingrédient médicamenteux; s.o., sans objet; PSN, produit de santé naturel.

L'exposition cutanée à partir de produits contenant des pigments n'a pas été quantifiée, car on s'attend à ce que l'absorption cutanée de pigments solides soit négligeable.

^a Le groupe d'âge présentant le risque d'exposition le plus élevé a été déterminé en fonction de la quantité de produit et de la fréquence d'utilisation.

Les estimations calculées pour l'exposition sentinelle par inhalation variaient de $3,2 \times 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le maquillage pour le corps en poudre libre et le fixatif en aérosol à $4,1 \times 10^{-1} \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le maquillage pour le visage en poudre libre (tableau 8-5). Le fixatif en aérosol, le maquillage pour le visage en poudre libre et le maquillage pour le corps en poudre libre seront présentés en vue de caractériser les risques qui leur sont associés.

Tableau 8-5. Concentrations potentielles estimées de manganèse dans l'air provenant de l'utilisation de produits disponibles aux consommateurs

Scénario d'exposition	Groupe d'âge (ans)	Concentrations quotidiennes moyennes dans l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Produit ménager, vaporisateur anti-odeurs, PM _{3,5}	Adulte	$4,0 \times 10^{-2}$
Peinture, aérosol, PM _{3,5} ^a	Adulte	$8,4 \times 10^{-2}$
Peinture, pistolet sous pression d'air, fraction inhalable	Adulte	$9,2 \times 10^{-2}$
Produit de soins personnels, fixatif en aérosol, PM _{3,5} (cosmétique)	Adulte	$3,2 \times 10^{-2}$
Produit de soins personnels, poudre libre pour le visage, PM ₄ , maquillage (cosmétique) ^a	4 à adulte	$4,1 \times 10^{-1}$
Produit de soins personnels, poudre libre pour le visage, PM ₄ , maquillage contenant un FPS (PSN – INM) ^a	4 à adulte	$5,3 \times 10^{-2}$
Produit de soins personnels, poudre libre pour le corps, PM ₄ , maquillage (cosmétique) ^a	4 à adulte	$3,2 \times 10^{-2}$

Abréviations : s.o., sans objet; PSN, produit de santé naturel; INM, ingrédient non médicamenteux; PM_{3,5}, matière particulaire de diamètre aérodynamique médian inférieur à 3,5 μm ; PM₄, matière particulaire de diamètre aérodynamique médian inférieur à 4 μm ; FPS, facteur de protection solaire.

^a L'exposition cutanée à partir de produits contenant des pigments n'a pas été quantifiée, car on s'attend à ce que l'absorption cutanée de pigments solides soit négligeable.

8.2.4 Prise en compte des sous-groupes de la population qui peuvent être plus fortement exposés

Certains groupes de personnes vivant au Canada, en raison d'une plus grande exposition, peuvent être plus susceptibles de subir des effets nocifs pour la santé. Le potentiel d'exposition élevée dans la population canadienne a été étudié. Les estimations de l'exposition sont régulièrement évaluées selon l'âge pour tenir compte des différences physiques et comportementales à différents stades de la vie. Lors de l'évaluation de l'exposition de fond à partir des milieux environnementaux, des aliments et de l'eau potable, les jeunes enfants étaient plus exposés que les adultes. Les nourrissons nourris aux préparations pour nourrissons étaient plus exposés que ceux nourris au lait maternel et que les adultes. Les concentrations dans l'eau potable ont

aussi été examinées. Les concentrations de manganèse dans l'eau potable des communautés des Premières Nations étaient semblables à celles tirées des données sur l'eau potable des provinces et territoires. Les personnes dont l'eau potable provient de puits privés peuvent être plus exposées au manganèse que celles qui varient en fonction de l'approvisionnement municipal en eau. Les concentrations de manganèse dans l'eau potable de certains systèmes provinciaux et de certaines communautés des Premières Nations dépassaient la recommandation pour l'eau potable. De plus, les personnes vivant à proximité de sources ponctuelles de rejet de manganèse provenant d'installations peuvent être plus exposées au manganèse dans l'air. Les concentrations atmosphériques de manganèse près de certaines installations, estimées par modélisation, sont plus élevées que les concentrations dans l'air ambiant extérieur. Dans le cadre de l'évaluation de l'exposition au manganèse à partir de certains produits, on a analysé des produits destinés aux enfants, dont la peinture artisanale, l'argile à modeler, les bijoux et les jouets.

8.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

Le risque d'effets cumulatifs a été pris en compte dans cette évaluation par l'examen des expositions cumulées à l'entité manganèse. Compte tenu des renseignements disponibles, le paramètre critique désigné pour la caractérisation des risques associés à l'exposition orale au manganèse est la DMENO de 25 mg Mn/kg p.c./j pour les effets neurotoxiques (déficiences en matière d'apprentissage et de régulation de l'éveil) observés chez les jeunes, comme décrit dans les études de Kern et coll. (2010), Kern et Smith (2011), Beaudin et coll. (2013) et Conley et coll. (2020). Les auteurs ont noté que les effets neurotoxiques apparaissaient après une courte période d'administration de la substance. Toutefois, le moment et la durée exacts nécessaires pour qu'un effet neurotoxique se produise sont incertains. De plus, des études donnent à penser que les enfants ayant été exposés à des concentrations élevées de manganèse lorsqu'ils étaient nourrissons peuvent courir un risque accru de présenter des déficits neurodéveloppementaux pouvant persister à l'âge adulte. On juge que la sélection des fœtus en développement, des nourrissons et des enfants (d'après des études chez les rats nouveau-nés) comme sous-population vulnérable à l'exposition par voie orale au manganèse et la désignation des effets neurodéveloppementaux comme effets critiques sur la santé protègent contre les autres effets nocifs de l'exposition par voie orale au manganèse pour l'ensemble de la population. Santé Canada (2019a) a utilisé ce point de départ pour calculer la CMA dans l'eau potable, qui a été établie pour protéger les nourrissons consommant des préparations pour nourrissons reconstituées avec de l'eau potable. On a calculé une dose journalière tolérable (DJT) de 0,025 mg/kg p.c./j en tenant compte d'un FI total de 1000 (10x pour l'extrapolation interspécifique, 10x pour la variabilité intraspécifique et 10x pour l'utilisation de la DMENO).

Les données disponibles portant sur les effets sur la santé associés à l'exposition au manganèse par l'alimentation ne permettent pas de calculer un point de départ aux fins de l'évaluation des risques. Il n'existe aucune étude alimentaire qui porte sur la

neurotoxicité chez les jeunes. En l'absence de paramètres de toxicité appropriés pour l'exposition au manganèse par l'alimentation, la DMENO de 25 mg Mn/kg p.c./j pour l'eau potable, accompagnée d'un facteur d'incertitude de 1000, a aussi été choisie comme paramètre le plus sensible pour l'exposition orale. Bien que des différences aient été relevées quant à la biodisponibilité du manganèse dans les aliments et dans l'eau potable chez des adultes en état de jeûne, la biodisponibilité du manganèse était semblable dans d'autres conditions (adultes non à jeun), et l'on ignore si ces différences s'appliquent aussi ou existent dans le sous-groupe de la population d'intérêt (les jeunes).

On n'a recensé aucune étude de toxicité par voie cutanée portant sur l'effet critique, soit la neurotoxicité. Étant donné que la neurotoxicité n'a pas été évaluée par voie cutanée, on juge approprié de comparer l'exposition cutanée au paramètre oral (dose systémique; DMENO de 25 mg Mn/kg p.c./j), comme décrit précédemment, et de tenir compte d'une valeur d'absorption cutanée de 8,3 %.

Le manganèse est omniprésent dans les milieux environnementaux (air, sol, poussière), l'eau potable et les aliments, et il se trouve dans des milliers de produits disponibles aux consommateurs. La population générale est principalement exposée au manganèse par les aliments, puis par l'eau potable. Les enfants de 1 an sont soumis à l'exposition de fond la plus élevée, suivis des nourrissons nourris aux préparations pour nourrissons. Comme les nourrissons, les enfants âgés de 3 ans et moins et les femmes en âge de procréer (pour protéger les fœtus en développement) sont considérés comme les sous-groupes de la population les plus vulnérables, ils ont servi à caractériser le risque pour la population générale au Canada. Étant donné que des effets neurologiques attribuables à l'exposition orale au manganèse peuvent survenir après une courte durée d'exposition, et bien que le moment et la durée exacts nécessaires pour qu'un effet neurotoxique se produise soient incertains, il a été jugé approprié de présenter les limites supérieures des estimations prudentes de l'exposition afin de tenir compte des périodes d'exposition élevée à court terme. Les limites supérieures des estimations de l'apport global de manganèse à partir des milieux environnementaux, de l'eau potable et des aliments pour tous les groupes d'âge sont présentées dans le tableau D-8 de l'annexe D. Les marges d'exposition (ME) calculées pour l'exposition globale varient de 33 à 9493. Les nourrissons âgés de 0 à 5 mois et nourris exclusivement aux préparations pour nourrissons sont soumis à l'exposition globale la plus élevée, suivis des enfants de 1 an.

Afin de caractériser le risque associé à l'eau potable pour les personnes vivant au Canada, on a comparé les concentrations totales de manganèse dans l'eau potable des provinces, des territoires et des communautés des Premières Nations (Schwartz et coll., 2021) à la CMA de 120 µg/L. La limite supérieure (au 95e centile) de la concentration de manganèse dans l'eau potable dépassait la CMA dans les provinces et les territoires, sauf en Alberta, en Ontario, à l'Île-du-Prince-Édouard et au Yukon, comme présenté dans le tableau 8-6 plus bas. De 0 à 21 % des échantillons d'eau potable prélevés dans les provinces et les territoires dépassaient la CMA. Dans les

communautés des Premières Nations, la limite supérieure de la concentration de manganèse dans l'eau potable dépassait la CMA au Manitoba et dans la région de l'Atlantique, où les dépassements variaient entre 0 et 14,8 % (tableau 8-7).

Tableau 8-6. Comparaison des concentrations de manganèse (µg/L) dans l'eau potable des provinces et territoires du Canada avec la CMA (120 µg/L)

Province ou territoire	95e cent. (µg/L) ^a	CMA (µg/L) ^b	% de valeurs dépassant la CMA
Colombie-Britannique	501	120	17
Alberta	1,3	120	0
Saskatchewan	820	120	21
Manitoba	235	120	8
Ontario	22	120	0,3
Québec	224	120	12
Nouveau-Brunswick	380	120	11
Île-du-Prince-Édouard ^c	13	120	2
Terre-Neuve-et-Labrador	130	120	5
Yukon	41	120	0

Abréviations : CMA, concentration maximale acceptable; 95e cent., concentration au 95e centile.

^a Valeurs calculées au moyen de données de Santé Canada (2019a).

^b CMA = Valeur fondée sur la santé déterminée selon une dose journalière tolérable de 0,025 mg/kg p.c./j (25 mg/kg p.c./FI total de 1000) pour un nourrisson de 7 kg consommant 0,75 L/j d'eau du robinet, utilisée pour reconstituer la préparation pour nourrissons, et un facteur d'attribution lié à la source de 0,5 pour tenir compte du reste provenant de la préparation pour nourrissons.

^c Résumé des résultats de la qualité de l'eau potable (GC [modifié en 2022]).

Tableau 8-7. Comparaison des concentrations de manganèse (µg/L) dans l'eau potable des communautés des Premières Nations du Canada avec la CMA (120 µg/L)

Communautés des Premières Nations	95e cent. (µg/L) ^a	CMA (µg/L) ^b	% de valeurs dépassant la CMA
Colombie-Britannique	24,9	120	0,67
Alberta	51,5	120	0
Saskatchewan	107,0	120	5,8
Manitoba	278,8	120	14,8
Ontario	39,1	120	0
Québec	18,7	120	1,2

Communautés des Premières Nations	95e cent. (µg/L)^a	CMA (µg/L)^b	% de valeurs dépassant la CMA
Atlantique	449,0	120	10,2

Abréviations : CMA, concentration maximale acceptable; 95e cent., concentration au 95e centile.

^a Eau du robinet (Schwartz et coll., 2021).

^b CMA = Valeur fondée sur la santé déterminée selon une dose journalière tolérable de 0,025 mg/kg p.c./j (25 mg/kg p.c./j/FI total de 1000) pour un nourrisson de 7 kg consommant 0,75 L/j d'eau du robinet, utilisée pour reconstituer la préparation pour nourrissons, et un facteur d'attribution lié à la source de 0,5 pour tenir compte du reste provenant de la préparation pour nourrissons.

L'apport alimentaire en manganèse provenant de sources naturelles est généralement considéré comme sûr, et les risques et les bienfaits des aliments qui contribuent le plus à l'exposition alimentaire au manganèse doivent être reconnus (communication personnelle, courriel de la DAN, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 7 juillet 2023; source non citée).

La composition des préparations pour nourrissons est réglementée au titre 25, partie B, du *Règlement sur les aliments et drogues*. Avant de vendre leurs produits sur le marché canadien, les fabricants doivent présenter un avis préalable à la mise en marché qui démontre l'innocuité et la suffisance nutritionnelle de leurs produits, ce qui est évalué par la DAN de Santé Canada, qui analyse les données d'essais cliniques sur la croissance et la tolérance, les effets indésirables et les spécifications des produits. Bien que le Canada n'impose pas actuellement de concentration maximale réglementaire de manganèse dans les préparations pour nourrissons, la DAN applique à l'interne la limite supérieure recommandée par le Codex (100 µg/100 kcal) dans son évaluation préalable à la mise en marché. Le Canada contribue au Codex, et cette concentration maximale concorde avec les limites supérieures d'autres instances, dont l'Union européenne. Dans le cadre de la modernisation réglementaire prévue du titre 25 du *Règlement sur les aliments et drogues*, qui prévoit des exigences en matière de composition des préparations pour nourrissons, Santé Canada évaluera l'intégration par renvoi des exigences du Codex pour de nombreux éléments nutritifs, dont le manganèse. Cette façon de faire permettra d'actualiser facilement les valeurs en cas d'évolution du consensus scientifique (communication personnelle, courriel de la DAN, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 7 juillet 2023; source non citée).

Par conséquent, les estimations de l'exposition par l'alimentation n'ont pas été présentées en vue de caractériser les risques dans le cadre de cette ébauche d'évaluation. L'élaboration de recommandations alimentaires ou d'exigences de composition propres à des produits nécessite de tenir compte des concentrations minimales requises pour atteindre la suffisance nutritionnelle à différents stades de vie ainsi que de la biodisponibilité du manganèse dans diverses matrices, ce qui dépasse la portée de la présente évaluation.

Le manganèse est aussi présent dans des produits disponibles aux consommateurs, dont les nourrissons, les enfants et les femmes en âge de procréer, ce qui peut entraîner des expositions orales et cutanées. On a calculé les estimations de l'exposition orale et cutanée attribuable à l'utilisation de produits d'arts et d'artisanat, de produits de bricolage pour automobiles, de produits ménagers, de peintures, de textiles et de produits de soins personnels. Le tableau 8-8 plus bas présente les ME entre la dose produisant un effet critique sur la santé et les estimations de l'exposition la plus élevée par voie orale ou cutanée calculées à partir des scénarios d'exposition. Les ME résultantes attribuables à l'utilisation d'argile à modeler, de produits automobiles, de vaporisateurs anti-odeurs pour la maison, d'applicateurs de peinture, de certains produits de soins personnels (par exemple, savon liquide pour le corps) et de textiles sont jugées adéquates pour tenir compte des incertitudes liées aux données sur les effets sur la santé et l'exposition utilisées pour caractériser le risque. Les ME calculées pour l'utilisation de peinture pour enfants, de peinture appliquée au pistolet sous pression d'air ou au pinceau et de certains produits de soins personnels (lotions pour le corps, colorants capillaires permanents, hydratants pour le visage, revitalisants sans rinçage, rouges à lèvres et suppléments de multivitamines/minéraux) sont jugées potentiellement insuffisantes pour tenir compte des incertitudes liées aux données sur les effets sur la santé et l'exposition utilisées pour caractériser le risque.

Tableau 8-8. Estimations des expositions sentinelles orale et cutanée au manganèse et des risques associés découlant de l'utilisation de produits disponibles aux consommateurs

Scénario	Groupe d'âge (ans)	Exposition (mg/kg p.c./j)	Dose d'effet critique (mg/kg p.c./j)	ME ^a
Produit pour enfants, peinture	1	$4,2 \times 10^{-2}$	25	592
Produit pour enfants, argile à modeler	1	$2,0 \times 10^{-2}$	25	1 260
Produit automobile, additif de combustible	Adulte	$1,5 \times 10^{-3}$	25	16 584
Produit ménager, vaporisateur anti-odeurs	Adulte	$1,7 \times 10^{-5}$	25	$1,5 \times 10^6$
Peinture, application au pistolet sous pression d'air	Adulte	$8,2 \times 10^{-2}$	25	303
Peinture, application au pinceau	Adulte	$3,5 \times 10^{-2}$	25	712
Peinture, retouches à l'aide d'un applicateur	Adulte	$2,0 \times 10^{-3}$	25	12 810
Textile, vêtement	0 à 5 mois	$2,5 \times 10^{-3}$	25	9 833

Scénario	Groupe d'âge (ans)	Exposition (mg/kg p.c./j)	Dose d'effet critique (mg/kg p.c./j)	ME ^a
Produit de soins personnels, lotion pour le corps (cosmétique)	14 à 18	$1,0 \times 10^{-1}$	25	241
Produit de soins personnels, colorant capillaire permanent (cosmétique)	Adulte	$5,4 \times 10^{-2}$	25	462
Produit de soins personnels, hydratant pour le visage (cosmétique)	Adulte	$3,7 \times 10^{-2}$	25	680
Produit de soins personnels, revitalisant sans rinçage (cosmétique)	Adulte	$2,9 \times 10^{-2}$	25	875
Produit de soins personnels, savon liquide pour le corps (cosmétique)	0 à 5 mois	$2,1 \times 10^{-2}$	25	1 171
Produit de soins personnels, rouge à lèvres (cosmétique)	2 à 3	$9,8 \times 10^{-2}$	25	255
Produit de soins personnels, supplément de minéraux (PSN – IM)	Adulte	2,0	25	12
Produit de soins personnels, supplément de multivitamines/minéraux – dose maximale indiquée dans la monographie de Santé Canada (PSN – IM)	Adulte	$1,2 \times 10^{-1}$	25	206
Produit de soins personnels, supplément de multivitamines/minéraux (PSN – IM)	1	$9,1 \times 10^{-2}$	25	275

Abréviations : IM, ingrédient médicamenteux; ME, marge d'exposition; PSN, produit de santé naturel.

^a La ME (ME = dose d'effet critique/exposition) a été arrondie au nombre entier le plus près. ME cible = 1000 (x10 pour l'extrapolation interspécifique; x10 pour la variation intraspécifique; x10 pour l'utilisation d'une DMENO, compte tenu de la gravité de l'effet).

Le SNC est le principal organe cible de l'exposition par inhalation au manganèse. Les effets respiratoires et pulmonaires associés à l'exposition au manganèse ne sont pas apparents à des concentrations inférieures à celles auxquelles des changements neurologiques peuvent être détectés. Par conséquent, une caractérisation des risques fondée sur un point de départ neurotoxique devrait protéger contre les effets respiratoires qui se produiraient à des doses élevées.

La CR de Santé Canada (2010a) de 0,05 µg/m³ pour la fraction inhalable du manganèse (telle que mesurée dans les PM_{3,5}) a été choisie pour caractériser le risque associé à l'exposition par inhalation au manganèse à partir de l'air ambiant et de produits disponibles aux consommateurs qui peuvent entraîner une telle exposition.

La CR a été déterminée au moyen d'un paramètre neurofonctionnel, qui est considéré être le marqueur le plus sensible associé à l'exposition à de faibles concentrations de manganèse par inhalation, afin de protéger contre la météorisation des fonctions motrices et cognitives. Une CRI₅ de 19,2 µg/m³ pour le contrôle de la motricité fine (approche de Luria-Nebraska) a été calculée à partir de l'ensemble de données de Lucchini et coll. (1999) et convertie d'un régime d'exposition professionnelle (8 h/j, 5 j/sem.) à un scénario d'exposition continue, avec un FI de 100 (10x pour la variation interindividuelle et 10x pour l'incertitude associée à la base de données). Un autre FI pour la base de données a été appliqué pour tenir compte de la variation de la solubilité des composés de manganèse, d'un manque d'information sur l'incidence de l'exposition prénatale au manganèse sur le fœtus et d'inconnues associées à l'importance de la variation des valeurs de prolactine dans la population générale (Santé Canada, 2010a). Pour la caractérisation des risques associés au manganèse, nous avons calculé les quotients de danger (QD) à l'aide du rapport de la concentration de manganèse dans l'air administré de façon continue sur la CR pour la fraction inhalable du manganèse inhalé, concentration à laquelle aucun effet ne devrait se produire sur la santé. Un QD supérieur à 1 a été considéré comme potentiellement insuffisant pour tenir compte des incertitudes dans les effets sur la santé et les données sur l'exposition utilisés pour caractériser les risques.

Les QD ont été calculés pour les concentrations continues dans l'air extérieur ainsi que pour les concentrations dans l'air mesurées à proximité de systèmes de transport et aux environs d'installations industrielles. Ils sont présentés dans le tableau 8-9 plus bas. Les QD pour les concentrations de manganèse mesurées dans l'air extérieur, à proximité des transports en commun (pour prendre en considération une possible hausse de l'exposition pendant le navettage), sont inférieurs à 1 et sont donc jugés adéquats pour tenir compte des incertitudes liées aux données sur les effets sur la santé et l'exposition utilisées pour caractériser le risque.

Les QD ont été calculés pour caractériser le risque que peut représenter l'inhalation pour les personnes vivant à proximité d'installations industrielles qui rejettent du manganèse dans l'air. Les QD calculés pour les concentrations de manganèse dans l'air à proximité d'installations du secteur de la production, du transport et de la distribution d'électricité et de fabriques de pâte à papier, de papier et de carton étaient inférieurs ou égaux à 1 et sont donc jugés adéquats pour tenir compte des incertitudes liées aux données sur les effets sur la santé et l'exposition utilisées pour caractériser le risque. Toutefois, les QD calculés pour les concentrations de manganèse dans l'air à proximité d'installations des secteurs de l'extraction de minerais métalliques, de la sidérurgie, de la fabrication de machines pour l'agriculture, la construction et l'extraction minière, de la fabrication de pièces pour véhicules automobiles et de la fabrication de

produits en acier à partir d'acier acheté sont supérieurs à 1 et sont donc jugés potentiellement insuffisants pour tenir compte des incertitudes liées aux données sur les effets sur la santé et l'exposition utilisées pour caractériser le risque.

Tableau 8-9. Estimations de l'exposition par inhalation et des risques associés découlant de la présence de manganèse dans l'air

Scénario d'exposition	Concentration dans l'air (µg/m³)	Concentration de référence (µg/m³)	Quotient de danger^a
Concentration médiane de manganèse dans l'air extérieur (PTS) à Sarnia, en Ontario	0,006	0,05	0,12
Concentration quotidienne moyenne (PM _{2,5}) dans l'air à proximité de systèmes de transport, à Toronto, en Ontario	0,022	0,05	0,44
Secteur de l'extraction de minerais métalliques : Concentration quotidienne moyenne (PM _{2,5}) dans l'air à proximité d'une installation d'extraction de minerais métalliques – modélisée au moyen de SCREEN3	0,071	0,05	1,42
Secteur de la sidérurgie : Concentration médiane de manganèse (PTS) dans l'air à proximité d'une usine sidérurgique de Hamilton, en Ontario	0,136	0,05	2,72
Secteur de la fabrication de machines pour l'agriculture, la construction et l'extraction minière : Concentration quotidienne moyenne (PM _{2,5}) dans l'air à proximité d'une installation industrielle de fabrication de machines pour l'agriculture, la construction et l'extraction minière – modélisée au moyen de SCREEN3	0,208	0,05	4,16

Scénario d'exposition	Concentration dans l'air (µg/m³)	Concentration de référence (µg/m³)	Quotient de danger^a
Secteur de la production, du transport et de la distribution d'électricité : Concentration maximale prévue (modélisée au moyen de CALPUFF), en PTS, rejetée dans l'air à partir d'une installation de production, de transport et de distribution d'électricité de Williams Lake, en Colombie-Britannique	0,002	0,05	0,04
Secteur de la fabrication de pièces pour véhicules automobiles : Concentration quotidienne moyenne (PM _{2,5}) dans l'air à proximité d'une installation de fabrication de pièces pour véhicules automobiles – modélisée au moyen de SCREEN3	0,807	0,05	16,14
Fabriques de pâte à papier, de papier et de carton Concentration quotidienne moyenne (PM _{2,5}) dans l'air à proximité de fabriques de pâte à papier, de papier et de carton – modélisée au moyen de SCREEN3	0,051	0,05	1,02
Secteur de la fabrication de produits en acier à partir d'acier acheté : Concentration quotidienne moyenne (PM _{2,5}) dans l'air à proximité d'une installation de fabrication de tubes et de tuyaux en fer et en acier à partir d'acier acheté – modélisée au moyen de SCREEN3	0,180	0,05	3,6

Abréviations : PM_{2,5}, matière particulaire de diamètre aérodynamique médian inférieur à 2,5 µm; PTS, particules totales en suspension.

^a Le quotient de danger est défini comme étant le rapport de la concentration dans l'air mesurée, estimée ou modélisée sur la CR pour la fraction inhalable du manganèse inhalé, une concentration à laquelle aucun effet sur la santé n'est attendu.

De plus, des QD ont été calculés pour les concentrations continues de manganèse dans l'air découlant de l'utilisation de produits disponibles aux consommateurs (voir le tableau 8-10). Comme les QD calculés pour les concentrations dans l'air découlant de l'utilisation de produits ménagers (vaporisateurs anti-odeurs), de fixatifs en aérosol, de poudres libres pour le visage (contenant 1,1 % de manganèse) et de maquillage pour le corps en poudre libre sont inférieurs ou égaux à 1, ils ont été jugés adéquats pour tenir compte des incertitudes liées aux données sur les effets sur la santé et l'exposition utilisées pour caractériser le risque. Les QD calculés pour les concentrations dans l'air découlant de l'utilisation de peinture en aérosol (en bombe), de peinture appliquée à l'aide d'un pistolet sous pression d'air et de poudres libres pour le visage (contenant 8,7 % de manganèse) sont supérieurs à 1 et sont donc considérés comme potentiellement insuffisants pour tenir compte des incertitudes liées aux données sur les effets sur la santé et l'exposition utilisées pour caractériser le risque.

Tableau 8-10. Estimations de l'exposition par inhalation et des risques associés découlant de la présence de manganèse dans certains produits

Scénario d'exposition	Concentration dans l'air (µg/m³)	Concentration de référence (µg/m³)	Quotient de danger^a
Produit ménager, vaporisateur anti-odeurs, PM _{3,5}	0,040	0,05	0,8
Peinture, aérosol, PM _{3,5}	0,084	0,05	1,68
Peinture, pistolet sous pression d'air (total inhalable)	0,092	0,05	1,8
Produit de soins personnels, fixatif en aérosol, PM _{3,5} (cosmétique)	0,032	0,05	0,64
Produit de soins personnels, maquillage pour le corps en poudre libre, PM ₄ (cosmétique)	0,032	0,05	0,63
Produit de soins personnels, poudre libre pour le visage, PM ₄ , maquillage contenant un FPS (PSN – INM) (contenant 1,1 % de manganèse)	0,053	0,05	1,05

Scénario d'exposition	Concentration dans l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Concentration de référence ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Quotient de danger ^a
Produit de soins personnels, poudre libre pour le visage, PM ₄ , maquillage (cosmétique) (contenant 8,7 % de manganèse)	0,41	0,05	8,2

Abréviations : PSN, produit de santé naturel; INM, ingrédient non médicamenteux; PM_{3,5}, matière particulaire de diamètre aérodynamique médian inférieur à 3,5 μm ; PM₄, matière particulaire de diamètre aérodynamique médian inférieur à 4 μm ; FPS, facteur de protection solaire.

^a Le quotient de danger est défini comme étant le rapport de la concentration dans l'air mesurée, estimée ou modélisée sur la concentration de référence pour la fraction inhalable du manganèse inhalé, une concentration à laquelle aucun effet sur la santé n'est attendu.

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

Une incertitude entoure la biodisponibilité orale du manganèse dans l'alimentation et l'eau potable. Bien qu'il soit généralement admis que la biodisponibilité du manganèse dans l'alimentation peut être réduite par la présence d'autres composants alimentaires, la mesure de cette réduction n'a pas été bien établie. De plus, dans le contexte de personnes non à jeun, l'absorption du manganèse dans les aliments et l'eau potable semble similaire. Une certaine incertitude demeure quant à la validité de la base de données sur la toxicité et à l'absence d'études portant sur les sources alimentaires de manganèse et les résultats neurologiques connexes.

Le profil toxicocinétique et toxicodynamique du manganèse chez les nourrissons, qui constituent une sous-population préoccupante, n'a pas été bien établi. On ignore la mesure dans laquelle l'homéostasie peut se produire et la quantité de manganèse qui pénètre dans le cerveau à la suite d'une exposition dans cette sous-population.

Les ensembles de données sur les effets sur la santé associés à l'exposition par voie orale et par inhalation contiennent bon nombre d'études fondées sur une population, dont la plupart sont transversales. Ces études n'ont pas de composante temporelle et fournissent souvent peu de données sur l'exposition au manganèse. Bien que des biomarqueurs puissent partiellement renseigner sur les expositions internes, le manganèse est rapidement transféré hors de la circulation et minimalement excrété dans l'urine, ce qui empêche d'utiliser les mesures de ces biomarqueurs pour évaluer l'exposition chronique aux faibles concentrations attendues dans la population générale. De plus, notre compréhension actuelle ne permet pas d'utiliser d'autres biomarqueurs (cheveux, ongles d'orteils ou dents) à l'échelle de la population. Une incertitude entoure les concentrations déclarées dans l'air ambiant et la façon dont elles sont liées aux

concentrations antérieures dans l'air ainsi qu'aux expositions cumulatives au manganèse au fil du temps.

Une certaine incertitude demeure quant aux effets neurotoxiques associés à l'exposition alimentaire dans le sous-groupe de la population préoccupante, étant donné qu'il n'existe pas d'étude de neurotoxicité pour le développement portant sur l'exposition au manganèse par l'alimentation.

Le manganèse a été mesuré dans des aliments traditionnels dans le cadre de plusieurs études, dont l'EANEPN. Toutefois, aucune estimation de l'apport de manganèse à partir de la consommation d'aliments traditionnels n'a été publiée.

L'exposition à partir de l'utilisation de produits disponibles aux consommateurs a été estimée pour les expositions par voie orale, cutanée et par inhalation. Il manquait d'information sur la concentration et le profil d'utilisation du manganèse pour certains produits disponibles aux consommateurs, comme les produits nettoyants pour cheminées. Les estimations de l'exposition et des risques associés à ces produits n'ont donc pas pu être calculées.

L'utilisation potentielle de plus d'un produit par une même personne au cours d'une journée (c'est-à-dire l'exposition globale) n'a pas été examinée. Il pourrait en découler une sous-estimation de l'exposition de certaines personnes.

La CR établie en 2010 par Santé Canada a été calculée à partir des concentrations de manganèse dans les $PM_{3,5}$, car il s'agit de la mesure utilisée dans l'étude sur l'exposition professionnelle réalisée par Lucchini et coll. (1999), d'où est tiré le point de départ. Des données sur les concentrations mesurées dans l'air n'étaient disponibles que pour les $PM_{2,5}$ et les PM_{10} . Les QD ont donc été calculés avec les concentrations de manganèse dans les $PM_{2,5}$ aux fins d'une comparaison à la CR. Les concentrations de manganèse dans les $PM_{2,5}$ ne tiennent pas compte de la hausse potentielle de l'exposition qui se produirait si des particules de plus grande taille ($PM_{3,5}$) étaient incluses, ce qui pourrait entraîner une sous-estimation de l'exposition et du risque.

Certaines données publiques de surveillance de la qualité de l'air rendent compte de la présence de manganèse dans les PTS, mais pas des concentrations de manganèse dans la fraction inhalable. Lorsque les données étaient disponibles, on a prédit la concentration de manganèse dans la fraction inhalable à l'aide de rapport entre les $PM_{2,5}$ et les PTS à un endroit précis. Toutefois, ces données n'étaient pas disponibles pour tous les emplacements. L'utilisation des concentrations de manganèse dans les PTS peut entraîner la surestimation de l'exposition potentielle à partir de la fraction inhalable et des risques associés.

Il existe peu de données publiques sur les concentrations atmosphériques de manganèse provenant d'installations qui rejettent la substance dans l'air. Les concentrations atmosphériques prévues de manganèse à proximité de ces installations

peuvent être précisées à l'aide de renseignements propres aux installations, y compris les données de surveillance de la qualité de l'air.

9. Conclusion

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

Compte tenu de tous les renseignements contenus dans la présente ébauche d'évaluation, il est proposé de conclure que le manganèse et ses composés satisfont aux critères énoncés 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.

Il est donc proposé de conclure que le manganèse et ses composés satisfont à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Il est également proposé de conclure que le manganèse et ses composés satisfont aux critères de persistance, mais pas à ceux de bioaccumulation, énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE.

Bibliographie

- [ACIA] Agence canadienne d'inspection des aliments. 2023. Liste des produits d'engrais enregistrés. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Modifié le 18 septembre 2023; Consulté le 11 janvier 2024].
- [ACIA] Agence canadienne d'inspection des aliments. 2025. Exigences en matière d'étiquetage des aliments à usage diététique spécial. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Modifié le 15 janvier 2025; Consulté le 22 janvier 2025].
- Adkins B, Luginbuhl GH, Gardner DE. 1980. Acute exposure of laboratory mice to manganese oxide. *Am Ind Hyg Assoc J*. 41(7):494-500. (Disponible en anglais seulement)
- [AG] Alberta Government Domestic Well Water Quality in Regions of Alberta. 2014. Alberta Domestic Well Water Quality Monitoring and Assessment Program: Physical and chemical testing. [Consulté en mars 2019]. (Disponible en anglais seulement)
- [AG-DCCEEW] Australian Government – Department of Climate Change, Energy, the Environment and Water. 2018. Fact sheets. Manganese & compounds. [Consulté le 23 avril 2019]. (Disponible en anglais seulement)
- [AHS] Alberta Health Services. Safe preparation and handling of Infant formula. [Consulté en janvier 2023]. (Disponible en anglais seulement)
- Al Mamun A, Cheng I, Zhang L, Dabek-Zlotorzynska E, Charland J-P. 2020. Overview of size distribution, concentration, and dry deposition of airborne particulate elements measured worldwide. *Environ Rev*. 28(1):77-88. (Disponible en anglais seulement)
- Andersen ME, Gearhart JM, Clewell HJ. 1999. Pharmacokinetic data needs to support risk assessments for inhaled and ingested manganese. *Neurotoxicology*. 20(2-3):161-171. (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)
- Anglen Bauer J, White RF, Coull BA, Austin C, Oppini M, Zoni S, Fedrighi C, Cagna G, Placidi D, Guazzetti S, et coll., 2021. Critical windows of susceptibility in the association between manganese and neurocognition in Italian adolescents living near ferro-manganese industry. *Neurotoxicology*. 87:51-61. (Disponible en anglais seulement)
- Anjum A, Biswas S, Rahman M, Rahman A, Siddique AE, Karim Y, Aktak S, Nikkon F, Haque A, Himeno S, et coll., 2019. Butyrylcholinesterase—a potential plasma biomarker in manganese-induced neurobehavioral changes. *Environ Sci Pollut Res Int*. 26(7):6378-6387. (Disponible en anglais seulement)
- Arbuckle TE, Liang CL, Morisset A-S, Fisher M, Weiler H, Cirtiu CM, Legrand M, Davis K, Ettinger AS, Fraser WD. 2016. MIREC Study Group. Maternal and fetal exposure to cadmium, lead, manganese and mercury: the MIREC study. *Chemosphere*. 163:270-282. (Disponible en anglais seulement)
- ArcelorMittal Dofasco. 2018. Emission Summary and Dispersion Modeling Report – Executive Summary 2017 Reporting year. Hamilton (ON): ArcelorMittal Dofasco. (Disponible en anglais seulement)

ArcelorMittal Dofasco. 2019. Emission Summary and Dispersion Modeling Report – Executive Summary 2018 Reporting year. Hamilton (ON): ArcelorMittal Dofasco. (Disponible en anglais seulement)

ArcelorMittal Dofasco. 2020. Emission Summary and Dispersion Modeling Report – Executive Summary 2019 Reporting year. Hamilton (ON): ArcelorMittal Dofasco. (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)

Aschner JL, Aschner M. 2005. Nutritional aspects of manganese homeostasis. *Mol Aspects Med*. 26(4-5):353-362. (Disponible en anglais seulement)

Aschner M, Erikson KM, Dorman DC. 2005. Manganese dosimetry: species differences and implications for neurotoxicity. *Crit Rev Toxicol*. 35(1):1-32. (Disponible en anglais seulement)

Ashley-Martin J, Dodds L, Arbuckle TE, Ettinger AS, Shapiro GD, Fisher M, Monnier P, Morisset A-S, Fraser WD, Bouchard MF. 2018. Maternal and cord blood manganese (Mn) levels and birth weight: the MIREC birth cohort study. *Int J Hyg Environ Health*. 221(6):876-882. (Disponible en anglais seulement)

Assem FL, Holmes P, Levy LS. 2011. The mutagenicity and carcinogenicity of inorganic manganese compounds: a synthesis of evidence. *J Toxicol Env Health B Crit Rev*. 14(8):537-570. (Disponible en anglais seulement)

Atlantic Power Corporation. 2016. Technical Assessment: Atlantic Power Preferred Equity Ltd. Williams Lake, BC Permit Amendment Permit 8808. British Columbia: Waddell Environmental Inc. for Atlantic Power Corporation. [Consulté le 14 février 2022]. (Disponible en anglais seulement)

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2012. Toxicological profile for manganese. Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Atlanta (GA): U.S. Department of Health and Human Services. [Consulté le 7 novembre 2024]. (Disponible en anglais seulement)

Au F, Bielecki A, Blais E, Fisher M, Cakmak S, Basak A, Gomes J, Arbuckle TE, Fraser WD, Vincent R, et coll., 2016. Blood metal levels and third trimester maternal plasma matrix metalloproteinases (MMPs). *Chemosphere*. 159:506-515. (Disponible en anglais seulement)

[AWCIMC] L'application Web sur le commerce international de marchandises du Canada. [Modifié le 4 mai 2022]. Résultats de recherche pour HS 260200, 282010, 282090, 284161, 284169, 811100. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 13 mai 2022].

Backman RV, Wikstedt H, Skrifvars B-J, Hupa M, Ruohola T, Haaga K. 2004. Trace element distribution in and around the recovery boiler. In: TAPPI International Chemical Recovery Conference. Charleston (SC): TAPPI Press. (Disponible en anglais seulement)

Baden SP, Neil DM. 1998. Accumulation of manganese in the haemolymph, nerve and muscle tissue of *Nephrops norvegicus* (L.) and its effect on neuromuscular performance. *Comp Biochem Physiol A Mol Integr Physiol*. 119(1): 351-359. (Disponible en anglais seulement)

Barbeau B, Carriere A, Bouchard MF. 2011. Spatial and temporal variations of manganese concentrations in drinking water. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*. 46(6):608-616. (Disponible en anglais seulement)

Batschauer AR, Souza TL, Manuitt Brito PE, Filipak Neto F, Oliveira Ribeiro CA, Ortolani-Machado CF. 2021. Behavioral and neurochemical effects in mice after one-generation exposure to low doses of manganese: focus on offspring development. *Chem Biol Interact.* 345:109532. (Disponible en anglais seulement)

[BC EMS] British Columbia Ministry of the Environment and Climate Change Strategy [database]. 2023. BC Environmental Monitoring System Results - Open Government Portal. [Consulté le 24 avril 2023]. (Disponible en anglais seulement)

[BC MOE] British Columbia Ministry of Environment. 2016. Permit Amendment Permit 8808: Atlantic Power Preferred Equity Ltd. Williams Lake. [Consulté le 14 février 2022]. (Disponible en anglais seulement)

[BDIPSN] Base de données d'ingrédients de produits de santé naturels [base de données]. [Modifié le 7 décembre 2021]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 23 février 2022].

[BDPP] Base de données sur les produits pharmaceutiques [base de données]. [Modifié le 10 mars 2022; consulté le 6 octobre 2022].

[BDPSNH] Base de données des produits de santé naturels homologués [base de données]. [Modifié le 8 septembre 2021]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 23 février 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Beaudin SA, Nisam S, Smith DR. 2013. Early life versus lifelong oral manganese exposure differently impairs skilled forelimb performance in adult rats. *Neurotoxicol Teratol.* 38:36-45. (Disponible en anglais seulement)

Belzile N, Morris JR. 1995. Lake sediments: sources or sinks of industrially mobilized elements? In: Gunn JM, editor. *Restoration and recovery of an industrial region*. New York (NY): Springer. p. 183-193. (Disponible en anglais seulement)

Bengtsson B-E. 1978. Use of a harpacticoid copepod in toxicity tests. *Mar Pollut Bull.* 9(9):238-241. (Disponible en anglais seulement)

Bergström R. 1977. Acute pulmonary toxicity of manganese dioxide. *Scand J Work Environ Health.* 3 Suppl 1:1-41. [Consulté en juin 2018]. (Disponible en anglais seulement)

Bird ED, Anton AH, Bullock B. 1984. The effect of manganese inhalation on basal ganglia dopamine concentrations in rhesus monkey. *Neurotoxicology.* 5(1):59-65. (Disponible en anglais seulement)

Bjørklund G, Dadar M, Peana M, Rahaman MS, Aaseth J. 2020. Interactions between iron and manganese in neurotoxicity. *Arch Toxicol.* 94(3):725-734. (Disponible en anglais seulement)

Bouchard MF, Sauvé S, Barbeau B, Legrand M, Brodeur M-E, Bouffard T, Limoges E, Bellinger DC, Mergler D. 2011. Intellectual impairment in school-age children exposed to manganese from drinking water. *Environ Health Perspect.* 119(1):138-143. (Disponible en anglais seulement)

Bouchard MF, Surette C, Cormier P, Foucher D. 2018. Low level exposure to manganese from drinking water and cognition in school-age children. *Neurotoxicology.* 64:110-117. (Disponible en anglais seulement)

Boudissa SM, Lambert J, Muller C, Kennedy G, Gareau L, Zayed J. 2006. Manganese concentrations in the soil and air in the vicinity of a closed manganese alloy production plant. *Sci Total Environ.* 361(1-3):67-72. (Disponible en anglais seulement)

Bowler RM, Beseler CL, Gocheva VV, Colledge MA, Kornblith ES, Julian JJ, Kim Y, Bollweg G, Lobdell DT. 2016. Environmental exposure to manganese in air: Associations with tremor and motor function. *Sci Total Environ.* 541:646-654. (Disponible en anglais seulement)

Bowler RM, Harris M, Gocheva V, Wilson K, Kim Y, Davis SI, Bollweg G, Lobdell DT, Roels HA. 2012. Anxiety affecting parkinsonian outcome and motor efficiency in adults of an Ohio community with environmental airborne manganese exposure. *Int J Hyg Environ Health.* 215(3):393-405. (Disponible en anglais seulement)

Bowler RM, Kornblith ES, Gocheva VV, Colledge MA, Bollweg G, Kim Y, Beseler CL, Wright CW, Adams SW, Lobdell DT. 2015. Environmental exposure to manganese in air: associations with cognitive functions. *Neurotoxicology.* 49:139-148. (Disponible en anglais seulement)

[BQMA] Banque de données sur la qualité du milieu aquatique [database]. 2015. Datasets for all stations monitoring metals were downloaded. Québec (QC): Government of Québec. [Consulté en novembre 2015].

[BQMA] Banque de données sur la qualité du milieu aquatique [database]. 2023. Usages reliés au milieu aquatique (URMA) - Données Québec. Québec Data Partnership. [Consulté le 20 avril 2023].

Brandhuber P, Clark S, Knocke W, Tobiasson J. 2013. Guidance for the treatment of manganese. Denver (CO): Water Research Foundation. 148 p. (Disponible en anglais seulement)

Bryan DE, Guinn VP, Hackleman HR, Lukens HR. 1970. Development of nuclear analytical techniques for oil slick identification (Phase 1). Work done under AEC No. AT (904-3)-167 by Gulf General Atomic (Report No. 9889). (Disponible en anglais seulement)

Calabrese A, Collier RS, Nelson DA, MacInnes JR. 1973. The toxicity of heavy metals to embryos of the American oyster *Crassostrea virginica*. *Mar Biol.* 18(3):162-166. (Disponible en anglais seulement)

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

Canada. 1999. Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999. L.C. 1999, ch.33. Gazette du Canada, partie III, vol. 22, n° 3.

Canada. 2018a. [Modifié le 26 septembre 2018]. Loi sur les pêches : Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers, DORS/92-269.

Canada. 2018b. [Modifié le 17 décembre 2018]. Loi sur les pêches : Règlement sur les effluents des mines de métaux et des mines de diamants, DORS /2002-222.

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.

Cakmak S, Dales R, Kauri LM, Mahmud M, Van Ryswyk K, Vanos J, Liu L, Kumarathasan P, Thomson E, Vincent R, et coll., 2014. Metal composition of fine particulate air pollution and acute changes in cardiorespiratory physiology. *Environ Pollut.* 189:208-214. (Disponible en anglais seulement)

[CASA] Clean Air Sarnia and Area. [Modifié en 2022]. Non-Continuous Reporting, TSP and Metals reports 2016 to 2020. [Consulté le 14 février 2022]. (Disponible en anglais seulement)

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2006. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine [PDF]. Winnipeg (Man.) : Conseil canadien des ministres de l'environnement. [Consulté le 6 octobre 2022].

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des des eaux en vue de protéger la vie aquatique 2007. Winnipeg (Man.) : Conseil canadien des ministres de l'environnement. [Consulté le 14 février 2023].

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2019. Document Scientifique pour le Développement de Recommandations canadiennes pour la Qualité des Eaux visant la protection de la vie aquatique (2019) : manganèse [PDF]. Winnipeg (Man.) : Conseil canadien des ministres de l'environnement. [Consulté le 6 octobre 2022].

Chan L, Batel M, Sadik T, Tikhonov C, Schwartz H, Fediuk K, Ing A, Marushka L, Lindhorst K, Barwin L, et coll., 2021. FNFNES Final Report for Eight Assembly of First Nations Regions: Comprehensive Technical Report - Supplemental Data. Assembly of First Nations, University of Ottawa, Université de Montréal [PDF]. [Consulté le 14 février 2023]. (Disponible en anglais seulement)

Chen P, Bornhorst J, Aschner M. 2018. Manganese metabolism in humans. *Front Biosci.* 23(9):1655-1679. (Disponible en anglais seulement)

Chen L, Ding G, Gao Y, Wan P, Shi R, Huang H, Tian Y. 2014. Manganese concentrations in maternal-infant blood and birth weight. *Environ Sci Pollut Res Int.* 21(9):6170-6175. (Disponible en anglais seulement)

Chung SE, Cheong H-K, Ha E-H, Kim B-N, Ha M, Kim Y, Hong Y-C, Park H, Oh S-Y. 2015. Maternal blood manganese and early neurodevelopment: The Mothers and Children's Environmental Health (MOCEH) study. *Environ Health Perspect.* 123(7):717-722. (Disponible en anglais seulement)

Clark M. 2011. Handbook of textile and industrial dyeing. 1st ed. Philadelphia (PA): Woodhead Publishing Limited. (Disponible en anglais seulement)

Claus Henn B, Bellinger DC, Hopkins MR, Coull BA, Ettinger AS, Jim R, Hatley E, Christiani DC, Wright RO. 2017. Maternal and cord blood manganese concentrations and early childhood neurodevelopment among residents near a mining-impacted superfund site. *Environ Health Perspect.* 125(6):067020-1-067020-9. (Disponible en anglais seulement)

Clewell HJ, Lawrence GA, Calne DB, Crump KS. 2003. Determination of an occupational exposure guideline for manganese using the benchmark method. *Risk Anal.* 23(5):1031-1046. (Disponible en anglais seulement)

[CMC] Canadian Manganese Company Inc. 2022. Technical Report for the Woodstock Project, New Brunswick, Canada [PDF]. NI 43-101. Mercator Geological Services Limited. [Consulté le 1er novembre 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Cockell KA, Bonacci G, Belonje B. 2004. Manganese content of soy or rice beverages is high in comparison to infant formulas. *J Am Coll Nutr.* 23(2):124-130. (Disponible en anglais seulement)

[Committee on Toxicity] Committee on Toxicity of Chemicals in Food, Consumer Products and the Environment. 2020. Statement on the potential risks from manganese in the diets of infants aged 0–12 months and children aged 1–5 years. London (GB): Food Standards Agency. [Consulté le 5 octobre 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Conley TE, Beaudin SA, Lasley SM, Fornal CA, Hartman J, Uribe W, Khan T, Strupp BJ, Smith DR. 2020. Early postnatal manganese exposure causes arousal dysregulation and lasting hypofunctioning of the prefrontal cortex catecholaminergic systems. *J Neurochem.* 153(5):631-649. (Disponible en anglais seulement)

[ConsExpo Web] Consumer Exposure Web Model. 2021. Version 1.1.0. Bilthoven (NL): Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [National Institute for Public Health and the Environment]. [Modifié le 26 octobre 2021]. (Disponible en anglais seulement)

Cotton FA, Wilkinson G. 1980. *Advanced inorganic chemistry: a comprehensive text*. 4th ed. New York (NY): John Wiley & Sons, Inc. p. 528-922. (Disponible en anglais seulement)

[CPCat] Chemical and Product Categories [database]. 2021. Washington (DC): US Environmental Protection Agency. [Mis à jour le 12 août 2021; Consulté le 29 novembre 2021]. Database described in Dionisio KL, Frame AM, Goldsmith M-R, Wambaugh JF, Liddell A, Cathey T, Smith D, Vail J, Ernstoff AS, Fantke P, et coll., 2015. Exploring consumer exposure pathways and patterns of use for chemicals in the environment. *Toxicol Rep.* 2:228-237. (Disponible en anglais seulement)

[CPID] Consumer Product Information Database USA and Canada. 2021. Health effects of consumer products [Consulté le 15 juillet 2021]. (Disponible en anglais seulement)

Crossgrove JS, Yokel RA. 2005. Manganese distribution across the blood-brain barrier. IV. Evidence for brain influx through store-operated calcium channels. *Neurotoxicology*, 26(3):297-307. (Disponible en anglais seulement)

Curry P, Kramer G, Newhook R, Sitwell J, Somers D, Tracy B, Oostdam JV. 1993. Reference values for Canadian populations. Prepared by the Environmental Health Directorate Working Group on reference values. Health Canada. (unpublished) 1988 (Mis à jour en 1993). (Disponible en anglais seulement)

Dai Y, Zhang J, Qi X, Wang Z, Zheng M, Liu P, Jiang S, Guo J, Wu C, Zhou Z. 2021. Cord blood manganese concentrations in relation to birth outcomes and childhood physical growth: a prospective birth cohort study. *Nutrients.* 13(12):4304. (Disponible en anglais seulement)

Dalgarno S. 2018. ssdtools: A shiny web app to analyse species sensitivity distributions [Model]. Prepared by Poisson Consulting for the Ministry of the Environment, British Columbia. [Consulté le 6 octobre 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Davis CD, Greger JL. 1992. Longitudinal changes of manganese-dependent superoxide dismutase and other indexes of manganese and iron status in women. *Am J Clin Nutr.* 55(3):747-752. (Disponible en anglais seulement)

Davison W. 1993. Iron and manganese in lakes. *Earth-Sci Rev.* 34(2):119-163. (Disponible en anglais seulement)

- do Nascimento da Silva E, Leme AB, Cidade M, Cadore S. 2013. Evaluation of the bioaccessible fractions of Fe, Zn, Cu and Mn in baby foods. *Talanta*. 117:184-188. (Disponible en anglais seulement)
- Dolci GS, Dias VT, Roversi K, Roversi KR, Pase CS, Segat HJ, Teixeira AM, Benvegno DM, Trevizol F, Barcelos RCS, et coll., 2013. Moderate hypoxia is able to minimize the manganese-induced toxicity in tissues of silver catfish (*Rhamdia quelen*). *Ecotoxicol Environ Saf*. 91:103-109. (Disponible en anglais seulement)
- Dorman DC, McManus BE, Marshall MW, James AAR, Struve MF. 2004a. Old age and gender influence the pharmacokinetics of inhaled manganese sulfate and manganese phosphate in rats. *Toxicol Appl Pharmacol*. 197(2):113-124. (Disponible en anglais seulement)
- Dorman DC, McManus BE, Parkinson CU, Manuel CA, McElveen AM, Everitt JI. 2004b. Nasal toxicity of manganese sulfate and manganese phosphate in young male rats following subchronic (13-week) inhalation exposure. *Inhal Toxicol*. 16(6-7):481-488. (Disponible en anglais seulement)
- Dorman DC, Struve MF, Clewell HJ, Andersen ME. 2006a. Application of pharmacokinetic data to the risk assessment of inhaled manganese. *Neurotoxicology*. 27(5):752-764. (Disponible en anglais seulement)
- Dorman DC, Struve MF, Gross EA, Wong BA, Howroyd PC. 2005. Sub-chronic inhalation of high concentrations of manganese sulfate induces lower airway pathology in rhesus monkeys. *Respir Res*. 6(1):121. (Disponible en anglais seulement)
- Dorman DC, Struve MF, Marshall MW, Parkinson CU, James RA, Wong BA. 2006b. Tissue manganese concentrations in young male rhesus monkeys following subchronic manganese sulfate inhalation. *Toxicol Sci*. 92(1):201-210. (Disponible en anglais seulement)
- Dorman DC, Struve MF, Wong BA, Dye JA, Robertson ID. 2006c. Correlation of brain magnetic resonance imaging changes with pallidal manganese concentrations in rhesus monkeys following subchronic manganese inhalation. *Toxicol Sci*. 92(1):219-227. (Disponible en anglais seulement)
- D'Souza VA, Hand VC, Schaefer RL. 1998. Concentration of metals in recycled papers. In: TAPPI Recycling Symposium Proceedings. TAPPI Press. p. 163-175. (Disponible en anglais seulement)
- Dupuis J. 2013. Metal bioaccessibility of soils in urban New Brunswick [master's thesis]. Victoria (BC): Royal Roads University. [Consulté le 6 octobre 2022]. (Disponible en anglais seulement)
- [EC] European Commission. 2011. Recommendation from the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits for manganese and inorganic manganese compounds for manganese and inorganic manganese compounds [PDF]. [Consulté le 5 octobre 2022]. (Disponible en anglais seulement)
- [ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2015. Troisième évaluation nationale [PDF]. Industrial Sectors, Chemicals and Waste and Environmental Protection Operations Directorates, Environment and Climate Change Canada. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 6 octobre 2022].
- [ECCC] Environment and Climate Change Canada. 2020. Wastewater treatment plant data collected under the Chemicals Management Plan Environmental Monitoring and Surveillance Program. Data collected 2009-2019. Unpublished data. Gatineau (QC): Environment Canada. (Disponible en anglais seulement)

[ECCC] Environment and Climate Change Canada. 2022. Guide de déclaration à l'Inventaire national des rejets de polluants 2020 et 2021 [PDF]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 6 avril 2022].

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2017. Données ciblées collectées pour les évaluations préalables menées dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques (de février à juillet 2017). Données préparées par : ECCC et Santé Canada. Programme des substances existantes.

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

[ECHA] European Chemicals Agency. c2007-2017a. Registered substances database; search results for CAS RN 638-38-0 [database]. Helsinki (FI): ECHA. [Mis à jour le 6 février 2019; Consulté le 6 février 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] European Chemicals Agency. c2007-2017b. Registered substances database; search results for CAS RN 640-67-5 [database]. Helsinki (FI): ECHA. [Mis à jour le 6 février 2019; consulté le 6 février 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] European Chemicals Agency. c2007-2017c. Registered substances database; search results for CAS RN 15956-58-8 [database] Helsinki (FI): ECHA. [Mis à jour le 6 février 2019; Consulté le 8 février 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] European Chemicals Agency. 2016. Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.16: Environmental exposure assessment. Version 3.0 [PDF] Helsinki (FI): ECHA. [Consulté le 5 octobre 2022]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] European Chemicals Agency. 2022. Registered substances database; search results for CAS RN 7785-87-7 [database]. Helsinki (FI): ECHA. [Mis à jour le 31 mai 2022; Consulté le 31 mai 2022] (Disponible en anglais seulement)

Ecoscape Environmental consultants Ltd. and Larratt Aquatic Consulting Ltd. 2019. Lower Columbia River aquatic receiving environment monitoring program (2015-2016) for Teck Trail operations [PDF]. [Consulté le 7 août 2023]. Contract No.: 943249-OS. Ecoscape File No. 15-1438.4. (Disponible en anglais seulement)

[EEM] Environmental Effects Monitoring. 2021. Measured concentrations of total manganese in exposed and reference waterbodies collected under the *Metal Mining Effluent Regulations* from 2013 to 2021. Gatineau (QC): Environment and Climate Change Canada. [Consulté le 17 septembre 2021]. [Accès réservé]. (Disponible en anglais seulement)

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

Environnement Canada. 2009. Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux [PDF]. Environnement Canada. Gouvernement du Canada. [Consulté le 6 octobre 2022].

Environnement Canada. 2010. Guide technique pour l'Étude de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) des pâtes et papiers (2010). Environnement Canada. Gouvernement du Canada. [Consulté le 6 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 compilées par Environnement Canada, Santé Canada; Programme des substances existantes.

Eriksson H, Mägiste K, Plantin LO, Fonnum F, Hedström KG, Theodorsson-Norheim E, Kristensson K, Stålberg E, Heilbronn E. 1987. Effects of manganese oxide on monkeys as revealed by a combined neurochemical, histological and neurophysiological evaluation. *Arch Toxicol*. 61(1):46-52. (Disponible en anglais seulement)

Fageria NK. 2001. Adequate and toxic levels of copper and manganese in upland rice, common bean, corn, soybean, and wheat grown on an Oxisol. *Commun Soil Sci Plant Anal*. 32(9-10):1659-1676. (Disponible en anglais seulement)

Fernández-Olmo I, Mantecón P, Markiv B, Ruiz-Azcona L, Santibáñez M. 2021. A review on the environmental exposure to airborne manganese, biomonitoring, and neurological/neuropsychological outcomes. *Rev Environ Contam Toxicol*. 254:85-130. (Disponible en anglais seulement)

Finley JW, Johnson PE, Johnson LK. 1994. Sex affects manganese absorption and retention by humans from a diet adequate in manganese. *Am J Clin Nutr*. 60(6):949-955. (Disponible en anglais seulement)

Finley JW, Penland JG, Pettit RE, Davis CD. 2003. Dietary manganese intake and type of lipid do not affect clinical or neuropsychological measures in healthy young women. *J Nutr*. 133(9):2849-2856. (Disponible en anglais seulement)

Fitzgerald D, Chanasyk DS, Neilson RD, Kiely D, Audette R. 2001. Farm well water quality in Alberta. *Water Qual Res J Canada*. 36(3):565-588. (Disponible en anglais seulement)

Foster ML, Bartnikas TB, Maresca-Fichter HC, Mercadante C, Dash M, Miller C, Dorman DC. 2018. Neonatal C57BL/6J and parkin mice respond differently following developmental manganese exposure: result of a high dose pilot study. *Neurotoxicology*. 64:291-299. (Disponible en anglais seulement)

[FQMS] Freshwater Quality Monitoring and Surveillance. 2016. Ottawa (ON): Government of Canada. Web Mapping Application. [Accès réservé]. (Disponible en anglais seulement)

Frederick WJ Jr, Rudie AW, Schmidl GW, Siquefield SA, Rorrer GL, Laver ML, Yantasee W, Ming D. 2000. Control of the accumulation of non-process elements in pulp mills with bleach filtrate reuse: a chemical equilibrium approach to predicting the partitioning of metals in pulp mill and bleach plant streams [PDF]. Prepared for the U.S. Department of Energy by Oregon State University, Corvallis, OR, and the Institute of Paper Science and Technology, Atlanta, GA. [Consulté le 5 octobre 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Freitas RM, Perilli TAG, Ladeira ACQ. 2013. Oxidative precipitation of manganese from acid mine drainage by potassium permanganate. *J Chem*. 2013(1):1-8. (Disponible en anglais seulement)

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

Frisbie SH, Mitchell EJ, Dustin H, Maynard DM, Sarkar B. 2012. World health organization discontinues its drinking-water guideline for manganese. *Environ Health Perspect*. 120(6):775-778. (Disponible en anglais seulement)

Frisbie SH, Mitchell EJ, Roudeau S, Domart F, Carmona A, Ortega R. 2019. Manganese levels in infant formula and young child nutritional beverages in the United States and France: comparison to breast milk and regulations. *PLoS ONE*. 14(11): e0223636. (Disponible en anglais seulement)

[FSA] Food Standards Agency. 2014. Survey of metals in commercial infant foods, infant formula and non-infant specific foods. York (GB): The Food and Environment Research Agency. [Consulté le 11 janvier 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Gabriel D, Riffel APK, Finamor IA, Saccol EMH, Ourique GM, Goulart LO, Kochhann D, Cunha MA, Garcia LO, Pavanato MA, et coll., 2013. Effects of subchronic manganese chloride exposure on tambaqui (*Colossoma macropomum*) tissues: oxidative stress and antioxidant defences. *Arch Environ Contam Toxicol*. 64(4):659-667. (Disponible en anglais seulement)

Gajbhiye SN, Hirota R. 1990. Toxicity of heavy metals to brine shrimp *Artemia*. *J Indian Fish Assoc*. 20:43-50. (Disponible en anglais seulement)

Garrison AW, Wolfe NL, Swank Jr RR, Cipollone MG. 1995. Environmental fate of methylcyclopentadienyl manganese tricarbonyl. *Environ Toxicol Chem*. 14(11):1859-1864. (Disponible en anglais seulement)

[GC] Gouvernement du Canada. Drinking water quality summary results – OD0039 [Modifié le 21 septembre 2022]. Government of Prince Edward Island. [Consulté le 22 septembre 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Ge X, Wang F, Zhong Y, Lv Y, Jiang C, Zhou Y, Li D, Xia B, Su C, Cheng H et coll., 2018. Manganese in blood cells as an exposure biomarker in manganese-exposed workers healthy cohort. *J Trace Elem Med Biol*. 45:41-47. (Disponible en anglais seulement)

Gentry PR, Van Landingham C, Fuller WG, Sulsky SI, Greene TB, Clewell III HJ, Andersen ME, Roels HA, Taylor MD, Keene AM. 2017. A tissue dose-based comparative exposure assessment of manganese using physiologically based pharmacokinetic modeling—the importance of homeostatic control for an essential metal. *Toxicol Appl Pharmacol*. 322:27-40. (Disponible en anglais seulement)

Gerke TL, Little BJ, Maynard JB. 2016. Manganese deposition in drinking water distribution systems. *Sci Total Environ*. 541:184-193. (Disponible en anglais seulement)

Ghaisas S, Harischandra DS, Palanisamy B, Proctor A, Jin H, Dutta S, Sarkar S, Langley M, Zenitsky G, Anatharam V, et coll., 2021. Chronic manganese exposure and the enteric nervous system: an in vitro and mouse in vivo study. *Environ Health Perspect*. 129(8):87005. (Disponible en anglais seulement)

Gibbs JP, Crump KS, Houck DP, Warren PA, Mosley WS. 1999. Focused medical surveillance: a search for subclinical movement disorders in a cohort of U.S. workers exposed to low levels of manganese dust. *Neurotoxicology*. 20(2-3):299-313. (Disponible en anglais seulement)

Gibson RS, De Wolfe MS. 1980. The dietary trace metal intake of some Canadian full-term and low birthweight infants during the first twelve months of infancy. *J Can Diet Assoc.* 41:206-215. (Disponible en anglais seulement)

Golub MS, Hogrefe CE, Germann SL, Tran TT, Beard JL, Crinella FM, Lonnerdal B. 2005. Neurobehavioral evaluation of rhesus monkey infants fed cow's milk formula, soy formula, or soy formula with added manganese. *Neurotoxicol Teratol.* 27(4):615-627. (Disponible en anglais seulement)

Graham MC, Gavin KG, Kirika A, Farmer JG. 2012. Processes controlling manganese distributions and associations in organic-rich freshwater aquatic systems: the example of Loch Bradan, Scotland. *Sci Total Environ.* 424:239-250. (Disponible en anglais seulement)

Greger JL. 1999. Nutrition versus toxicology of manganese in humans: evaluation of potential biomarkers. *Neurotoxicology.* 20(2-3):205-212. (Disponible en anglais seulement)

Guney M, Nguyen A, Zagury GJ. 2014. Estimating children's exposure to toxic elements in contaminated toys and children's jewelry via saliva mobilization. *J Environ Sci Health A.* 49(11):1218-1227. (Disponible en anglais seulement)

Gupta SK, Murthy RC, Chandra SV. 1980. Neuromelanin in manganese-exposed primates. *Toxicol Lett.* 6(1):17-20. (Disponible en anglais seulement)

Hagiwara S, Takahashi K. 1967. Surface density of calcium ions and calcium spikes in the barnacle muscle fiber membrane. *J Gen Physiol.* 50(3):583-601. (Disponible en anglais seulement)

Haluschak PW, Eilers RG, Mills GF, Grift S. 1998. Status of selected trace elements in agricultural soils of southern Manitoba [PDF]. Technical Report 1998-6E. Land Resource Unit, Brandon Research Centre, Research Branch, Agriculture and Agri-Food Canada. [Consulté le 6 octobre 2022]. (Disponible en anglais seulement)

[HAMN] Hamilton Air Monitoring Network. [Modifié en 2022]. Air Quality Summary Reporting [database]. [Consulté le 11 février 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Hansen SN, Bjerregaard P. 1995. Manganese kinetics in the sea star *Asterias rubens* (L.) exposed via food or water. *Mar Pollut Bull.* 31(1-3):127-132. (Disponible en anglais seulement)

Hanson G. 1932. Manganese deposits of Canada [PDF]. Ottawa (ON): Department of Mines. [Consulté le 6 octobre 2022]. 120 p. (Economic geology series; no. 12). (Disponible en anglais seulement)

Harischandra DS, Ghaisas S, Zenitsky G, Jin H, Kanthasamy A, Anantharam V, Kanthasamy AG. 2019. Manganese-induced neurotoxicity: new insights into the triad of protein misfolding, mitochondrial impairment, and neuroinflammation. *Front Neurosci.* 13:654. (Disponible en anglais seulement)

Haynes EN, Ryan P, Chen A, Brown D, Roda S, Kuhnell P, Wittberg D, Terrell M, Reponen T. 2012. Assessment of personal exposure to manganese in children living near a ferromanganese refinery. *Sci Total Environ.* 427-428:19-25. (Disponible en anglais seulement)

Haynes EN, Sucharew H, Hilbert TJ, Kuhnell P, Spencer A, Newman NC, Burns R, Wright R, Parsons PJ, Dietrich KN. 2018. Impact of air manganese on child neurodevelopment in East Liverpool, Ohio. *Neurotoxicology* 64:94-102. (Disponible en anglais seulement)

Hazaradze RE. 1961. Hygienic background for determining the maximum permissible concentration of manganese in water basins. *Gig Sanit.* 26(12):8-14. (Disponible en anglais seulement)

Heal KV. 2001. Manganese and land-use in upland catchments in Scotland. *Sci Total Environ.* 265(1-3):169-179. (Disponible en anglais seulement)

Hedgecote S, Dixon E, Bailey KL, Jillics S. 1998. Proposed Environmental Quality Standards for manganese in water. London (GB): Department of the Environment, Transport and Regions (DETR). DETR 4497/1. (Disponible en anglais seulement)

Herman P, Feher M, Molnar A, Harangi S, Sajtos Z, Stundl L, Fabian I, Baranyai E. 2021. Iron and manganese retention of juvenile Zebrafish (*Danio rerio*) exposed to contaminated dietary zooplankton (*Daphnia pulex*) - a model experiment. *Biol Trace Elem Res.* 199(2):732-743. (Disponible en anglais seulement)

Hernández-Bonilla D, Escamilla-Núñez C, Mergler D, Rodríguez-Dozal S, Cortez-Lugo M, Montes S, Tristán-López LA, Catalán-Vázquez M, Schilman A, Riojas-Rodríguez H. 2016. Effects of manganese exposure on visuoperception and visual memory in schoolchildren. *Neurotoxicology.* 57:230-240. (Disponible en anglais seulement)

Holmes JM, Gräns AS, Neil DM, Baden SP. 1999. The effects of the metal ions Mn^{2+} and Co^{2+} on muscle contraction in the Norway lobster *Nephrops norvegicus* (L.). *J Comp Physiol B.* 169:402-410. (Disponible en anglais seulement)

Hook SE, Fisher NS. 2002. Relating the reproductive toxicity of five ingested metals in calanoid copepods with sulfur affinity. *Mar Environ Res.* 53(2):161-174. (Disponible en anglais seulement)

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank [database]. 1983- . Search results for Thallium Compounds. Bethesda (MD): National Library of Medicine (US). [Mis à jour le 16 avril 2009; Consulté le 1er juillet 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[ICSC] International Chemical Safety Cards [database]. 2003. Methylcyclopentadienyl manganese tricarbonyl. Geneva (CH): International Labour Organization. [Consulté le 6 février 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[IMNI] International Manganese Institute. 2010. In vitro absorption/penetration through human skin with $MnCl_2$. Unpublished report. Paris (FR): International Manganese Institute. (Disponible en anglais seulement)

[IMNI] International Manganese Institute. 2012. The derivation of limit values for manganese and its compounds in freshwaters: data availability. Fact sheet 1, 1-2. Paris (FR): International Manganese Institute. (Disponible en anglais seulement)

[IMNI] International Manganese Institute. 2018a. IMNI Annual Review. Paris (FR): International Manganese Institute. (Disponible en anglais seulement)

[IMNI] International Manganese Institute. 2018b. Import quantities of manganese to Canada. Unpublished data. Paris (FR): International Manganese Institute. [Consulté le 8 janvier 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[IMnI] International Manganese Institute. 2022. About Mn: introduction and applications. Paris (FR): International Manganese Institute. [Consulté en août 2022 09]. (Disponible en anglais seulement)

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants. 2016. Fichiers de données normalisées pour toutes les années – Rejets, éliminations, transferts et emplacement des installations - NPRI-INRP GeolocationsGeolocalisation 1993-present.csv. [Consulté le 11 février 2022].

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants. 2020. Fichiers de données normalisées pour toutes les années – Rejets, éliminations, transferts et emplacement des installations - NPRI-INRP ReleasesRejets 1993-present.csv. [Consulté le 11 février 2022].

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants. 2021. Effluent concentration for manganese and its compounds. Données inédites. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. (Disponible en anglais seulement)

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants [base de données]. 2022. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. Résultats de recherche pour le manganèse et ses composés. [Modifié le 2 mars 2022; consulté le 2 mars 2022].

[IOM] Institute of Medicine. 2001. Panel on Micronutrients. Dietary reference intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc. Washington (DC): National Academy Press. (Disponible en anglais seulement)

[IPCS] International Programme on Chemical Safety. 1981. Environmental health criteria 17: Manganese [PDF]. Geneva (CH): United Nations Environment Programme, International Labour Organization, World Health Organization. [Consulté le 6 octobre 2022]. (Disponible en anglais seulement)

[IPCS] International Programme on Chemical Safety. 2004. Manganese and its compounds: environmental aspects [PDF]. Geneva (CH): United Nations Environment Programme, International Labour Organization, World Health Organization. [Consulté le 6 octobre 2024]. (Disponible en anglais seulement)

Izquierdo M, De Miguel E, Ortega MF, Mingot J. 2015. Bioaccessibility of metals and human health risk assessment in community urban gardens. *Chemosphere* 135: 312-318. (Disponible en anglais seulement)

Johnston AG, McCartney WD. 1965. Manganese occurrences in Canada [PDF]. Ottawa (ON): Department of Mines and Technical Surveys, Geological Survey of Canada. 68 p. [Consulté le 6 octobre 2022]. (Disponible en anglais seulement)

[JOSM] Canada-Alberta Joint Oil Sands Environmental Monitoring. 2023. Monitoring water quality in Alberta oil sands. [Consulté le 27 avril 2023]. (Disponible en anglais seulement)

Kennedy GW. 2021. A manganese in well water risk map for Nova Scotia [PDF]. Open file report ME 2021-002. Halifax (NS): Geological Survey Division, Nova Scotia Department of Energy and Mines. [Consulté le 5 octobre 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Kern CH, Smith DR. 2011. Pre-weaning Mn exposure leads to prolonged astrocyte activation and lasting effects on the dopaminergic system in adult male rats. *Synapse*. 65(6):532-544. (Disponible en anglais seulement)

- Kern CH, Stanwood GD, Smith DR. 2010. Pre-weaning manganese exposure causes hyperactivity, disinhibition, and spatial learning and memory deficits associated with altered dopamine receptor and transporter levels. *Synapse*. 64(5):363-378. (Disponible en anglais seulement)
- Khan K, Factor-Litvak P, Wasserman GA, Liu X, Ahmed E, Parvez F, Slavkovich V, Levy D, Mey J, van Geen A, et coll., 2011. Manganese exposure from drinking water and children's classroom behavior in Bangladesh. *Environ Health Perspect*. 119(10):1501-1506. (Disponible en anglais seulement)
- Khan K, Wasserman GA, Liu X, Ahmed E, Parvez F, Slavkovich V, Levy D, Mey J, van Geen A, Graziano JH, et coll., 2012. Manganese exposure from drinking water and children's academic achievement. *Neurotoxicology*. 33(1):91-97. (Disponible en anglais seulement)
- Khouzam RB, Pohl P, Lobinski R. 2011. Bioaccessibility of essential elements from white cheese, bread, fruit and vegetables. *Talanta*. 86:425-428. (Disponible en anglais seulement)
- Kilgour & Associates Ltd. 2018. Using a conductivity–alkalinity relationship as a tool to identify surface waters in reference condition across Canada. *Water Qual Res J*. 53(4):231-240. (Disponible en anglais seulement)
- Kim Y, Bowler RM, Abdelouahab N, Harris M, Gocheva V, Roels HA. 2011. Motor function in adults of an Ohio community with environmental manganese exposure. *Neurotoxicology*. 32(5):606-614. (Disponible en anglais seulement)
- Klein N, Schwertmann A, Peters M, Kunz C, Strobe S. 2002. Immunomodulatory effects of breast milk oligosaccharides. In: Koletzko B, Michaelsen KF, Hernell O, editors. *Short and long term effects of breast feeding on child health*. Boston (MA): Springer. p. 251-259. (Advances in experimental medicine and biology; vol. 478). (Disponible en anglais seulement)
- Knox D, Cowey CB, Adron JW. 1981. The effect of low dietary manganese intake on rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Br J Nutr*. 46(3):495-501. (Disponible en anglais seulement)
- Korfali SI, Sabra R, Jurdi M, Taleb RI. 2013. Assessment of toxic metals and phthalates in children's toys and clays. *Arch Environ Contam Toxicol*. 65(3):368-381. (Disponible en anglais seulement)
- Kornblith ES, Casey SL, Lobdell DT, Colledge MA, Bowler RM. 2018. Environmental exposure to manganese in air: tremor, motor and cognitive symptom profiles. *Neurotoxicology*. 64:152-158. (Disponible en anglais seulement)
- Kostial K, Blanuša M, Maljković T, Kello D, Rabar I, Stara JF. 1989. Effect of a metal mixture in diet on the toxicokinetics and toxicity of cadmium, mercury and manganese in rats. *Toxicol Ind Health*. 5(5):685-698. (Disponible en anglais seulement)
- Kostial K, Blanuša M, Piasek M. 2005. Regulation of manganese accumulation in perinatally exposed rat pups. *J Appl Toxicol*. 25(2):89-93. (Disponible en anglais seulement)
- Kresovich JK, Bulka CM, Joyce BT, Vokonas PS, Schwartz J, Baccarelli AA, Hibler EA, Hou L. 2018. The inflammatory potential of dietary manganese in a cohort of elderly men. *Biol Trace Elem Res*. 183(1):49-57. (Disponible en anglais seulement)

Kullar SS, Shao K, Surette C, Foucher D, Mergler D, Cormier P, Bellinger DC, Barbeau B, Sauvé S, Bouchard MF. 2019. A benchmark concentration analysis for manganese in drinking water and IQ deficits in children. *Environ Int.* 130:104889. (Disponible en anglais seulement)

Kumari M, Platel K. 2017. Bioaccessibility of trace elements and chromium speciation in commonly consumed cereals and pulses. *Int J Food Prop.* 20(7):1612-1620. (Disponible en anglais seulement)

Kuperman RG, Checkai RT, Phillips CT, Simini M. 2004. Manganese toxicity in soil for *Eisenia fetida*, *Enchytraeus crypticus* (oligochaeta), and *Folsomia candida* (collembola). *Ecotoxicol Environ Saf.* 57(1):48-53. (Disponible en anglais seulement)

Kuperman RG, Checkai RT, Phillips CT, Simini M, Speicher JA, Barclift DJ. 2002. Toxicity assessments of antimony, barium, beryllium, and manganese for development of ecological soil screening levels (Eco-SSL) using Enchytraeid reproduction benchmark values. Aberdeen Proving Ground (MD): U.S. Army Edgewood Chemical Biological Center. 84 p. Technical Report No. ECBC-TR-324. (Disponible en anglais seulement)

Kwasnik GM, Vetter RJ, Atchison GJ. 1978. The uptake of manganese-54 by green algae (*Protococcoida chlorella*), *Daphnia magna*, and fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Hydrobiologia.* 59:181-185. (Disponible en anglais seulement)

Laird BD. 2010. Evaluating metal bioaccessibility of soils and foods using the SHIME [master's thesis]. Saskatoon (SK): University of Saskatchewan. [Consulté le 16 août 2021]. (Disponible en anglais seulement)

Laird BD, Chan HM. 2013. Bioaccessibility of metals in fish, shellfish, wild game, and seaweed harvested in British Columbia, Canada. *Food Chem Toxicol.* 58:381-387. (Disponible en anglais seulement)

Lamarche AA, Dao HH. 2020. Campagne de caractérisation de l'air ambiant aux environs de l'entreprise ArcelorMittal Contrecoeur- rapport intérimaire - évaluation des risques. Longueuil (QC): Centre intégré de santé et de services sociaux de la Montérégie-Centre, Direction de santé publique. 30 p. [Consulté le 10 février 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Lane and Associates Ltd. 1990. Assessment of existing natural wetlands affected by low pH, metal contaminated seepages (acid mine drainage). Halifax (NS): Lane and Associates Ltd. 58 p. Project No. E-278. (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)

Lasier PJ, Winger PV, Bogenrieder KJ. 2000. Toxicity of manganese to *Ceriodaphnia dubia* and *Hyalella azteca*. *Arch Environ Contam Toxicol.* 38(3):298-304. (Disponible en anglais seulement)

Lee B, Pine M, Johnson L, Rettori V, Hiney JK, Les Dees W. 2006. Manganese acts centrally to activate reproductive hormone secretion and pubertal development in male rats. *Reprod Toxicol.* 22(4):580-585. (Disponible en anglais seulement)

Leonhard MJ, Chang ET, Luccisano AE, Garry MR. 2019. A systematic literature review of epidemiologic studies of developmental manganese exposure and neurodevelopmental outcomes. *Toxicology.* 420:46-65. (Disponible en anglais seulement)

Lide DR, editor. 2000. CRC Handbook of chemistry and physics. New York (NY): CRC Press LLC, 4-1, 6-66, 6-68. (Disponible en anglais seulement)

Lin CC, Chen YC, Su FC, Lin CM, Liao HF, Hwang YH, Hsieh WS, Jeng SF, Su YN, Chen PC. 2013. In utero exposure to environmental lead and manganese and neurodevelopment at 2 years of age. *Environ Res.* 123:52-57. (Disponible en anglais seulement)

Loretz LJ, Api AM, Babcock L, Barraj LM, Burdick J, Cater KC, Jarrett G, Mann S, Pan YHL, Re TA, et coll., 2008. Exposure data for cosmetic products: facial cleanser, hair conditioner, and eye shadow. *Food Chem Toxicol.* 46(5):1516-1524. (Disponible en anglais seulement)

Lucchini R, Apostoli P, Perrone C, Placidi D, Albin E, Migliorati P, Mergler D, Sassine MP, Palmi S, Alessio L. 1999. Long-term exposure to “low levels” of manganese oxides and neurofunctional changes in ferroalloy workers. *Neurotoxicology.* 20(2-3):287-297. (Disponible en anglais seulement)

Lucchini RG, Aschner M, Kim Y, Šarić M. 2015. Manganese. Chapter 45. In: Nordberg GF, Fowler BA, Nordberg M, editors. *Handbook on the toxicology of metals*. 4th ed. p. 975-1011. (Disponible en anglais seulement)

Lucchini RG, Guazzetti S, Zoni S, Benedetti C, Fedrighi C, Peli M, Donna F, Bontempi E, Borgese L, Micheletti S, et coll., 2014. Neurofunctional dopaminergic impairment in elderly after lifetime exposure to manganese. *Neurotoxicology.* 45:309-317. (Disponible en anglais seulement)

Lucchini RG, Guazzetti S, Zoni S, Donna F, Peter S, Zacco A, Salmistraro M, Bontempi E, Zimmerman NJ, Smith DR. 2012. Tremor, olfactory and motor changes in Italian adolescents exposed to historical ferro-manganese emission. *Neurotoxicology.* 33(4):687-696. (Disponible en anglais seulement)

MacDonald JM, Shields JD, Zimmer-Faust RK. 1988. Acute toxicities of eleven metals to early life-history stages of the yellow crab *Cancer anthonyi*. *Mar Biol.* 98(2):201-207. (Disponible en anglais seulement)

Mannisto E, Bourrée G, Wohlgemuth G. 1999. Effluent manganese limit poses a special problem for a bleached kraft pulp mill on a small river. In: *Pulping Conference Proceedings*, 1–9. TAPPI Press. (Disponible en anglais seulement)

Martins AC, Krum BN, Queirós L, Tinkov AA, Skalny AV, Bowman AB, Aschner M. 2020. Manganese in the diet: bioaccessibility, adequate intake, and neurotoxicological effects. *J Agric Food Chem.* 68(46):12893-12903. (Disponible en anglais seulement)

Matrone G. 1977. Manganese. *Geochem Environ.* 2:29-39. (Disponible en anglais seulement)

[MCC-MHSC] Manitoba Conservation and Climate, and Manitoba Health and Seniors Care. 2021. Manganese in Manitoba well water fact sheet. [Consulté le 16 août 2022]. (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)

McGough D, Jardine L. 2017. A two-generation inhalation reproductive toxicity study upon the exposure to manganese chloride. *Neurotoxicology.* 58:194-202. (Disponible en anglais seulement)

McHargue JS, Calfee RK. 1932. Manganese essential for the growth of *Lemna major*. Plant Physiol. 7(4):697-703. (Disponible en anglais seulement)

McKeague JA, Desjardins JG, Wolynetz MS. 1979. Minor elements in Canadian soils [PDF]. Ottawa (ON): Research Branch, Agriculture Canada. [Consulté le 13 septembre 2018]. (Disponible en anglais seulement)

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

[MDH] Minnesota Department of Health. 2018. Manganese in drinking water [PDF]. Environmental Health Division. [Consulté le 6 octobre 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Mead Johnson & Company, LLC. [Modifié en 2020a]. Product information & resources: scoop information for powder products. Kanata (ON): Mead Johnson Nutrition Canada. [Consulté le 11 janvier 2021]. (Disponible en anglais seulement)

Mead Johnson & Company, LLC. 2020b. Pediatric products handbook [PDF]. Kanata (ON): Mead Johnson Nutrition Canada. [Consulté le 1er novembre 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Mella H. 1924. The experimental production of basal ganglion symptomology in *Macacus rhesus*. Arch Neurol Psychiatry. 11(4):405-17. (Disponible en anglais seulement)

Mergler D, Baldwin M, Belanger S, Larribe F, Beuter AR, Bowler R, Panisset M, Edwards R, de Geoffroy A, Sassine MP, et coll., 1999. Manganese neurotoxicity, a continuum of dysfunction: results from a community based study. Neurotoxicology. 20(2-3):327-342. (Disponible en anglais seulement)

Mitchell EJ, Frisbie SH, Roudeau S, Carmona A, Ortega R. 2020. Estimating daily intakes of manganese due to breast milk, infant formulas, or young child nutritional beverages in the United States and France: comparison to sufficiency and toxicity thresholds. J Trace Elem Med Biol. 62:126607. (Disponible en anglais seulement)

Mitchell EJ, Frisbie SH, Roudeau S, Carmona A, Ortega R. 2021. How much manganese is safe for infants? A review of the scientific basis of intake guidelines and regulations relevant to the manganese content of infant formulas. J Trace Elem Med Biol. 65:126710. (Disponible en anglais seulement)

Montcoudiol N, Molson J, Lemieux JM. 2015. Groundwater geochemistry of the Outaouais region (Québec, Canada), a regional-scale study. Hydrogeol J. 23(2):377-396. (Disponible en anglais seulement)

Morgan JD, Mitchell DG, Chapman PM. 1986. Individual and combined toxicity of manganese and molybdenum to mussel, *Mytilus edulis*, larvae. Bull Environ Contam Toxicol. 37(2):303-307. (Disponible en anglais seulement)

Na HK, Kim EH, Jung JH, Lee HH, Hyun JW, Surh YJ. 2008. (-)-Epigallocatechin gallate induces Nrf2-mediated antioxidant enzyme expression via activation of PI3K and ERK in human mammary epithelial cells. Arch Biochem Biophys. 476(2):171-177. (Disponible en anglais seulement)

[NAFTA TWG Pesticides] North American Free Trade Agreement Technical Working Group on Pesticides. 2016. Developmental neurotoxicity study guidance document. [Consulté le 6 octobre 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Nagpal N. 2001. British Columbia ambient water quality guidelines for manganese [PDF]. Victoria (BC): BC Ministry of Environment, Water Protection and Sustainability Branch, Environmental Sustainability and Strategic Policy Division. [Consulté le 6 octobre 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Natural Sourcing. 2018. Safety data sheet: manganese violet [PDF]. Natural Sourcing LLC. [Consulté le 15 février 2023]. (Disponible en anglais seulement)

[NB DOE] New Brunswick Department of Environment. 2008. New Brunswick groundwater chemistry atlas: 1994-2007. Sciences and Reporting Branch, Sciences and Planning Division, Environmental Reporting Series T2008-01. [Consulté le 15 novembre 2024]. (Disponible en anglais seulement)

[NB SWMN] New Brunswick Department of Environment and Local Government. 2023. New Brunswick Surface Water Monitoring Network. [Consulté le 20 avril 2023]. (Disponible en anglais seulement)

[NCASI] National Council for Air and Stream Improvement. 2009. NCASI analysis of industry-generated boiler MACT data for fuel metals concentrations. Research Triangle Park (NC): National Council for Air and Stream Improvement, Inc. (Disponible en anglais seulement)

[NCASI] National Council for Air and Stream Improvement. 2018. Manganese in pulp and paper mill effluents. Unpublished fact sheet. Cary (NC): National Council for Air and Stream Improvement, Inc. (Disponible en anglais seulement)

[NCASI] National Council for Air and Stream Improvement. 2019. Manganese in Canadian pulp & paper mill effluents and ambient water - summary report. Unpublished report. Cary (NC): National Council for Air and Stream Improvement, Inc. (Disponible en anglais seulement)

[NCI] National Cancer Institute. Division of Cancer Control & Population Sciences. 2018. Usual dietary intakes: the NCI method. [Modifié le 14 décembre 2021; Consulté le 20 mai 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Neal AP, Guilarte TR. 2013. Mechanisms of lead and manganese neurotoxicity. *Toxicol Res.* 2(2):99-114. (Disponible en anglais seulement)

Newland MC, Cox C, Hamada R, Oberdorster C, Weiss B. 1987. The clearance of manganese chloride in the primate. *Fundam Appl Toxicol.* 9(2):314-28. (Disponible en anglais seulement)

Ngole-Jeme VM, Ekosse GE, Songca SP. 2018. An analysis of human exposure to trace elements from deliberate soil ingestion and associated health risks. *J Expo Sci Environ Epidemiol.* 28(1):55-63. (Disponible en anglais seulement)

[NHMRC] National Health and Medical Research Council. 2011. Australian drinking water guidelines. Version 3.5. p. 727-729. [Mis à jour en août 2018; Consulté le 12 novembre 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[NIOSH] National Institute for Occupational Safety and Health [database]. 2020. Manganese. NIOSH pocket guide to chemical hazards. Atlanta (GA): National Institute for Occupational Safety and Health, Centers for Disease Control and Prevention. [Mis à jour en février 2020; consulté le 18 février 2023]. (Disponible en anglais seulement)

[NL ECC] Newfoundland and Labrador Environment and Climate Change. 2021. 2020 Ambient air monitoring report. St. John's (NL): Government of Newfoundland and Labrador. [Consulté le 14 février 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Nong A, Taylor MD, Clewell HJ 3rd, Dorman DC, Andersen ME. 2009. Manganese tissue dosimetry in rats and monkeys: accounting for dietary and inhaled Mn with physiologically based pharmacokinetic modeling. *Toxicol Sci.* 108(1):22-34. (Disponible en anglais seulement)

Nong A, Teeguarden JG, Clewell HJ 3rd, Dorman DC, Andersen ME. 2008. Pharmacokinetic modeling of manganese in the rat IV: assessing factors that contribute to brain accumulation during inhalation exposure. *J Toxicol Environ Health A.* 71(7):413-426. (Disponible en anglais seulement)

Normandin L, Beaupré LA, Salehi F, St-Pierre A, Kennedy G, Mergler D, Butterworth RF, Philippe S, Zayed J. 2004. Manganese distribution in the brain and neurobehavioral changes following inhalation exposure of rats to three chemical forms of manganese. *Neurotoxicology.* 25(3):433-441. (Disponible en anglais seulement)

Normandin L, Carrier G, Gardiner PF, Kennedy G, Hazell AS, Mergler D, Butterworth RF, Philippe S, Zayed J. 2002. Assessment of bioaccumulation, neuropathology, and neurobehavior following subchronic (90 days) inhalation in Sprague-Dawley rats exposed to manganese phosphate. *Toxicol Appl Pharmacol.* 183(2):135-145. (Disponible en anglais seulement)

[NSE SWQM] Nova Scotia Environment Surface Water Quality Monitoring [database]. 2022. Surface Water Quality Monitoring Network grab sample water quality data. [Consulté le 20 avril 2023]. (Disponible en anglais seulement)

Ntihakose R, Surette C, Foucher D, Clarisse O, Bouchard MF. 2018. Assessment of saliva, hair and toenails as biomarkers of low level exposure to manganese from drinking water in children. *Neurotoxicology.* 64:126-133. (Disponible en anglais seulement)

[NTP] National Toxicology Program. 1993. Toxicology and carcinogenesis studies of manganese (II) sulfate monohydrate (CAS No. 10034-96-5) in F344/N rats and B6C3F1 mice (feed studies). [Consulté en avril 2019]. Report No. TR-428. (Disponible en anglais seulement)

[OEHHA] Office of Environmental Health Hazard Assessment (California). 2014. Appendix D. Individual Acute, 8-Hour, and Chronic Reference Exposure Level Summaries [PDF]. December 2008 (Mis à jour en juillet 2014). [Consulté le 28 novembre 2024]. (Disponible en anglais seulement)

[OMS] Organisation mondiale de la Santé. 1999. Manganese and its compounds [PDF]. Geneva (CH): World Health Organization. [Consulté en juin 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[OMS] Organisation mondiale de la Santé. 2011. Manganese in drinking-water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. Geneva(CH): World Health Organization. [Consulté en avril 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[OMS] Organisation mondiale de la Santé. 2021. Manganese in drinking-water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality (draft). Geneva(CH): World Health Organization. [Consulté en janvier 2022]. (Disponible en anglais seulement)

O'Neil MJ, editor. 2006. The Merck index: An encyclopedia of chemicals, drugs, and biologicals. 14th ed. Whitehouse Station (NJ): Merck. (Disponible en anglais seulement)

[ON MOECC] Ministry of Environment and Climate Change (Ontario). 2015. Ontario typical range soil chemistry (OTR) [PDF]. Inorganics. Time captured 1991. [Consulté le 6 octobre 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Oppenheimer AV, Bellinger DC, Coull BA, Weisskopf MG, Korrick SA. 2021b. Prenatal exposure to chemical mixtures and cognitive flexibility among adolescents. *Toxics*. 9(12):329. (Disponible en anglais seulement)

Oppenheimer AV, Bellinger DC, Coull BA, Weisskopf MG, Korrick SA. 2022. Prenatal exposure to chemical mixtures and working memory among adolescents. *Environ Res*. 205:112436. (Disponible en anglais seulement)

Oppenheimer AV, Bellinger DC, Coull BA, Weisskopf MG, Zemplenyi M, Korrick SA. 2021a. Prenatal exposure to chemical mixtures and inhibition among adolescents. *Toxics*. 9(11):311. (Disponible en anglais seulement)

Oulhote Y, Mergler D, Barbeau B, Bellinger DC, Bouffard T, Brodeur ME, Saint-Amour D, Legrand M, Sauve S, Bouchard MF. 2014. Neurobehavioral function in school-age children exposed to manganese in drinking water. *Environ Health Perspect*. 122(12):1343-1350. (Disponible en anglais seulement)

Patrick FM, Loutit MW. 1978. Passage of metals to freshwater fish from their food. *Water Res*. 12(6):395-398. (Disponible en anglais seulement)

[PEI SWQM] Province of Prince Edward Island Department of Environment - Surface Water Quality Monitoring. 2023. Province of Prince Edward Island - Surface Water Quality Monitoring. [Consulté le 20 avril 2023]. (Disponible en anglais seulement)

Pereira CC, do Nascimento Da Silva E, de Souza AO, Vieira MA, Ribeiro AS, Cadore S. 2018. Evaluation of the bioaccessibility of minerals from blackberries, raspberries, blueberries and strawberries. *J Food Compost Anal*. 64:73-78. (Disponible en anglais seulement)

Peters A, Lofts S, Merrington G, Brown B, Stubblefield W, Harlow K. 2011. Development of biotic ligand models for chronic manganese toxicity to fish, invertebrates, and algae. *Environ Toxicol Chem*. 30(11):2407-2415. (Disponible en anglais seulement)

Phillips CT, Checkai RT, Kuperman RG, Simini M, Speicher JA, Barclift DJ. 2002. Toxicity assessments of antimony, barium, beryllium, and manganese for development of ecological soil screening levels (Eco-SSL) using *Folsomia* reproduction benchmark values. Aberdeen Proving Ground (MD): U.S. Army Edgewood Chemical Biological Center. 81 p. Technical Report No. ECBC-TR-326. (Disponible en anglais seulement)

Pine M, Lee B, Dearth R, Hiney JK, Les Dees W. 2005. Manganese acts centrally to stimulate luteinizing hormone secretion: a potential influence on female pubertal development. *Toxicol Sci*. 85(2):880-885. (Disponible en anglais seulement)

Pinsino A, Matranga V, Trinchella F, Roccheri MC. 2010. Sea urchin embryos as an in vivo model for the assessment of manganese toxicity: developmental and stress response effects. *Ecotoxicology*. 19:555-562. (Disponible en anglais seulement)

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

[PNSLTQE] Programme national de surveillance à long terme de la qualité de l'eau [base de données]. 2023. Données nationales de monitoring de la qualité de l'eau à long terme - Portail du gouvernement ouvert. [Consulté le 20 avril 2023].

Powell JJ, Burden TJ, Thompson RP. 1998. *In vitro* mineral availability from digested tea: a rich dietary source of manganese. *Analyst*. 123(8):1721-1724. (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)

[PWQMN] Ontario Ministry of the Environment Conservation and Parks. 2023. Provincial (Stream) Water Quality Monitoring Network - dataset - Ontario Data Catalogue. [Consulté le 3 avril 2023]. (Disponible en anglais seulement)

Rahman SM, Kippler M, Tofail F, Bolte S, Hamadani JD, Vahter M. 2017. Manganese in drinking water and cognitive abilities and behavior at 10 years of age: a prospective cohort study. *Environ Health Perspect*. 125(5):057003. (Disponible en anglais seulement)

Ramoju SP, Mattison DR, Milton B, McGough D, Shilnikova N, Clewell HJ, Yoon M, Taylor MD, Krewski D, Andersen ME. 2017. The application of PBPK models in estimating human brain tissue manganese concentrations. *Neurotoxicology*. 58:226-237. (Disponible en anglais seulement)

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

[RAMP] Regional Aquatics Monitoring Program Water Quality Data [dataset]. 2023. Query water quality data - Regional Aquatics Monitoring Program (RAMP). [Consulté le 27 avril 2023]. (Disponible en anglais seulement)

Rasmussen P, Levesque C, Butler O, Chenier M, Gardner HD. 2022. Selection of metric for indoor-outdoor source apportionment of metals in PM_{2.5}: mg/kg versus ng/m³. *Indoor Air*. Jan;32(1):e12924. (Disponible en anglais seulement)

Rasmussen PE, 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)

Rasmussen PE, Subramanian KS, Jessiman BJ. 2001. A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. *Sci Total Environ*. 267(1-3):125-140. (Disponible en anglais seulement)

Rayner-Canham G, Overton T. 2010. Descriptive inorganic chemistry. 5th ed. New York (NY): W.H. Freeman and Company. p. 533. (Disponible en anglais seulement)

[RCIL] Réseau canadien d'information entre laboratoires [base de données]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Modifié le 30 octobre 2020; Consulté le 7 janvier 2022].

[REACH dossier] Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals dossier. [Modifié en 2020]. Registered substances database; search results for CAS RN 7773-01-5. Helsinki (FI): ECHA. [Mis à jour en 2020; Consulté en janvier 2022]. (Disponible en anglais seulement)

[REACH dossier] Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals dossier [Modifié en 2021]. Registered substances database; search results for CAS RN 7439-96-5. Helsinki (FI): ECHA. [Mis à jour en 2021; Consulté en janvier 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Reimer PS. 1999. Environmental effects of manganese and proposed freshwater guidelines to protect aquatic life in British Columbia [master's thesis]. Vancouver (BC): University of British Columbia. [Consulté le 6 octobre 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Reis AP, Costa S, Santos I, Patinha C, Noack Y, Wragg J, Cave M, Sousa AJ. 2015. Investigating relationships between biomarkers of exposure and environmental copper and manganese levels in house dusts from a Portuguese industrial city. *Environ Geochem Health*. 37(4):725-744. (Disponible en anglais seulement)

Riojas-Rodríguez H, Solís-Vivanco R, Schilmann A, Montes S, Rodríguez S, Ríos C, Rodríguez-Agudelo Y. 2010. Intellectual function in Mexican children living in a mining area and environmentally exposed to manganese. *Environ Health Perspect*. 118(10):1465-1470. (Disponible en anglais seulement)

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [National Institute for Public Health and the Environment]. 2006. Cosmetics fact sheet: to assess the risks for the consumer: version mise à jour pour ConsExpo 4 [PDF]. Bilthoven (NL): RIVM. [Consulté le 5 janvier 2022]. Report No.: 320104001/2006. (Disponible en anglais seulement)

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [National Institute for Public Health and the Environment]. 2007a. Do-it-yourself products fact sheet: to assess the risks for the consumer [PDF]. Bilthoven (NL): RIVM. [Consulté le 5 janvier 2022]. Report No.: 320104007/2007. (Disponible en anglais seulement)

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [National Institute for Public Health and the Environment]. 2007b. Paint products fact sheet: to assess the risks for the consumer: version mise à jour pour ConsExpo 4 [PDF]. Bilthoven (NL): RIVM. [Consulté le 5 janvier 2022]. Report No.: 320104008/2007. (Disponible en anglais seulement)

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [National Institute for Public Health and the Environment]. 2008. Chemicals in toys: A general methodology for assessment of chemical safety of toys with a focus on elements [PDF]. Bilthoven (NL): RIVM. [Consulté le 5 janvier 2022]. Report No.: 320003001/2008. (Disponible en anglais seulement)

Rodríguez-Agudelo Y, Riojas-Rodríguez H, Ríos C, Rosas I, Sabido Pedraza E, Miranda J, Siebe C, Texcalac JL, Santos-Burgoa C. 2006. Motor alterations associated with exposure to manganese in the environment in Mexico. *Sci Total Environ*. 368(2-3):542-556. (Disponible en anglais seulement)

Roels HA, Ghyselen P, Buchet JP, Ceulemans E, Lauwerys RR. 1992. Assessment of the permissible exposure level to manganese in workers exposed to manganese dioxide dust. *Br J Ind Med*. 49(1):25-34. (Disponible en anglais seulement)

- Rosko JJ, Rachlin JW. 1975. The effect of copper, zinc, cobalt and manganese on the growth of the marine diatom *Nitzschia closterium*. Bull Torrey Bot Club. 102(3):100-106. (Disponible en anglais seulement)
- Rouleau C, Tjalve H, Gottofrey J, Pelletier E. 1995. Uptake, distribution, and elimination of $^{54}\text{Mn(II)}$ in the brown trout (*Salmo trutta*). Environ Toxicol Chem. 14(3):483-490. (Disponible en anglais seulement)
- Rovira J, Nadal M, Schuhmacher M, Domingo JL. 2015. Human exposure to trace elements through the skin by direct contact with clothing: risk assessment. Environ Res. 140:308-316. (Disponible en anglais seulement)
- Rovira J, Nadal M, Schuhmacher M, Domingo JL. 2017. Trace elements in skin-contact clothes and migration to artificial sweat: risk assessment of human dermal exposure. Text Res J. 87(6):726-738. (Disponible en anglais seulement)
- [RPCQE] Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau [base de données]. [Modifié le 5 janvier 2018]. Ensembles de données annuelles pour 2005-2016. Ottawa (Ont.), Imprimeur de la Reine pour l'Ontario. [Consulté le 6 octobre 2022].
- [RSQA] Réseau de surveillance de la qualité de l'air [database]. [Modifié le 9 septembre 2021]. Montreal (QC): Ville de Montréal. [Consulté le 14 février 2022]. (Disponible en anglais seulement)
- Ruch RR, Gluskoter HJ, Shimp NF. 1973. Occurrence and distribution of potentially volatile trace elements in coal: an interim report. Urbana (IL): Illinois State Geological Survey. p. 1-43. (Environmental geology notes, no. 61). (Disponible en anglais seulement)
- Ruiz-Azcona L, Fernández-Olmo I, Expósito A, Markiv B, Paz-Zulueta M, Parás-Bravo P, Sarabia-Cobo C, Santibáñez M. 2021. Impact of environmental airborne manganese exposure on cognitive and motor functions in adults: a systematic review and meta-analysis. Int J Environ Res Public Health. 18(8):4075. (Disponible en anglais seulement)
- [RWMP] Regional Watershed Monitoring Program. 2022. Regional Watershed Monitoring Program Water Quality Data - TRCA Open Data v. 2.1. Open Data Portal: Toronto and Region Conservation Authority. [Consulté le 20 avril 2023]. (Disponible en anglais seulement)
- Salehi F, Krewski D, Mergler D, Normandin L, Kennedy G, Philippe S, Zayed J. 2003. Bioaccumulation and locomotor effects of manganese phosphate/sulfate mixture in Sprague-Dawley rats following subchronic (90 days) inhalation exposure. Toxicol Appl Pharmacol. 191(3):264-271. (Disponible en anglais seulement)
- Salehi F, Normandin L, Krewski D, Kennedy G, Philippe S, Zayed J. 2006. Neuropathology, tremor and electromyogram in rats exposed to manganese phosphate/sulfate mixture. J Appl Toxicol. 26(5):419-426. (Disponible en anglais seulement)
- Santé Canada. 1994. Risk assessment for the combustion products of methylcyclopentadienyl manganese tricarbonyl (MMT) in gasoline [PDF]. Ottawa (Ont.), Santé Canada. [Consulté le 6 octobre 2022]. (Disponible en anglais seulement)
- Santé Canada. 2010a. Évaluation du risque pour la santé humaine du manganèse inhalé : sommaire du document [PDF]. Ottawa (Ont.), Santé Canada. [Consulté en avril 2018].

Santé Canada. 2010b. L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0, septembre 2010. Ottawa (Ont.), Santé Canada. [Consulté en avril 2018].

Santé Canada. 2010c. Liste des produits de formulation de l'ARLA [PDF]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. SC Pub : 100461, n° de catalogue : H114- 22/2010F. [Consulté le 5 décembre 2017].

Santé Canada. 2018a. Monographie des suppléments de multivitamines/minéraux. Ottawa (Ont.), Direction des produits de santé naturels, Santé Canada. Gouvernement du Canada. [Consulté le 23 novembre 2020].

Santé Canada. 2019a. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – Le manganèse [PDF]. Ottawa (Ont.), Santé Canada, Bureau de la qualité de l'eau et de l'air. [Consulté le 28 novembre 2024].

Santé Canada. 2019b. SDS Search Tool [base de données interne]. [Modifié le 1er mars 2019; consulté le 6 janvier 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Santé Canada. 2020a. Chlorothalonil et préparations commerciales connexes, employés comme agent de préservation dans les peintures : document de consultation. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Santé Canada. Gouvernement du Canada. [Consulté le 18 janvier 2023].

Santé Canada. 2020b. Personal care products workbook, recommended defaults. October 19, 2020. Internal Draft. Unpublished report. Ottawa (Ont.), Existing Substances Risk Assessment Bureau, Health Canada. (Disponible en anglais seulement)

Santé Canada. 2020c. Décision de réévaluation RVD2020-12, Mancozèbe et préparations commerciales connexes. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 12 janvier 2022].

Santé Canada. 2023. Tableau de bord sur la biosurveillance canadienne. Ottawa (Ont.).

Santé Canada. 2024a. Produit de santé naturel - Suppléments à l'entraînement [PDF]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 27 novembre 2024].

Santé Canada. 2024b. Produit de santé naturel - Produits pour le soin des articulations [pdf]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 27 novembre 2024].

Santé Canada. [Modifié en 2006]. Apports nutritionnels de référence. Ottawa (Ont.), Santé Canada. [Consulté le 4 janvier 2022].

Santé Canada. [Modifié le 19 janvier 2011]. Apports alimentaires moyens (ug/kg poids corporel/jour) de microéléments chez les Canadiens de différents groupes d'âge-sexe selon l'Étude sur l'alimentation totale menée en 2007. Ottawa (Ont.), Santé Canada. [Consulté en juin 2020].

Santé Canada. [Modifié le 17 avril 2013]. Liste de nourriture des levures autorisée (Listes des additifs alimentaires autorisés). Ottawa (Ont.), Santé Canada. [Consulté le 11 janvier 2022].

Santé Canada. [Modifié le 3 juin 2016a]. Fichier canadien sur les éléments nutritifs (FCÉN), 2015 [base de données]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 14 novembre 2022].

Santé Canada. [Modifié le 29 juin 2016b]. Liste des agents modifiants de l'amidon autorisés (Listes des additifs alimentaires autorisés). Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 11 janvier 2022].

Santé Canada. [Modifié en 2017]. Listes des additifs alimentaires autorisés. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 15 juillet 2021].

Santé Canada. [Modifié le 17 juin 2022a]. Nanomatériaux. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté en août 2022 04].

Santé Canada. [Modifié le 23 septembre 2022b]. Liste des régulateurs de l'acidité et des substances à réaction acide autorisés (Listes des additifs alimentaires autorisés). Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 11 octobre 2022].

Santé Canada. [Modifié le 11 février 2022c]. Facteurs d'exposition utilisés dans les évaluations des risques pour la santé humaine au Canada. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 10 juin 2022].

Santé Canada. [Modifié le 17 janvier 2023] Liste révisée des substances commercialisées. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 30 janvier 2023].

[SARA] Sudbury Area Risk Assessment Group. 2008. Sudbury Area Risk Assessment volume I chapter 7: the 2001 Soil Survey. Final report [PDF]. Sudbury (ON): The SARA Group. January 2008. [Consulté en août 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Sax NI, Lewis RJ. 1987. Hawley's condensed chemical dictionary. 11th ed. New York (NY): Van Nostrand Reinhold Company. p. 727-731. (Disponible en anglais seulement)

Scher DP, Goeden HM, Klos KS. 2021. Potential for manganese-induced neurologic harm to formula-fed infants: a risk assessment of total oral exposure. *Environ Health Perspect.* 129(4):47011. (Disponible en anglais seulement)

Schroeter JD, Dorman DC, Yoon M, Nong A, Taylor MD, Andersen ME, Clewell HJ 3rd. 2012. Application of a multi-route physiologically based pharmacokinetic model for manganese to evaluate dose-dependent neurological effects in monkeys. *Toxicol Sci.* 129(2):432-446. (Disponible en anglais seulement)

Schroeter JD, Nong A, Yoon M, Taylor MD, Dorman DC, Andersen ME, Clewell HJ 3rd. 2011. Analysis of manganese tracer kinetics and target tissue dosimetry in monkeys and humans with multi-route physiologically based pharmacokinetic models. *Toxicol Sci.* 120(2):481-498. (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)

SCREEN3 [computer model]. 2011. Ver. 3.5.0. Research Triangle Park (NC): US Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Emissions, Monitoring, and Analysis Division. (Disponible en anglais seulement)

Semple BD, Blomgren K, Gimlim K, Ferriero DM, Noble-Haeusslein LJ. 2013. Brain development in rodents and humans: identifying benchmarks of maturation and vulnerability to injury across species. *Prog Neurobiol.* 106-107:1-16. (Disponible en anglais seulement)

Sialelli J, Urquhart GJ, Davidson CM, Hursthouse AS. 2010. Use of a physiologically based extraction test to estimate the human bioaccessibility of potentially toxic elements in urban soils from the city of Glasgow, UK. *Environ Geochem Health*. 32(6):517-527. (Disponible en anglais seulement)

[SIC] Statistiques relatives à l'industrie canadienne [base de données]. 2022. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Modifié le 2 février 2022; Consulté le 14 février 2022].

Simini M, Checkai RT, Kuperman RG, Phillips CT, Speicher JA, Barclift DJ. 2002. Toxicity assessments of antimony, barium, beryllium, and manganese for development of ecological soil screening levels (Eco-SSL) using earthworm (*Eisenia fetida*) benchmark values. Aberdeen Proving Ground (MD): U.S. Army Edgewood Chemical Biological Center. 74 p. Technical Report No. ECBC-TR-325. (Disponible en anglais seulement)

Smyth HF Jr, Carpenter CP, Weil CS, Pozzani UC, Striegel JA, Nycum JS. 1969. Range-finding toxicity data: List VII. *Am Ind Hyg Assoc J*. 30(5):470-476. (Disponible en anglais seulement)

[SNPA] Programme de surveillance national de la pollution atmosphérique (SNPA). Ensembles de produits de données du SNPA, comprenant les PM_{2,5}. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Modifié en juillet 2021]. Catalogue de données d'ECBC [bases de données]. [Consulté le 11 février 2022].

Solís-Vivanco R, Rodríguez-Agudelo Y, Riojas-Rodríguez H, Ríos C, Rosas I, Montes S. 2009. Cognitive impairment in an adult Mexican population non-occupationally exposed to manganese. *Environ Toxicol Pharmacol*. 28(2):172-178. (Disponible en anglais seulement)

Son J, Lee YS, Lee SE, Shin KI, Cho K. 2017. Bioavailability and toxicity of copper, manganese, and nickel in *Paronychiurus kimi* (collembola), and biomarker discovery for their exposure. *Arch Environ Contam Toxicol*. 72(1):142-152. (Disponible en anglais seulement)

Song G, Van Landingham CB, Gentry PR, Taylor MD, Keene AM, Andersen ME, Clewell HJ, Yoon M. 2018. Physiologically-based pharmacokinetic modeling suggests similar bioavailability of Mn from diet and drinking water. *Toxicol Appl Pharmacol*. 359:70-81. (Disponible en anglais seulement)

Ståhlberg S, Sombatpanit S. 1974. Manganese relationships of soil and plant. Part I. Investigation and classification of Swedish manganese-deficient soils. *Acta Agric Scand*. 24(3):179-194. (Disponible en anglais seulement)

Statistique Canada. 2017. Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes – Nutrition : Apports nutritionnels provenant des aliments et suppléments nutritifs. [Mis à jour le 20 juin 2017; Consulté le 14 mai 2018].

Statistique Canada. [Modifié en 2021]. Système de classification des industries de l'Amérique du Nord (SCIAN) Canada 2017 version 3.0 Ottawa (Ont.), Statistique Canada. [Modifié le 18 mars 2021; Consulté le 30 mai 2023].

Steenkamp VE, du Preez HH, Schoonbee HJ, van Eeden PH. 1994. Bioaccumulation of manganese in selected tissues of the freshwater crab, *Potamonautes warreni* (Calman), from industrial and mine-polluted freshwater ecosystems. *Hydrobiologia*. 288:137-150. (Disponible en anglais seulement)

Stokes PM, Campbell PGC, Schroeder WH, Trick C, France RL, Puckett KJ, LaZerte B, Speyer M, Hanna JE, Donaldson J. 1988. Manganese in the Canadian environment. Ottawa (ON): National Research

Council of Canada, Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality. NRCC No. 26193. (Disponible en anglais seulement)

Stone A. 2014. Metals in children's and consumer products and packaging. Hazardous Waste and Toxics Reduction Program [PDF]. Olympia (WA): Washington State Department of Ecology. [Consulté le 6 octobre 2022]. Publication no. 14-04-014. (Disponible en anglais seulement)

St-Pierre A, Normandin L, Carrier G, Kennedy G, Butterworth R, Zayed J. 2001. Bioaccumulation and locomotor effect of manganese dust in rats. *Inhal Toxicol*. 13(7):623-632. (Disponible en anglais seulement)

Stubblefield WA, Brinkman SF, Davies PH, Garrison TD, Hockett JR, McIntyre MW. 1997. Effects of water hardness on the toxicity of manganese to developing brown trout (*Salmo trutta*). *Environ Toxicol Chem*. 16(10):2082-2089. (Disponible en anglais seulement)

Su Y, Sofowote U, Munoz A, Noble M, Charron C, Todd A, Celo V, Dabek-Zlotorzynska E, Kryukova A, Switzer T. 2021. Baseline air monitoring of fine particulate matter and trace elements in Ontario's Far North, Canada. *Appl Sci*. 11(13):6140. (Disponible en anglais seulement)

Sungur S, Gulmez F. 2015. Determination of metal contents of various fibers used in textile industry by MP-AES. *J Spectrosc*. 2015:1-5. (Disponible en anglais seulement)

Takser L, Mergler D, Hellier G, Sahuquillo J, Huel G. 2003. Manganese, monoamine metabolite levels at birth, and child psychomotor development. *Neurotoxicology*. 24(4-5):667-674. (Disponible en anglais seulement)

Tan X-Y, Xie P, Luo Z, Lin H-Z, Zhao Y-H, Xi W-Q. 2012. Dietary manganese requirement of juvenile yellow catfish *Pelteobagrus fulvidraco*, and effects on whole body mineral composition and hepatic intermediary metabolism. *Aquaculture*. 326-329:68-73. (Disponible en anglais seulement)

Tapin D, Kennedy G, Lambert J, Zayed J. 2006. Bioaccumulation and locomotor effects of manganese sulfate in Sprague-Dawley rats following subchronic (90 days) inhalation exposure. *Toxicol Appl Pharmacol*. 211(2):166-174. (Disponible en anglais seulement)

Taylor MD, Clewell HJ 3rd, Andersen ME, Schroeter JD, Yoon M, Keene AM, Dorman DC. 2012. Update on a pharmacokinetic-centric alternative tier II program for MMT-Part II: physiologically based pharmacokinetic modeling and manganese risk assessment. *J Toxicol*. 2012. (Disponible en anglais seulement)

Taylor CA, Tuschl K, Nicolai MM, Bornhorst J, Gubert P, Varão AM, Aschner M, Smith DR, Mukhopadhyay S. 2020. Maintaining translational relevance in animal models of manganese neurotoxicity. *J Nutr*. 150(6):1360-1369. (Disponible en anglais seulement)

Teeguarden JG, Dorman DC, Covington TR, Clewell HJ 3rd, Andersen ME. 2007a. Pharmacokinetic modeling of manganese. I. Dose dependencies of uptake and elimination. *J Toxicol Environ Health A*. 70(18):1493-1504. (Disponible en anglais seulement)

Teeguarden JG, Dorman DC, Nong A, Covington TR, Clewell HJ 3rd, Andersen ME. 2007b. Pharmacokinetic modeling of manganese. II. Hepatic processing after ingestion and inhalation. *J Toxicol Environ Health A*. 70(18):1505-1514. (Disponible en anglais seulement)

- Teeguarden JG, Gearhart J, Clewell HJ 3rd, Covington TR, Nong A, Andersen ME. 2007c. Pharmacokinetic modeling of manganese. III. Physiological approaches accounting for background and tracer kinetics. *J Toxicol Environ Health A*. 70(18):1515-1526. (Disponible en anglais seulement)
- Thompson TS. 2003. General chemical water quality of private groundwater supplies in Saskatchewan, Canada. *Bull Environ Contam Toxicol*. 70(3):447-454. (Disponible en anglais seulement)
- Thompson TN, Klaassen CD. 1982. Presystemic elimination of manganese in rats. *Toxicol Appl Pharmacol*. 64(2):236-243. (Disponible en anglais seulement)
- Thorley J, Schwarz C. 2018. ssdtools: An R package to fit species sensitivity distributions. *J Open Source Softw*. 3(31):1082. (Disponible en anglais seulement)
- Torres-Agustín R, Rodríguez-Agudelo Y, Schilmann A, Solís-Vivanco R, Montes S, Riojas-Rodríguez H, Cortez-Lugo M, Ríos C. 2013. Effect of environmental manganese exposure on verbal learning and memory in Mexican children. *Environ Res*. 121:39-44. (Disponible en anglais seulement)
- Triebig G, Ihrig A, Bader M. 2012. Manganese and its inorganic compounds [BAT Value Documentation, 2005]. In *The MAK-Collection for Occupational Health and Safety*, 90-115. (Disponible en anglais seulement)
- Tugulea A. 2016. A national survey of disinfection by-products and selected drinking water contaminants in Canadian drinking water (2009-2010). Unpublished database. Ottawa (ON): Exposure and Biomonitoring Division, Health Canada. (Disponible en anglais seulement)
- Turner A, Ip KH. 2007. Bioaccessibility of metals in dust from the indoor environment: application of a physiologically based extraction test. *Environ Sci Technol*. 41(22):7851-7856. (Disponible en anglais seulement)
- Tuzen M, Onal A, Soylak M. 2008. Determination of trace heavy metals in some textile products produced in Turkey. *Bull Chem Soc Ethiop*. 22(3):379-384. (Disponible en anglais seulement)
- [UKTAG] United Kingdom Technical Advisory Group. 2012. Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: manganese (bioavailable) [for consultation]. Edinburgh: United Kingdom Technical Advisory Group. (Disponible en anglais seulement)
- [US EPA] United States Environmental Protection Agency. 1984. Health assessment document for manganese. Final draft. Cincinnati (OH): US EPA, Office of Research and Development. Report No. EPA/600/8-83/013F. (Disponible en anglais seulement)
- [US EPA] United States Environmental Protection Agency. 1992. Screening procedures for estimating the air quality impact of stationary sources, revised. Washington (DC): US EPA, Office of Air Quality. 102 p. (Disponible en anglais seulement)
- [US EPA] United States Environmental Protection Agency. 1999. Estimates of stack heights and exit gas velocities for TRI facilities in OPPT's risk-screening environmental indicators model. Washington (DC): US EPA, Office of Pollution Prevention and Toxics. [Consulté en avril 2022]. (Disponible en anglais seulement)
- [US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2002. Manganese (CASRN 7439-96-5). Integrated Risk Information System (IRIS). Last revision: 1996 ed., National Center for Environmental

Assessment (NCEA), US Environmental Protection Agency. [Consulté le 9 octobre 2024]. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2003. Health effects support document for manganese [PDF]. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Health and Ecological Criteria Division. [Consulté le 9 octobre 2024]. EPA 822-R-03-003. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2004. Drinking water health advisory for manganese. Washington (DC): US EPA, Office of Water, Health and Ecological Criteria Division. [Consulté en avril 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2006. Data quality assessment: statistical methods for practitioners [PDF]. Washington (DC): US EPA, Office of Environmental Information. EPA QA/G-9S. [Consulté le 6 février 2025]. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2009. Risk assessment guidance for Superfund volume I: human health evaluation manual (part F, supplemental guidance for inhalation risk assessment). Washington (DC): US EPA, Office of Superfund Remediation and Technology Innovation. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2011a. Emissions database for boilers and process heaters containing stack test, CEM & fuel analysis data reporting under ICR No. 2286.01 and ICR No. 2286.03. Office of Air Quality Planning; Standards, US EPA. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2011b. Exposure factors handbook. Washington (DC): US EPA, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment. [Consulté le 11 janvier 2022]. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2012. Standard operating procedures for residential pesticide exposure assessment. Washington (DC): US EPA, Office of Pesticide Programs, Health Effects Division. [Consulté le 11 janvier 2022]. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2019. Science review of the AEATF II Airless Paint Sprayer Human Exposure Monitoring Study (AEATF II Project ID AEA10; MRID 50879401). Washington (DC): US EPA, Office of Chemical Safety and Pollution Prevention. [Consulté le 11 janvier 2023]. (Disponible en anglais seulement)

[USGS] United States Geological Survey. 2021. Mineral commodity summaries: manganese [PDF]. [Consulté le 14 avril 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Valavanidis A, Vlahogianni T, Dassenakis M, Scoullos M. 2006. Molecular biomarkers of oxidative stress in aquatic organisms in relation to toxic environmental pollutants. *Ecotoxicol Environ Saf.* 64(2):178-189. (Disponible en anglais seulement)

[VALE] Vale's Ambient air sampling program. 2018. Ambient Air Sampling Program, Second quarter 2018 Report, City of Greater Sudbury, Ontario [Consulté en août 2022 11]. (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)

- Van Ryswyk K, Evans GJ, Kulka R, Sun L, Sabaliauskas K, Rouleau M, Anastasopoulos AT, Wallace L, Weichenthal S. 2020. Personal exposures to traffic-related air pollution in three Canadian bus transit systems: the Urban Transportation Exposure Study. *J Expo Sci Environ Epidemiol*. 31(4):628-640. (Disponible en anglais seulement)
- Van Ryswyk K, Kulka R, Jeong C-H, Anastasopoulos AT, Shin T, Blanchard P, Veikle D, Evans GJ. 2024. Sources of subway PM2.5: investigation of a system with limited mechanical ventilation. *Transp Res D Transp Environ*. 133:1-19. (Disponible en anglais seulement)
- Verschueren K. 1983. Handbook of environmental data on organic chemicals. 2nd ed. New York (NY): Van Nostrand Reinhold. p. 806, 844. (Disponible en anglais seulement)
- Vezer T, Papp A, Hoyk Z, Varga C, Naray M, Nagymajtényi L. 2005. Behavioral and neurotoxicological effects of subchronic manganese exposure in rats. *Environ Toxicol Pharmacol*. 19(3):797-810. (Disponible en anglais seulement)
- Vieira MC, Torronteras R, Cordoba F, Canalejo A. 2012. Acute toxicity of manganese in goldfish *Carassius auratus* is associated with oxidative stress and organ-specific antioxidant responses. *Ecotoxicol Environ Saf*. 78:212-217. (Disponible en anglais seulement)
- Vitali D, Vedrinaro Dragojević I, Šebečić B. 2008. Bioaccessibility of Ca, Mg, Mn and Cu from whole grain tea-biscuits: impact of proteins, phytic acid and polyphenols. *Food Chem*. 110(1):62-68. (Disponible en anglais seulement)
- Vitarella D, Wong BA, Moss OR, Dorman DC. 2000. Pharmacokinetics of inhaled manganese phosphate in male Sprague-Dawley rats following subacute (14-day) exposure. *Toxicol Appl Pharmacol*. 163(3):279-285. (Disponible en anglais seulement)
- Wasserman GA, Liu X, Parvez F, Ahsan H, Levy D, Factor-Litvak P, Kline J, van Geen A, Slavkovich V, Lolacono NJ, et coll., 2006. Water manganese exposure and children's intellectual function in Araihazar, Bangladesh. *Environ Health Perspect*. 114(1):124-129. (Disponible en anglais seulement)
- Wasserman GA, Liu X, Parvez F, Factor-Litvak P, Ahsan H, Levy D, Kline J, van Geen A, Mey J, Slavkovich V, et coll., 2011. Arsenic and manganese exposure and children's intellectual function. *Neurotoxicology*. 32(4):450-457. (Disponible en anglais seulement)
- [WBEA] Wood Buffalo Environmental Association. 2021. Integrated samples – lab results. Metals. Fort McMurray (AB): Wood Buffalo Environmental Association. [Consulté le 14 décembre 2018]. (Disponible en anglais seulement)
- Weast RC, Selby SM, editors. 1974. CRC handbook of chemistry and physics. 54th ed. Cleveland (OH): CRC Press. (Disponible en anglais seulement)
- Webb T. 2008. Manganese. Mineral Commodity Profile No. 1. Fredericton (NB): Department of Natural Resources; Minerals, Policy and Planning Division. (Disponible en anglais seulement)
- Wiener JG, Giesy JP Jr. 1979. Concentrations of Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn in fishes in a highly organic softwater pond. *J Fish Res Board Can*. 36(3):270-279. (Disponible en anglais seulement)

- Williams JH. 1991. Regulations on additions of sludge-borne metals to soil and their adaptation to local conditions. In: L'Hermite P, editor. Treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes. London (GB): Elsevier Applied Science. p. 243-250. (Disponible en anglais seulement)
- Wiseman CLS, Levesque C, Rasmussen PE. 2021. Characterizing the sources, concentrations and resuspension potential of metals and metalloids in the thoracic fraction of urban road dust. *Sci Total Environ.* 786:147467. (Disponible en anglais seulement)
- Wiseman CLS, Zereini F, Puttmann W. 2013. Traffic-related trace element fate and uptake by plants cultivated in roadside soils in Toronto, Canada. *Sci Total Environ.* 442:86-95. (Disponible en anglais seulement)
- [Wolf and Ollson] Wolf Environmental Science Ltd. (WOLF) and Ollson Environmental Health Management (OEHM). 2019. Toronto subway air quality health impact assessment [PDF]. Prepared for Toronto Public Health, City of Toronto. [Consulté le 12 octobre 2022]. (Disponible en anglais seulement)
- World Bank. 2017. The growing role of minerals and metals for a low carbon future [PDF]. Washington (DC): World Bank Publications. [Consulté le 12 octobre 2022]. (Disponible en anglais seulement)
- Yang X, Tan J, Xu X, Yang H, Wu F, Xu B, Liu W, Shi P, Xu Z, Deng Y. 2020. Prepubertal overexposure to manganese induce precocious puberty through GABA_A receptor/nitric oxide pathway in immature female rats. *Ecotoxicol Environ Saf.* 188:109898. (Disponible en anglais seulement)
- Yoon M, Nong A, Clewell HJ 3rd, Taylor MD, Dorman DC, Andersen ME. 2009a. Lactational transfer of manganese in rats: predicting manganese tissue concentration in the dam and pups from inhalation exposure with a pharmacokinetic model. *Toxicol Sci.* 112(1):23-43. (Disponible en anglais seulement)
- Yoon M, Nong A, Clewell HJ 3rd, Taylor MD, Dorman DC, Andersen ME. 2009b. Evaluating placental transfer and tissue concentrations of manganese in the pregnant rat and fetuses after inhalation exposures with a PBPK model. *Toxicol Sci.* 112(1):44-58. (Disponible en anglais seulement)
- Yoon M, Ring C, Van Landingham CB, Suh M, Song G, Antonijevic T, Gentry PR, Taylor MD, Keene AM, Andersen ME, et coll., 2019. Assessing children's exposure to manganese in drinking water using a PBPK model. *Toxicol Appl Pharmacol.* 380:114695. (Disponible en anglais seulement)
- Yoon M, Schroeter JD, Nong A, Taylor MD, Dorman DC, Andersen ME, Clewell HJ 3rd. 2011. Physiologically based pharmacokinetic modeling of fetal and neonatal manganese exposure in humans: describing manganese homeostasis during development. *Toxicol Sci.* 122(2):297-316. (Disponible en anglais seulement)
- Zaw M, Chiswell B. 1999. Iron and manganese dynamics in lake water. *Water Res.* 33(8):1900-1910. (Disponible en anglais seulement)
- Zheng W, Kim H, Zhao Q. 2000. Comparative toxicokinetics of manganese chloride and methylcyclopentadienyl manganese tricarbonyl (MMT) in Sprague-Dawley rats. *Toxicol Sci.* 54(2):295-301. (Disponible en anglais seulement)
- Zhou M, Zhang L, Shao L, Wang W, Fan K, Qin Q. 2001. Reactions of Mn with H₂O and MnO with H₂. matrix-isolation FTIR and quantum chemical studies. *J Phys Chem A.* 105:5801-5807. (Disponible en anglais seulement)

Zota AR, Ettinger AS, Bouchard M, Amarasiriwardena CJ, Schartz J, Hu H, Wright RO. 2009. Maternal blood manganese levels and infant birth weight. *Epidemiology*. 20(3):367-373. (Disponible en anglais seulement)

Annexe A. Propriétés physiques et chimiques des substances contenant du manganèse jugées d'intérêt prioritaire pour une évaluation et appartenant au groupe du manganèse et de ses composés

Tableau A-1. Propriétés physiques et chimiques des substances contenant du manganèse jugées d'intérêt prioritaire pour une évaluation

N° CAS	Nom sur la LIS ou la LRSC (nom commun, abréviation)	Liste	Formule	Masse moléculaire (g/mol)	Solubilité dans l'eau (mg/L)	log K _{oe}	Pression de vapeur (Pa)
1313-13-9	Dioxyde de manganèse (dioxyde de manganèse)	LIS	MnO ₂	86,94	Non soluble	s.o.	s.o.
1335-36-0	Glycéro-phosphate de manganèse (glycéro-phosphate de manganèse)	LRSC	MnC ₃ H ₉ O ₆ P; MnC ₃ H ₇ O ₆ P	225	s.o.	s.o.	s.o.
1344-43-0	Oxyde de manganèse (oxyde de manganèse)	LIS	MnO	70,94	Non soluble ^{a,b} ; 0,85 (20 °C), estimation ^c	s.o.	s.o.
7439-96-5	Manganèse (manganèse élémentaire)	LIS	Mn	54,94	Non soluble, se décompose ^d ; 0,7 (20 °C) ^c	s.o.	1 (955 °C) ^b
10101-66-3 ^l	Diphosphate d'ammonium et de manganèse(3+) (pyrophosphate d'ammonium et de manganèse/ violet de manganèse)	LIS	Mn(NH ₄)P ₂ O ₇	246,92	7,8 (20 °C) ^c ; non soluble ^j	s.o.	s.o.

N° CAS	Nom sur la LIS ou la LRSC (nom commun, abréviation)	Liste	Formule	Masse moléculaire (g/mol)	Solubilité dans l'eau (mg/L)	log K _{oe}	Pression de vapeur (Pa)
12108-13-3	Tricarbonyl(méthylcyclopentadiényl)manganèse (tricarbonyl(méthylcyclopentadiényl)manganèse) (MMT)	LIS	MnC ₉ H ₇ O ₃	218,1	Non soluble ^d ; 29 (25 °C) ^f ; 10 (22 °C) ^c	3,7 ^f ; 3,4 (26 °C) ^c	1066,6-48 075,9 (100-200 °C) ^g ; 6,26 (20 °C) ^h ; 933 (100 °C)
18820-29-6	Sulfure de manganèse	LIS	MnS	87	Légère (eau froide) ^e ; 6,16 (20 °C) ^c	s.o.	s.o.
29193-02-0	L-proline, 5-oxo-, sel de manganèse (1:?) (pyroglutamate de manganèse)	LRSC	Mn _x C ₅ H ₇ NO ₃ ; MnC ₅ H ₆ NO ₃	183,04	s.o.	s.o.	s.o.
35355-77-2 ^l	Manganèse complexé avec l'acide 3-hydroxy-4-(1-sulfo-2-naphtylazo)naphthalène-2-carboxylique	LIS	C ₂₁ H ₁₂ MnN ₂ O ₆ S	475,33	0,01 ^c	2,5 (23 °C) ^c [estimation]	s.o.
68551-42-8	Acides gras ramifiés en C6-19, sels de manganèse (alcanoate de manganèse ramifié en C6-C19)	LIS	UVCB	Non précisée	s.o.	s.o.	s.o.

N° CAS	Nom sur la LIS ou la LRSC (nom commun, abréviation)	Liste	Formule	Masse moléculaire (g/mol)	Solubilité dans l'eau (mg/L)	log K _{oe}	Pression de vapeur (Pa)
10588 3-50-9	Manganèse, bis[<i>N</i> -(acétyl- κ .O)- <i>L</i> -méthioninato- κ .O)]-(acétyl-méthionate de manganèse)	LRSC	MnC ₁₄ H ₂ 4N ₂ O ₆ S ₂	435,41	s.o.	s.o.	s.o.

Abréviations : N° CAS, numéro au registre du Chemical Abstracts Service; LIS, Liste intérieure des substances; log K_{oe} : coefficient de partage octanol-eau; s.o., sans objet; LRSC, Liste révisée des substances commercialisées.

^a HSDB, 1983-

^b Lide, 2000

^c ECHA, c2007-2017a, c2007-2017b, c2007-2017c

^d Sax et Lewis, 1987

^e ATSDR, 2012

^f Garrison et coll., 1995

^g O'Neil, 2006

^h Verschueren, 1983

ⁱ NIOSH, 2020

^j Natural Sourcing, 2018

^k Weast et Selby, 1974

^l Cette substance ne répondait pas aux critères de catégorisation, mais a été jugée prioritaire par d'autres mécanismes (ECCC, SC [modifié en 2017]).

Annexe B. Rejets de manganèse et de ses composés déclarés à l'INRP entre 2015 et 2019

Les secteurs qui rejettent plus de 1 tonne de manganèse par année sont présentés dans le tableau B-1, par ordre décroissant des rejets totaux sur place. Les secteurs sont désignés par leur code à 4 chiffres du Système de classification des industries de l'Amérique du Nord (SCIAN). L'unité utilisée est la tonne de manganèse élémentaire. Les moyennes annuelles ($\pm$ écart-type) sont présentées, de même que les plages (entre parenthèses), pour les rejets déclarés entre 2015 et 2019.

Tableau B-1. Rejets annuels moyens^a (en tonnes^b) de manganèse et de ses composés entre 2015 et 2019

Rang	Secteur industriel (SCIAN 4)	Air	Sol	Eau	Tous les milieux < 1 t	Total (par an)
1	Fabrication de pâte à papier, de papier et de carton	10 $\pm$ 0,7 (9 à 11)	26 $\pm$ 4 (18 à 29)	895 $\pm$ 42 (861 à 974)	0 ^c	932 $\pm$ 44 (888 à 1 013)
2	Extraction de minerais métalliques	22 $\pm$ 6 (18 à 34)	95 $\pm$ 29 (66 à 144) ^d	91 $\pm$ 30 (48 à 136)	1 $\pm$ 0,6 (0,3 à 2)	210 $\pm$ 56 (133 à 282)
3	Réseaux d'aqueduc et d'égout, et autres	0,007 $\pm$ 0,004 (0,003 à 0,01)	0,0006 $\pm$ 0,0007 (ND à 0,002)	64 $\pm$ 3 (61 à 68)	0,6 $\pm$ 0,3 (ND à 1)	64 $\pm$ 3 (61 à 68)
4	Sidérurgie	35 $\pm$ 6 (24 à 42)	0,03 $\pm$ 0,004 (ND à 0,03)	3 $\pm$ 0,6 (2 à 4)	1 $\pm$ 0,4 (0,7 à 2)	39 $\pm$ 5 (30 à 45)
5	Production, transport et distribution d'électricité	6 $\pm$ 0,2 (6 à 7)	9 $\pm$ 3 (6 à 13)	0,6 $\pm$ 0,2 (0,4 à 0,8)	1 $\pm$ 0,08 (ND à 2)	17 $\pm$ 4 (13 à 22)
6	Fabrication de produits chimiques de base	0,0004 $\pm$ 0,0003 (0,0001 à 0,0009)	ND	10 $\pm$ 4 (6 à 18)	0,002 (ND à 0,002)	10 $\pm$ 4 (6 à 18)
7	Fonderies	2 $\pm$ 2 (0,05 à 5)	ND	3 $\pm$ 2 (ND à 5)	1 $\pm$ 0,4 (0,5 à 2)	5 $\pm$ 2 (1 à 6)

Rang	Secteur industriel (SCIAN 4)	Air	Sol	Eau	Tous les milieux < 1 t	Total (par an)
8	Fabrication de pièces pour véhicules automobiles	$3 \pm 0,5$ (3 à 4)	ND	$0,0003 \pm 0,00004$ (0,0002 à 0,0003)	$1 \pm 0,5$ (0,8 à 2)	$5 \pm 0,5$ (4 à 5)
9	Fabrication de ciment et de produits en béton	$0,4 \pm 0,04$ (ND à 0,5)	$5 \pm 0,4$ (ND à 6)	ND	$0,2 \pm 0,1$ (0,1 à 0,4)	4 ± 3 (0,3 à 6)
10	Production et transformation de métaux non ferreux (sauf l'aluminium)	$0,3 \pm 0,2$ (0,2 à 0,7)	ND	2 ± 2 (0,3 à 6)	$0,6 \pm 0,3$ (ND à 1)	3 ± 2 (0,9 à 7)
11	Extraction de charbon	$0,6 \pm 0,7$ (ND à 2)	ND	$0,7 \pm 0,5$ (ND à 1)	0,3 (ND à 3)	3 ± 1 (1 à 4)
12	Extraction de pétrole et de gaz	$0,7 \pm 0,1$ (0,5 à 0,8)	$0,0007 \pm 0,0003$ (ND à 0,001)	$2 \pm 0,6$ (0,8 à 2)	$0,02 \pm 0,002$ (0,02)	$2 \pm 0,6$ (2 à 3)
13	Revêtement, gravure, traitement thermique et par le froid, et activités analogues	10 (ND à 10)	ND	ND	$0,1 \pm 0,06$ (0,02 à 0,2)	2 ± 4 (0,2 à 10)
14	Fabrication de produits d'architecture et d'éléments de charpentes métalliques	$0,07 \pm 0,06$ (ND à 0,1)	8	0,04	$0,02 \pm 0,004$ (0,02 à 0,03)	2 ± 3 (0,02 à 8)
15	Fabrication de produits en acier à partir d'acier acheté	$1 \pm 0,7$ (0,2 à 2)	ND	0,04 (ND à 0,04)	$0,2 \pm 0,09$ (0,06 à 0,3)	$1 \pm 0,6$ (0,3 à 2)

Rang	Secteur industriel (SCIAN 4)	Air	Sol	Eau	Tous les milieux < 1 t	Total (par an)
16	Extraction de minerais non métalliques	0,01 ± 0,005 (0,003 à 0,02)	0,8 ± 1 (ND à 2)	0,4 ± 0,5 (0,00002 à 1)	0,3 ± 0,2 (0,001 à 0,5)	1 ± 0,9 (0,4 à 3)
17	Fabrication d'autres produits minéraux non métalliques	0,2 ± 0,08 (0,08 à 0,3)	ND	ND	0,9 ± 0,04 (0,8 à 0,9)	1 ± 0,1 (1)
18	Fabrication de machines pour l'agriculture, la construction et l'extraction minière	0,8 ± 2 (0 à 4)	ND	ND	0,04 ± 0,05 (ND à 0,1)	0,8 ± 2 (0 à 4)

Abréviations : SCIAN, Système de classification des industries de l'Amérique du Nord; ND, non déclaré.

^a Un certain degré de complexité entoure la déclaration de données à l'INRP, car elle demande d'atteindre des seuils de déclaration et d'utiliser diverses méthodes de calcul et sources de données acceptables pour estimer les quantités rejetées, éliminées et recyclées. Par conséquent, il existe des incertitudes dans les quantités déclarées. Les quantités éliminées sur place et hors site, ainsi que les quantités recyclées hors site, ne sont pas présentées. Consultez le guide de déclaration à l'INRP pour obtenir plus de détails (ECCC, 2022).

^b Les valeurs sont arrondies à un chiffre significatif. Les données utilisées dans ce tableau étaient à jour en date du 30 mars 2022. Les installations peuvent mettre à jour les données déclarées à l'INRP en tout temps. Ainsi, des analyses semblables effectuées avec différentes versions des données peuvent produire des résultats différents.

^c Un 0 représente une valeur déclarée de 0.

^d L'INRP exige que le manganèse présent dans les résidus et les sous-produits soit inclus dans le calcul visant à déterminer si le résultat atteint le seuil de déclaration, quelle que soit la concentration de manganèse dans ces matériaux (même si elle est inférieure à 1 %). Tous les rejets, éliminations et transferts de manganèse (sauf pour les quantités représentant moins de 1 % des stériles) doivent être déclarés à l'INRP si le seuil de déclaration est atteint. Cette exigence d'inclure tout le manganèse présent dans les résidus miniers dans le calcul du seuil de substance fabriquée, traitée ou utilisée autrement peut contribuer à une déclaration plus exhaustive par le secteur de l'extraction de minerais métalliques par rapport à d'autres secteurs. Voir le document d'ECCC (2022) pour obtenir plus de détails.

Tableau B-2. Quantités totales (en tonnes) de manganèse et de ses composés éliminés entre 2015 et 2019

Année ^a	Épan-dage	Site d'enfouis-sement	Entre-posage	Injection souterraine	Gestion des stériles	Gestion des résidus miniers	Total annuel
2015	450	11 103	961	0,02	24 485	325 565	362 564
2016	456	11 280	921	0,02	38 381	334 977	386 015

Année ^a	Épan- dage	Site d'enfouis- sment	Entre- posage	Injection souterraine	Gestion des stériles	Gestion des résidus miniers	Total annuel
2017	635	8 813	922	142	36 631	361 496	408 639
2018	664	4 749	826	112	49 165	303 050	362 567
2019	180	2 544	13	126	772	190 103	193 738
Moyenne ± écart- type	477 ± 193	7 698 ± 3 903	729 ± 40 3	76 ± 70	29 887 ± 18 481	303 038 ± 66 519	342 705 ± 85 444

^a Les données utilisées dans ce tableau étaient à jour en date de septembre 2022. Les installations peuvent périodiquement mettre à jour les données déclarées à l'INRP. Ainsi, des analyses répétées effectuées avec des données extraites à différents moments peuvent produire des résultats différents. Un certain degré de complexité entoure la déclaration de données à l'INRP, comme l'atteinte de seuils de déclaration et l'utilisation de diverses méthodes de calcul et sources de données acceptables. Par conséquent, les quantités déclarées comportent des incertitudes (voir le document ECCC de 2022 pour obtenir plus de détails).

Tableau B-3. Les quarante-trois secteurs industriels canadiens (SCIAN 4) ayant déclaré des rejets de manganèse dans l'air entre 2015 et 2019 (INRP, 2020; SIC, 2022)

Secteur industriel	Code SCIAN 4	Nombre d'installa- tions
Extraction de pétrole et de gaz	2111	3
Extraction de charbon	2121	2
Extraction de minerais métalliques	2122	49
Extraction de minerais non métalliques	2123	4
Production, transport et distribution d'électricité	2211	12
Réseaux d'aqueduc et d'égout et autres	2213	5
Fabrication d'aliments pour animaux	3111	16
Scieries et préservation du bois	3211	4
Fabrication de placages, de contreplaqués et de produits de bois d'ingénierie	3212	2
Fabriques de pâte à papier, de papier et de carton	3221	45 ^a
Fabrication de produits du pétrole et du charbon	3241	3
Fabrication de produits chimiques de base	3251	2
Fabrication de résines, de caoutchouc synthétique et de fibres et de filaments artificiels et synthétiques	3252	1
Fabrication de pesticides, d'engrais et d'autres produits chimiques agricoles	3253	1
Fabrication de ciment et de produits en béton	3273	5
Fabrication d'autres produits minéraux non métalliques	3279	4
Sidérurgie	3311	12

Secteur industriel	Code SCIAN 4	Nombre d'installations
Fabrication de produits en acier à partir d'acier acheté	3312	7
Production et transformation d'alumine et d'aluminium	3313	1
Production et transformation de métaux non ferreux (sauf l'aluminium)	3314	2
Fonderies	3315	8 ^b
Forgeage et estampage	3321	5
Fabrication de produits d'architecture et d'éléments de charpentes métalliques	3323	8
Fabrication de chaudières, de réservoirs et de contenants d'expédition	3324	1
Ateliers d'usinage, fabrication de produits tournés, de vis, d'écrous et de boulons	3327	2
Fabrication d'autres produits métalliques	3329	9
Fabrication de machines pour l'agriculture, la construction et l'extraction minière	3331	2
Fabrication de machines pour le commerce et les industries de services	3333	1
Fabrication d'appareils de ventilation, de chauffage, de climatisation et de réfrigération commerciale	3334	1
Fabrication de machines-outils pour le travail du métal	3335	1
Fabrication de moteurs, de turbines et de matériel de transmission de puissance	3336	1
Fabrication d'autres machines d'usage général	3339	3
Fabrication de matériel électrique	3353	1
Fabrication de véhicules automobiles	3361	3
Fabrication de carrosseries et de remorques de véhicules automobiles	3362	1
Fabrication de pièces pour véhicules automobiles	3363	16
Fabrication de matériel ferroviaire roulant	3365	1
Fabrication d'autres types de matériel de transport	3369	4
Fabrication de meubles de bureau (y compris les articles d'ameublement)	3372	1
Autres activités diverses de fabrication	3399	1
Grossistes-distributeurs de métaux et de produits métalliques	4162	9
Grossistes-marchands d'autres produits divers	4189	1
Traitement et élimination des déchets	5622	7

Abréviation : SCIAN, Système de classification des industries de l'Amérique du Nord.

^a L'une des 45 installations a cessé ses activités en 2018.

^b L'une des 8 installations a cessé ses activités en 2018.

Annexe C. Concentrations de fond, facteurs modificateurs de la toxicité (FMT) et concentrations estimées sans effet (CESE) propres à chaque site tenant compte des FMT pour le manganèse

Tableau C-1. Facteurs modificateurs de la toxicité pour le manganèse dans les écozones canadiennes et les Grands Lacs

Région	pH moyen	Taille de l'échantillon pour le pH	Moyenne géométrique de la dureté de l'eau (mg/L)	Taille de l'échantillon pour la dureté de l'eau
Maritime de l'Atlantique ^a	7,2	110	32 ^b	5
Cordillère boréale ^a	8,0	283	79	305
Plaines boréales ^a	8,0	656	130	643
Bouclier boréal ^a	7,8	1 981	40	1 655
Plaines hudsoniennes ^a	7,8	5	50	5
Plaines à forêts mixtes ^a	8,3	5 154	150	4 941
Cordillère montagnarde ^a	7,8	1 858	61	1 936
Maritime du Pacifique ^a	7,3	1 475	19	1 490
Prairies ^a	8,2	420	260	369
Taïga de la Cordillère ^a	8,0	22	110	22
Taïga du Bouclier ^{a,c}	6,9	175	7,4	98
Lac Érié	8,03 ^d	1 666	118 ^e	362
Lac Huron	7,83 ^d	1 960	93 ^e	225
Lac Ontario	7,98 ^d	1 990	125 ^e	305
Lac Supérieur	7,60 ^d	1 150	45 ^e	46

^a BQMA, 2015; DMSQED, 2016; DNMQELT, 2016; RPCQE [modifié en 2018]; RAMP, 2016; communication personnelle, données préparées par la Division de l'intendance de l'eau, province du Manitoba, pour la Division de l'évaluation environnementale, ECCC, datées du 24 février 2016; source non citée; communication personnelle, données préparées par les Services de gestion environnementale et municipale, Saskatchewan Water Security Agency, pour la Division de l'évaluation environnementale, ECCC, datées du 25 février 2016; source non citée.

^b La moyenne géométrique de dureté de l'eau a été calculée à partir de tous les échantillons de référence tirés de l'équation nationale, car il n'y avait qu'un seul échantillon prélevé dans les conditions de référence pour l'équation propre à cette écozone.

^c Le pH moyen et la moyenne géométrique de la dureté de l'eau ont été calculés à partir de tous les échantillons de référence tirés de l'équation nationale, car il n'existe pas d'équation propre à l'écozone de la Taïga du Bouclier.

^d Communication personnelle, données fournies par la Division du monitoring et de la surveillance de qualité de l'eau, ECCC, à la Division de l'évaluation environnementale, ECCC, datées du 20 juin 2017; source non citée.

^e Communication personnelle, données fournies par la Division du monitoring et de la surveillance de qualité de l'eau, ECCC, à la Division de l'évaluation environnementale, ECCC, datées du 27 juillet 2017; source non citée.

Tableau C-2. Concentrations médianes de fond de manganèse total pour les écosystèmes canadiens et les Grands Lacs

Région	Médiane (µg/L)	Taille de l'échantillon
Maritime de l'Atlantique ^{a,b}	8,2	11
Cordillère boréale ^a	12,3	304
Plaines boréales ^a	54,1	597
Bouclier boréal ^a	24,6	1 922
Plaines hudsoniennes ^a	19,9	5
Plaines à forêts mixtes ^a	20,6	4 492
Cordillère montagnarde ^a	7,2	1 948
Maritime du Pacifique ^a	7,1	1 366
Prairies ^a	51,7	306
Taïga de la Cordillère ^a	36,6	21
Taïga du Bouclier ^c	7,6	162
Lac Érié ^d	2,4	106
Lac Huron ^d	0,64	80
Lac Ontario ^d	0,80	165
Lac Supérieur ^d	0,51	83

^a Kilgour & Associates Ltd., 2018. Données tirées de : BQMA, 2015; DMSQED, 2016; RPCQE [modifié en 2018]; RAMP, 2016; communication personnelle, données préparées par la Division de l'intendance de l'eau, province du Manitoba, pour la Division de l'évaluation environnementale, ECCC, datées du 24 février 2016; source non citée; communication personnelle, données préparées par les Services de gestion environnementale et municipale, Saskatchewan Water Security Agency, pour la Division de l'évaluation environnementale, ECCC, datées du 25 février 2016; source non citée.

^b La médiane a été calculée avec les concentrations de manganèse dissous (aucune concentration de manganèse total n'était disponible pour l'écosystème Maritime de l'Atlantique).

^c DNMQELT, 2016.

^d Communication personnelle, données fournies par la Division du monitoring et de la surveillance de qualité de l'eau, ECCC, à la Division de l'évaluation environnementale, ECCC, datées du 20 juin 2017; source non citée.

Tableau C-3. Facteurs modificateurs de la toxicité et concentrations estimées sans effet (CESE) pour le secteur des pâtes et papiers; données tirées de 16 fabriques chimiques (C) (pâte kraft) et 14 fabriques mécaniques (M) au Canada entre 2018 et 2019

Fabrique	pH moyen ^{a,b}	Dureté moyenne de l'eau (mg/L sous forme de CaCO ₃) ^{a,b}	CESE médiane (plage) (µg Mn/L)
C-1	7,78	120	370 (130 à 1 100)
C-2	6,42	21	200 (86 à 660)
C-3	8,35	144	260 (76 à 1000)
C-4	7,97	156	400 (130 à 1 300)
C-5	7,13	33	380 (170 à 990)
C-6	7,20	41	380 (170 à 970)
C-7	8,06	126	260 (76 à 1 000)
C-8	6,80	43	350 (140 à 1 000)

Fabrique	pH moyen ^{a,b}	Dureté moyenne de l'eau (mg/L sous forme de CaCO ₃) ^{a,b}	CESE médiane (plage) (µg Mn/L)
C-9	7,10	46	380 (170 à 990)
C-10	6,18	5,0 ^c	200 (83 à 670)
C-11	7,82	72	320 (130 à 930)
C-12	8,22	159	260 (75 à 990)
C-13	7,28	87	490 (200 à 1 300)
C-14	7,80	83 ^d	350 (130 à 1 000)
C-15	7,50	17	260 (110 à 660)
C-16	7,59	57	390 (170 à 1 000)
M-1	7,76	4 543,3	1 100 (427 à 2 973)
M-2	6,18	4 993,3	1 400 (562 à 3 957)
M-3	6,59	17	210 (84 à 660)
M-4	6,91	24	350 (140 à 1 000)
M-5	6,75	20	230 (96 à 690)
M-6	7,37	81	490 (200 à 1 300)
M-7	7,50	16	260 (110 à 660)
M-8	7,64	180 ^d	540 (200 à 1 600)
M-9	6,58	5,0 ^c	210 (84 à 660)
M-10	7,18	53	490 (220 à 1 200)
M-11	7,50	103	530 (220 à 1 400)
M-12	8,25	76	240 (85 à 900)
M-13	6,71	26	350 (140 à 1 000)
M-14	6,86	25 ^c	350 (140 à 1 000)

Abréviations : C, fabrique chimique; M, fabrique mécanique; s.o., sans objet; CESE, concentration estimée sans effet.

^a n=3 mesures.

^b Les FMT sont mesurés dans l'eau d'admission, sauf indication contraire.

^c Moitié du seuil de détection.

^d Dureté de l'eau mesurée dans les eaux réceptrices.

Tableau C-4. Facteurs modificateurs de la toxicité et concentrations estimées sans effet (CESE) pour le secteur de l'extraction de minerais métalliques

Installat ion	pH médian	Dureté médiane de l'eau (mg/L sous forme de CaCO ₃)	CESE médiane (plage) (µg Mn/L)
1-R	8,14	76	240 (220 à 590)
1-E ^a	7,60	170	720 (320 à 860)
2-R	7,59	31	320 (200 à 560)
2-E	7,85	160	420 (220 à 760)
3-R	6,54	14	210 (190 à 260)
3-E	6,53	21	240 (190 à 650)
4-R	7,30	13	240 (200 à 880)
4-E	6,70	92	490 (190 à 1 200)

Installat ion	pH médian	Dureté médiane de l'eau (mg/L sous forme de CaCO ₃)	CESE médiane (plage) (µg Mn/L)
5-R	7,15	20	260 (200 à 290)
5-E	6,10	29	330 (190 à 1 200)
6-R	6,92	14	230 (160 à 260)
6-E	7,33	36	350 (200 à 380)
7-R	7,30	21	260 (320 à 490)
7-E	7,82	150	400 (260 à 430)
8-R	6,56	20	240 (190 à 350)
8-E	6,21	820 ^c	1 400 (660 à 1 400)
9-R	7,30	17	260 (210 à 710)
9-E	7,20	230	760 (230 à 1 200)
10-R	8,04	100	300 (240 à 590)
10-E	7,95	130	380 (250 à 650)
11-R ^a	7,54	35	270 (210 à 500)
11-E ^a	7,56	30	320 (240 à 350)
12-R ^a	7,65	43	350 (270 à 480)
12-E ^a	7,99	980 ^a	480 (320 à 770)

Abréviations : E, zone exposée; Mn_T, concentration de manganèse total; CESE, concentration estimée sans effet; R, zone de référence.

^a La valeur de dureté de l'eau dépassait la plage valide pour calculer la CESE pour le manganèse. La CESE calculée doit donc être utilisée avec prudence.

Tableau C-5. Facteurs modificateurs de la toxicité et concentrations estimées sans effet (CESE) pour le secteur des eaux usées; données tirées de 30 STEU au Canada entre 2009 et 2019 (ECCC, 2020)

Installation (type)	pH moyen de l'écozone	Moyenne géométrique de la dureté de l'eau pour l'écozone (mg/L sous forme de CaCO ₃)	CESE (plage) (µg Mn _T /L)
1 (secondaire)	7,3	19	260 (110 à 660)
2 (tertiaire)	8,2	260	270 (75 à 1 100)
3 (lagunaire)	7,8	40	270 (110 à 770)
4 (tertiaire)	7,8	61	320 (130 à 930)
5 (secondaire)	7,2	32	380 (170 à 970)
6 (lagunaire)	8,3	150	260 (91 à 1 100)
7 (secondaire)	7,6	45	320 (130 à 930)
8 (lagunaire)	7,2	32	380 (170 à 970)
9 (primaire)	8,3	150	260 (91 à 1 081)
10 (secondaire)	7,98	125	390 (130 à 1 200)
11 (lagunaire)	8,3	150	260 (91 à 1 100)
12 (secondaire)	8,3	150	260 (91 à 1 100)
13 (secondaire)	7,98	125	390 (130 à 1 200)

Installation (type)	pH moyen de l'écozone	Moyenne géométrique de la dureté de l'eau pour l'écozone (mg/L sous forme de CaCO₃)	CESE (plage) (µg Mn_T/L)
14 (secondaire)	7,98	125	390 (130 à 1 200)
15 (lagunaire)	8,2	260	270 (75 à 1 100)
16 (lagunaire)	8,3	150	260 (91 à 1 100)
17 (secondaire)	7,98	125	390 (130 à 1 200)
18 (lagunaire)	7,8	40	270 (110 à 770)
19 (primaire)	8,3	150	260 (91 à 1 100)
20 (secondaire)	8,2	260	270 (75 à 1 100)
21 (lagunaire)	8,0	79	350 (130 à 1 000)
22 (secondaire)	8,3	150	260 (91 à 1 100)
23 (secondaire)	8,3	150	260 (91 à 1 100)
24 (secondaire)	8,3	150	260 (91 à 1 100)
25 (lagunaire)	8,3	150	260 (91 à 1 100)
26 (lagunaire)	8,3	150	260 (91 à 1 100)
27 (secondaire)	8,3	150	260 (91 à 1 100)
28 (secondaire)	8,3	150	260 (91 à 1 100)
29 (tertiaire)	7,8	61	320 (130 à 930)
30 (secondaire)	7,8	61	320 (130 à 930)

Abréviations : Mn_T, concentration de manganèse total; CESE, concentration estimée sans effet; STEU, système de traitement des eaux usées.

Annexe D. Exposition par les milieux environnementaux, l'eau potable et les aliments

Tableau D-1. Concentrations de manganèse (µg/L) dans l'eau potable (eau traitée des installations de traitement et des réseaux de distribution, et eau du robinet) des provinces et territoires du Canada

Province (période d'échantillonna ge)	Méthode d'analyse (µg/L)	Nb total d'échant illons	% inférieur à la LD ^a	Médiane (µg/L)	75e cent . (µg/L)	95e cent . (µg/L)
Ensemble des provinces et territoires ^b	Digestion	91	43	3	s.o.	82
Colombie- Britannique ^c (1991 à 2014)	Total	3 573	18,9	7,6	65,6	501
Alberta ^c (2003 à 2013)	Extraction + total	4 043	67,0	0,25	0,5	1,3
Saskatchewan ^c (2003 à 2014)	Extraction + total	4 016	29,7	10	74	820
Manitoba ^c (2002 à 2012)	Méthode non précisée	1 612	3,8	8,2	21,7	235
Ontario ^c (2009 à 2014)	Méthode non précisée	3 430	3,1	1,4	4,1	22
Québec ^c (2010 à 2014)	Méthode non précisée	127	7,9	2,9	14	224
Nouveau- Brunswick ^c (2004 à 2014)	Méthode non précisée	4 723	48,3	3	20	380
Île-du-Prince- Édouard ^d (2014 à 2019)	Total	10 294	47	0,9	3	13
Terre-Neuve ^c (2000 à 2014)	Méthode non précisée	10 285	25	7	20	130
Yukon ^c (2011 à 2014)	Méthode non précisée	12	50	4,3	11,6	41

Abréviations : s.o., sans objet; 75e cent., concentration au 75e centile; 95e cent., concentration au 95e centile.

^a Les limites de détection (LD) allaient de 0,05 µg/L à 10 µg/L.

^b Échantillons prélevés dans les réseaux de distribution (Tugulea, 2016).

^c Valeurs calculées à partir des données de Santé Canada (2019a).

^d Résumé des résultats de la qualité de l'eau potable (GC [modifié en 2022]).

Tableau D-2. Concentrations de manganèse (µg/L) dans l'eau du robinet (premier écoulement) dans les communautés des Premières Nations au Canada^a

Communauté des Premières Nations (période d'échantillonnage)	Nb total d'échantillons	Médiane (µg/L)	75e cent. (µg/L)	95e cent. (µg/L)
Colombie Britannique (2008 à 2009)	300	0,4	1,0	24,9
Alberta (2013)	106	3,0	16,9	51,5
Saskatchewan (2015)	224	2,2	4,7	107
Manitoba (2010)	142	3,4	21,3	278,8
Ontario (2011 à 2012)	322	1,83	6,4	39,1
Québec (2016)	167	0,8	1,6	18,7
Atlantique (2014)	217	6,0	20,0	449

Abréviations : 75e cent., concentration au 75e centile; 95e cent., concentration au 95e centile.

^a Les limites de détection allaient de 0,2 µg/L à 1,0 µg/L.

Les données sont tirées de Schwartz et coll. (2021).

Tableau D-3. Concentrations de manganèse (µg/L) dans des puits privés ou publics au Canada

Province	Période d'échantillonnage	Nb de puits échantillonnés	Médiane (µg/L)	Source
Alberta	2010 à 2011	397 (eau de puits brute)	2	AG, 2014
Alberta	2010 à 2011	217 (eau de puits traitée)	13	AG, 2014
Alberta	1995 à 1996	816 (eau de puits agricole)	135 (moyenne)	Fitzgerald et coll., 2001
Saskatchewan	2002	283	240	Thompson, 2003
Manitoba	s.o.	s.o.	500 (moyenne)	MCC-MHSC, 2021
Québec (ouest)	2011 à 2012	139	11	Montcoudiol et coll., 2015
Québec (sud)	2007 à 2009	251 (eau du robinet résidentielle, analysée)	8 (puits privé), 55 (puits public)	Bouchard et coll., 2011

Province	Période d'échantillonnage	Nb de puits échantillonnés	Médiane (µg/L)	Source
Nouveau-Brunswick	1994 à 2007	10 571	60 % <50	NB DOE, 2008
Nouveau-Brunswick	2012 à 2014	274	5,2	Ntihakose et coll., 2018
Nouveau-Brunswick	2012 à 2014	259	5	Kullar et coll., 2019
Nouvelle-Écosse	s.o.	4 713	21	Kennedy, 2021

Abréviation : s.o., sans objet.

Tableau D-4. Apport alimentaire de manganèse au 95e centile pour la population générale du Canada

Groupe d'âge – sexe (ans)	Exposition alimentaire au Mn au 95e cent. ^a (mg/kg p.c./j) ^b (± écart-type)
1+ à 3 – H+F	0,255
4 à 8 – H+F	0,178
9 à 13 – H	0,122
9 à 13 – F	0,120
14 à 18 – H	0,150
14 à 18 – F	0,090
19 à 30 – H	0,135
19 à 30 – F	0,092
31 à 50 – H	0,100
31 à 50 – F	0,116
51 à 70 – H	0,093
51 à 70 – F	0,094
71 et plus – H	0,078
71 et plus – F	0,103

Abréviations : F, femmes; H, hommes; 95e cent., concentration au 95e centile.

^a Les valeurs représentent les estimations de l'apport habituel, calculées à partir du volet rappel alimentaire de 24 heures de l'Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes (ESCC, 2015) et ajustées statistiquement selon la méthode de calcul des apports alimentaires habituels du National Cancer Institute (NCI, 2018). L'eau de cuisson et de préparation est incluse dans les estimations de l'exposition alimentaire, tandis que l'eau potable ne l'est pas (communication personnelle, courriel de la DAN, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 1^{er} septembre 2022; source non citée).

^b Le poids corporel a été calculé à partir du poids corporel de chaque répondant à l'ESCC; il n'a pas été calculé avec une seule estimation globale par groupe d'âge et de sexe.

Tableau D-5. Scénarios (Santé Canada [modifié en 2022c])

Groupe d'âge	Poids corporel (kg)	Taux d'inhalation (m ³ /j)	Taux d'ingestion de sol (mg/j)	Taux d'ingestion de poussière (mg/j)	Consommation d'eau potable (L/j)
0 à 5 mois	6,3	3,7	s.o. ^a	21,6	0,83 ^b
6 à 11 mois	9,1	5,4	7,3	27,0	0,76 ^b
1 an	11	8,0	8,8	35,0	0,36
2 à 3 ans	15	9,2	6,2	21,4	0,43
4 à 8 ans	23	11,1	8,7	24,4	0,53
9 à 13 ans	42	13,9	6,9	23,8	0,74
14 à 18 ans	62	15,9	1,4	2,1	1,09
Adultes (19 ans et plus)	74	15,1	1,6	2,6	1,53

Abréviation : s.o., sans objet.

^a On présume qu'aucune ingestion de sol n'a lieu en raison des pratiques courantes des personnes qui s'occupent des nourrissons de ce groupe d'âge.

^b Pour les nourrissons âgés de moins de 1 an (groupes de 0 à 5 mois et de 6 à 11 mois), on présume que le volume d'eau potable consommé équivaut au volume de préparation pour nourrissons reconstituée (ou prête à servir).

Tableau D-6. Limite supérieure de l'apport quotidien chez les nourrissons de 0 à 5 mois (mg/kg p.c./j) découlant de la consommation de différents types de préparations pour nourrissons offertes sur le marché canadien, calculée avec la concentration de manganèse au 95e centile la plus élevée dans l'eau potable (820 µg/L)

Type de préparation pour nourrissons	Concentration de manganèse ^a	Consommation quotidienne de préparation ^b	Apport provenant de la préparation (mg/kg p.c./j) ^c	Consommation quotidienne d'eau (L/j) ^d	Apport provenant de l'eau potable (mg/kg p.c./j) ^e	Exposition totale (mg/kg p.c./j)
Préparation pour nourrissons en poudre à base de soja	5,73 µg/g	124 g/j	$1,13 \times 10^{-1}$	0,826	$1,08 \times 10^{-1}$	$2,20 \times 10^{-1}$
Préparation pour nourrissons en poudre à base de lait de vache	3,32 µg/g	124 g/j	$6,53 \times 10^{-2}$	0,826	$1,08 \times 10^{-1}$	$1,73 \times 10^{-1}$

Type de préparation pour nourrissons	Concentration de manganèse ^a	Consommation quotidienne de préparation ^b	Apport provenant de la préparation (mg/kg p.c./j) ^c	Consommation quotidienne d'eau (L/j) ^d	Apport provenant de l'eau potable (mg/kg p.c./j) ^e	Exposition totale (mg/kg p.c./j)
Préparation pour nourrissons en liquide concentré à base de soja	630,7 µg/L	0,413 L/j	$4,13 \times 10^{-2}$	0,413	$5,38 \times 10^{-2}$	$9,51 \times 10^{-2}$
Préparation pour nourrissons en liquide concentré à base de lait de vache	305 µg/L	0,413 L/j	$2,00 \times 10^{-2}$	0,413	$5,38 \times 10^{-2}$	$7,37 \times 10^{-2}$
Préparation pour nourrissons prête à servir à base de soja	507,8 µg/L	0,826 L/j	$6,66 \times 10^{-2}$	s.o.	s.o.	$6,66 \times 10^{-2}$
Préparation pour nourrissons prête à servir à base de lait de vache	272,3 µg/L	0,826 L/j	$3,57 \times 10^{-2}$	s.o.	s.o.	$3,57 \times 10^{-2}$

Les notes de bas de tableaux s'appliquant aux tableaux D-6 et D-7 figurent sous le tableau D-7.

Tableau D-7. Apport quotidien chez les nourrissons de 0 à 5 mois (mg/kg p.c./j) découlant de la consommation de différents types de préparations pour nourrissons offertes sur le marché canadien, calculé avec la CMA pour l'eau potable (120 µg/L) pour illustrer l'apport de manganèse provenant des préparations

Type de préparation pour nourrissons	Concentration de manganèse ^a	Consommation quotidienne de préparation ^b	Apport provenant de la préparation (mg/kg p.c./j) ^c	Consommation quotidienne d'eau (L/j) ^d	Apport provenant de l'eau potable (mg/kg p.c./j) ^{e,g}	Exposition totale (mg/kg p.c./j)
Préparation pour nourrissons en poudre à base de soja	5,73 µg/g	124 g/j	$1,13 \times 10^{-1}$	0,826	$1,57 \times 10^{-2}$	$1,29 \times 10^{-1}$
Préparation pour nourrissons en poudre à base de lait de vache	3,32 µg/g	124 g/j	$6,53 \times 10^{-2}$	0,826	$1,57 \times 10^{-2}$	$8,11 \times 10^{-2}$
Préparation pour nourrissons en liquide concentré à base de soja	630,7 µg/L	0,413 L/j	$4,13 \times 10^{-2}$	0,413	$7,87 \times 10^{-3}$	$4,92 \times 10^{-2}$
Préparation pour nourrissons en liquide concentré à base de lait de vache	305 µg/L	0,413 L/j	$2,00 \times 10^{-2}$	0,413	$7,87 \times 10^{-3}$	$2,79 \times 10^{-2}$

Abréviations : p.c., poids corporel; s.o., sans objet.

^a La concentration de manganèse la plus élevée dans les préparations consommées par des nourrissons de 0 à 5 mois est tirée des enquêtes ciblées de l'ACIA sur les éléments traces (2011-2012, 2012-2013, 2017-2018 et 2018-2019) et du Projet sur les aliments destinés aux enfants de l'ACIA (2012-2013 et 2018-2019) (communication personnelle, courriels de la DAN, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, datés du 8 décembre 2022 et du 11 janvier 2023; source non citée).

^b On présume que les nourrissons de 0 à 5 mois nourris aux préparations pour nourrissons consomment 0,826 L de préparation par jour, et que la préparation pour nourrissons est le seul aliment consommé par les nourrissons de moins de 6 mois (Santé Canada [modifié en 2022c]). L'apport quotidien provenant des préparations en poudre a été estimé en présumant que 9 g de préparation sèche est reconstitué avec 60 mL d'eau (Mead Johnson & Company, LLC [modifié en 2020a], 2020b). L'apport quotidien de 0,413 L/j provenant de préparations en liquide concentré a été estimé d'après un rapport préparation/eau de 1/1, fondé sur la moitié de l'eau consommée quotidiennement pour la

reconstitution (communication personnelle, courriel de la DAN, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 8 décembre 2022; source non citée; AHS, 2017).

^c Apport provenant de la préparation pour nourrissons = concentration de manganèse dans la préparation * volume de préparation consommée/j / p.c. * 1000 µg/mg.

^d On présume que les nourrissons de 0 à 5 mois consomment 0,826 L d'eau potable par jour (Santé Canada [modifié en 2022c]). On présume que les nourrissons nourris aux préparations en liquide concentré consomment 0,413 L d'eau potable par jour (voir la note de bas de tableau b).

^e Apport provenant de l'eau potable = concentration de manganèse dans l'eau potable * volume d'eau potable consommée/j / p.c. * 1000 µg/mg.

^f L'apport a été estimé avec la concentration de manganèse la plus élevée au 95e centile dans l'eau potable (820 µg/L), mesurée en Saskatchewan (communication personnelle, courriels du BQEA, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, datés du 18 et du 24 avril 2018; source non citée).

^g L'apport a été estimé avec la CMA pour l'eau potable (120 µg/L) (Santé Canada, 2019a).

Tableau D-8. Limite supérieure de l'apport quotidien de fond (mg/kg p.c./j) et pourcentage (%) de manganèse provenant de l'air, de l'eau potable, des aliments, du sol et de la poussière pour la population générale du Canada

Voie d'exposition ^a	0 à 5 mois, nourris exclusivem ^b au lait maternel ^b	0 à 5 mois, nourris exclusivem ^b nt aux préparations pour nourrissons ^c	6 à 11 mois ^d	1 an	2 à 3 ans	4 à 8 ans	9 à 13 ans	14 à 18 ans	Adultes
Air ^e	3,5E-06 (0,1 %)	3,5E-06 (0,0016 %)	3,6E-06 (0,002 %)	4,4E-06 (0,002 %)	3,7E-06 (0,001 %)	2,9E-06 (0,001 %)	2,0E-06 (0,001 %)	1,5E-06 (0,001 %)	1,2E-06 (0,001 %)
Eau potable ^f	s.o.	1,1E-01 (48,7 %)	6,8E-02 (43 %)	2,7E-02 (9 %)	2,4E-02 (8 %)	1,9E-02 (9 %)	1,4E-02 (11 %)	1,4E-02 (11 %)	1,7E-02 (13 %)
Aliments et boissons ^g	2,0E-03 (76 %)	6,4E-01 (51 %)	8,9E-02 (56 %)	2,6E-01 (90 %)	2,6E-01 (92 %)	1,8E-01 (90 %)	1,2E-01 (89 %)	1,2E-01 (89 %)	1,1E-01 (87 %)
Sol ^h	s.o.	s.o.	2,9E-04 (0,2 %)	2,9E-04 (0,1 %)	1,5E-04 (0,1 %)	1,4E-04 (0,1 %)	5,9E-05 (0,04 %)	8,1E-06 (0,01 %)	7,8E-06 (0,01 %)
Poussière ⁱ	6,2E-04 (24 %)	6,2E-04 (0,3 %)	5,4E-04 (0,3 %)	5,8E-04 (0,2 %)	2,6E-04 (0,1 %)	1,9E-04 (0,1 %)	1,0E-04 (0,1 %)	6,1E-06 (0,005 %)	6,4E-06 (0,005 %)
Apport totale (mg/kg p.c./j)	2,6E-03	2,2E-01	1,6E-01	2,9E-01	2,8E-01	2,0E-01	1,3E-01	1,3E-01	1,3E-01

Abréviations : p.c., poids corporel; s.o., sans objet.

^a Les facteurs d'exposition généraux (par exemple, le poids corporel) utilisés pour estimer l'apport pour tous les groupes d'âge à partir des milieux environnementaux, des aliments et de l'eau potable sont résumés dans le tableau D-5 de l'annexe D.

^b La plus forte concentration médiane de manganèse mesurée au Canada (17 µg/L ou 0,017 µg/g) dans les échantillons de lait maternel (Friel et coll., 1999) et la consommation médiane de lait maternel (127,95 g/kg p.c./j) ont servi à estimer l'apport quotidien de manganèse provenant du lait maternel (Arcus-Arth et coll., 2005).

^c Valeurs estimées à l'aide de la concentration maximale de manganèse dans les préparations pour nourrissons en poudre à base de soja (5,73 µg/g) tirée des enquêtes ciblées de l'ACIA sur les éléments traces (2011-2013; 2017-2019) et du Projet sur les aliments destinés aux enfants de l'ACIA (2012-2013; 2018-2019) (communication personnelle, courriel de la DAN, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 8 décembre 2022; source non citée) et en présumant que 9 g de préparation sèche est reconstitué avec 60 mL d'eau (Mead Johnson & Company, LLC, 2020a, 2020b). On présume que les nourrissons de 0 à 5 mois nourris aux préparations pour nourrissons consomment 826 mL de préparation par jour, et que la préparation pour nourrissons est le seul aliment consommé par les nourrissons de moins de 6 mois (Santé Canada [modifié en 2022c]). Apport provenant de la

préparation pour nourrissons (mg/kg p.c./j) = [(concentration de manganèse dans la préparation en poudre, en µg/g) * (quantité de préparation consommée, 124 g)] / p.c. * 1 000 µg/mg.

^d L'apport alimentaire pour les nourrissons de 6 à 11 mois a été estimé à partir des apports alimentaires moyens sur 5 ans tirés de l'Étude canadienne sur l'alimentation totale réalisée de 2003 à 2007 (Santé Canada [modifié en 2011]).

^e Les estimations de l'apport ont été calculées à partir de la plus forte concentration moyenne de manganèse dans l'air extérieur (0,006 µg/m³) mesurée dans les PTS à Sarnia, en Ontario (CASA [modifié en 2022]).

^f L'apport a été estimé avec la plus forte concentration de manganèse au 95^e centile dans l'eau potable (820 µg/L), mesurée en Saskatchewan (communication personnelle, courriels du BQEA, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, datés du 18 et du 24 avril 2018; source non citée).

^g Les estimations de l'apport ont été calculées par la DAN de Santé Canada et fournies au BERSE de Santé Canada (plus de détails figurent dans le tableau D-4 de l'annexe D). Lorsqu'il existait des estimations pour les 2 sexes, la moyenne des 2 sexes a été utilisée pour estimer l'apport quotidien. Lorsque les groupes d'âge n'étaient pas comparables, l'estimation la plus élevée a été tirée des groupes d'âge applicables.

^h L'apport a été estimé à l'aide de la concentration moyenne de manganèse dans le sol (544 mg/kg), mesurée dans 5 grandes régions au Canada (McKeague et coll., 1979), ainsi que la bioaccessibilité la plus élevée, soit 66 % (communication personnelle, courriel du BSRSE, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 12 septembre 2018; source non citée).

ⁱ L'apport a été estimé à l'aide de la médiane de la concentration de référence nationale de manganèse (267 mg/kg) mesurée dans 1025 résidences dans le cadre de l'EPDC (communication personnelle, courriel du BSRSE, de Santé Canada, au BERSE, de Santé Canada, daté du 20 juillet 2016; source non citée) ainsi que la bioaccessibilité la plus élevée dans la poussière, soit 68 % (Reis et coll., 2015).

Annexe E. Modèle SCREEN3 et paramètres

SCREEN3 est un modèle de dispersion atmosphérique préliminaire de premier niveau à distribution gaussienne, basé sur le modèle Industrial Source Complex (ISC) et permettant d'évaluer les concentrations de polluants provenant de diverses sources dans un complexe industriel (SCREEN3, 2011). Le principal paramètre du modèle SCREEN3 pour la dispersion atmosphérique est le vent. La concentration d'exposition maximale calculée est sélectionnée à partir d'une matrice intégrée de données météorologiques contenant différentes combinaisons de conditions météorologiques, dont la vitesse du vent, la turbulence et l'humidité. Le modèle SCREEN3 permet de prédire les concentrations atmosphériques résultant de sources ponctuelles, étendues et volumiques, et donne les concentrations maximales d'une substance à une hauteur de récepteur donnée et à diverses distances sous le vent prédominant de la source une heure après un rejet donné. Le tableau E-1 plus bas présente les plus fortes concentrations atmosphériques prévues pour des sites ayant des milieux récepteurs résidentiels à proximité. Un facteur d'ajustement de 0,2 a été utilisé pour estimer la concentration maximale annuelle de manganèse d'après la sortie de SCREEN3 (qui est une estimation pour une période d'une heure). Ce facteur prend en compte les variations temporelles des conditions météorologiques, dont le vent (US EPA, 1992). Afin de déterminer la part des émissions totales de manganèse qui est composée de particules d'un diamètre inférieur ou égal à 2,5 micromètres, on a présumé que toutes les émissions de manganèse déclarées à l'INRP par une installation présentent la même distribution de la taille des particules que les estimations d'émissions de particules totales (MPT) et de PM_{2,5} pour cette installation. Le rapport de Mn (PM_{2,5}) sur Mn (MPT) a servi à estimer la quantité d'émissions de manganèse dont les particules ont un diamètre de 2,5. Les paramètres utilisés pour estimer les concentrations dans l'air ambiant à l'aide du modèle SCREEN3 sont présentés dans le tableau E-1 ci-dessous. Les concentrations particulières de manganèse déterminées sont considérées comme les limites supérieures des estimations, étant donné que le modèle SCREEN3 est un modèle de dispersion atmosphérique préliminaire qui ne tient pas compte du dépôt sec de particules de l'air au sol, lequel peut se produire sur de longues distances.

Tableau E-1. Paramètres d'entrée du modèle SCREEN3

Paramètres d'entrée communs :

Température de l'air ambiant^a (K) = 293

Hauteur du récepteur^b (m) = 1,74 (taille moyenne d'un adulte)

Milieu urbain ou rural^a = U

Prise en compte du rabatement par les bâtiments = N

Prise en compte du terrain au-dessus de la hauteur de la cheminée = N

Prise en compte du terrain au-dessus de la base de la cheminée = N

Météorologie^a = 1 (météorologie complète)

Distance minimale et maximale d'utilisation = 10 à 3000 (m)

Facteur d'ajustement à la concentration annuelle dans l'air^c = 0,2 (tient compte des variations temporelles des conditions météorologiques, dont le vent)

Paramètre d'entrée	Installation A – Extraction de minerais métalliques (2122)	Installation B – Fabrication de machines pour l'agriculture, la construction et l'extraction minière (3331)	Installation C – Fabrication de pièces pour véhicules automobiles (3363)	Installation D – Fabriques de pâte à papier, de papier et de carton (3221)	Installation E – Fabrication de tubes et de tuyaux en fer et en acier à partir d'acier acheté (3312)
Rejets dans l'air déclarés à l'INRP entre 2015 et 2019 (tonnes moyennes/an)	16,5	3,9	3,0	2,5	1,2
Type de source	Ponctuelle	Étendue	Étendue	Ponctuelle	Ponctuelle
Taux d'émission ^e (g/s)	0,523	0,123	0,096	0,080	0,038
Hauteur de la source du rejet ^f (m)	30,4	s.o.	s.o.	22,86	9,75
Hauteur de la source ^d (m)	s.o.	6	6	s.o.	s.o.
Diamètre interne de la cheminée ^g (m)	1,7	s.o.	s.o.	1,7	1,7
Vitesse d'échappement du gaz de la cheminée ^f (m/s)	8,37	s.o.	s.o.	9,41	8,23
Longueur du plus long côté ^h (m)	s.o.	308	270	s.o.	s.o.
Longueur du plus petit côté ^h (m)	s.o.	172	161	s.o.	s.o.
Température d'émission ^g (K)	352	s.o.	s.o.	352	352
Distance jusqu'au récepteur/jusqu'à la résidence ^h	973	1270	352	2 440	460
Rapport de Mn (PM _{2,5}) sur Mn (MPT)	0,044	0,197	0,197	0,313	0,748
Concentration atmosphérique sur 1 heure au récepteur, MPT (µg/m ³)	8,04	5,27	20,48	0,820	1,16
Concentration atmosphérique annuelle au récepteur, MPT (µg/m ³) ^c	1,61	1,054	4,096	0,164	0,232
Concentration atmosphérique annuelle au	0,071	0,208	0,807	0,051	0,180

Paramètre d'entrée	Installation A – Extraction de minerais métalliques (2122)	Installation B – Fabrication de machines pour l'agriculture, la construction et l'extraction minière (3331)	Installation C – Fabrication de pièces pour véhicules automobiles (3363)	Installation D – Fabriques de pâte à papier, de papier et de carton (3221)	Installation E – Fabrication de tubes et de tuyaux en fer et en acier à partir d'acier acheté (3312)
récepteur, PM _{2,5} (µg/m ³)					

Abréviations : s.o., sans objet; PM_{2,5}, matière particulaire de diamètre aérodynamique médian inférieur à 2,5 µm.

^a Valeur par défaut dans SCREEN3.

^b Curry et coll., 1993.

^c US EPA, 1992.

^d Jugement professionnel.

^e D'après un taux d'émission moyen donné par l'INRP en tonnes/an, converti en g/s (364j × 24h × 3 600s).

^f Valeurs médianes estimées pour la hauteur des cheminées et la vitesse d'échappement des gaz selon les codes de la Classification type des industries (CTI) (US EPA, 1999).

^g On présume que le diamètre de la cheminée et la température d'échappement étaient identiques aux paramètres connus de la cheminée d'une autre installation.

^h Valeur mesurée à l'aide de l'outil de mesure sur la photocarte.

Annexe F. Estimations de l'exposition à partir de l'utilisation de produits disponibles aux consommateurs

Les estimations de l'exposition ont été calculées pour plusieurs groupes d'âge. Toutefois, seules les estimations associées au groupe d'âge pour lequel l'exposition estimée est la plus élevée sont présentées ici. Les paramètres physiologiques propres à l'âge, comme le poids corporel et la superficie de la peau, sont décrits dans la fiche de renseignements intitulée *Facteurs d'exposition utilisés dans les évaluations des risques pour la santé humaine au Canada* et résumés dans le tableau D-5 de l'annexe D (Santé Canada [modifié en 2022c]). Les estimations de l'exposition cutanée et orale ont été combinées et sont fondées sur une fréquence d'exposition d'une fois par jour ou plus. Afin qu'elles concordent avec la dose de référence par inhalation, qui est représentative de l'exposition chronique continue, les estimations de l'exposition sont représentatives de l'exposition continue et intègrent une fréquence d'utilisation de moins d'une fois par jour. Les concentrations dans l'air utilisées pour estimer l'exposition par inhalation ont été converties en concentrations dans les PM_{3,5} ou les PM₄, lorsque possible.

Les estimations de l'exposition ont été calculées à l'aide de la concentration la plus élevée (fraction massique) de manganèse mesurée pour chaque type de produit ou scénario, sauf indication contraire. Les concentrations de manganèse dans des produits disponibles aux consommateurs sont tirées de données présentées volontairement à Santé Canada (ECCC, SC, 2017), de déclarations relatives aux cosmétiques faites à Santé Canada, de la BDPSNH [modifiée en 2021], de la BDPP interne [modifiée en 2021], des monographies des suppléments de multivitamines/minéraux (Santé Canada, 2018a), des suppléments à l'entraînement (Santé Canada, 2024a) et des produits pour le soin des articulations à ingrédients multiples (Santé Canada, 2024b) de la DPSNSO ainsi que de renseignements publics, dont des études publiées, l'outil de recherche des fiches de données de sécurité (Santé Canada, 2019b) et des sites Web, comme décrit dans la section 8.2.3. Les concentrations de composés de manganèse ont été converties en concentrations en équivalents de manganèse, d'après la composition et la masse moléculaire des substances présentées dans le tableau A-1.

La quantité de produit, le facteur de rétention et la fréquence d'utilisation pour les produits de soins personnels ont été estimés à partir de valeurs par défaut internes, sauf indication contraire (Santé Canada, 2020b). Les valeurs utilisées pour la quantité de produit, la fréquence d'exposition (c'est-à-dire la fréquence d'utilisation) et les facteurs de rétention ont été mises au point lors d'un processus établi pour les évaluations effectuées dans le cadre du PGPC (Santé Canada, 2020b). Ce processus comprend l'examen des données disponibles sur la quantité de produit utilisée, la fréquence d'utilisation et les facteurs de rétention des produits de soins personnels en vue d'évaluer l'exhaustivité de l'étude ou de l'enquête, la pertinence des données recueillies et le type de renseignements recueillis. La tendance centrale la plus forte se

dégageant des études de la plus haute qualité est choisie pour être utilisée dans les évaluations du PGPC, et les études sous-jacentes sont citées.

L'exposition cutanée à partir de pigments contenant du manganèse, dont le violet de manganèse, n'a pas été quantifiée, car on s'attend à ce que l'absorption cutanée de pigments solides soit négligeable comparativement à d'autres composés de manganèse. Une valeur d'absorption cutanée de 8,3 % a été prise en compte dans les estimations de l'absorption cutanée, d'après les données tirées d'une étude d'absorption cutanée *in vitro* portant sur l'application de $MnCl_2$ sur de la peau humaine, comme décrit dans la section 8.1.2 (IMnI, 2010; dossier REACH [modifié en 2020]).

Tableau F-1. Exposition orale et cutanée au manganèse à partir de l'utilisation de produits disponibles aux consommateurs

Scénario	Modèle et paramètres d'entrée	Exposition
Produit pour enfants, peinture	Exposition par ingestion orale (mg/kg p.c./j) = quantité ingérée (mg) * concentration (%) / poids corporel (kg) Population : 1 an Poids corporel : 11 kg Quantité ingérée oralement : 400 mg (RIVM, 2008) Concentration : 0,116 % Mn	Exposition orale – 1 an : $4,2 \times 10^{-2}$ mg/kg p.c./j Exposition cutanée – négligeable (pigment)
Produit pour enfants, argile à modeler	Exposition par ingestion orale (mg/kg p.c./j) = quantité ingérée (mg) * concentration (%) / poids corporel (kg) Population : 1 an Poids corporel : 11 kg Quantité ingérée oralement : 100 mg (RIVM, 2008) Concentration : 0,22 % Mn	Exposition orale – 1 an : $2,0 \times 10^{-2}$ mg/kg p.c./j Exposition cutanée – négligeable (pigment)
Produit de bricolage pour automobiles, additif de combustible	Exposition cutanée (mg/kg p.c./j) = superficie exposée (cm ²) * épaisseur de la pellicule sur la peau (cm) * masse volumique (g/cm ³) * 1×10^3 (mg/g) * concentration (%) * absorption cutanée (%) / poids corporel (kg) Population : adulte	Exposition cutanée – adulte : $1,5 \times 10^{-3}$ mg/kg p.c./j

Scénario	Modèle et paramètres d'entrée	Exposition
	Poids corporel : 74 kg Superficie exposée : 12 cm ² (d'après la superficie de 2 bouts de doigts et 2 pouces; RIVM, 2007a) Épaisseur de la pellicule : 1,187 × 10 ⁻² cm (huile minérale, immersion, non essuyée; US EPA, 2011b) Masse volumique : 0,92 g/cm ³ (US EPA, 2011b) Concentration : 1,0 % Mn	
Produit ménager, vaporisateur anti-odeurs	ConsExpo Web v1.1.0 (2021) Fiche d'information : assainisseurs d'air, désodorisant textile, vaporisateur à gâchette pour tissus d'intérieur, vaporisation de meubles avec des substances non volatiles – utilisateurs adultes Modèle : exposition cutanée, contact direct avec le produit – taux constant Population : adulte Poids corporel : 74 kg Taux de contact : 46 mg/min Durée du rejet : 0,333 min Concentration : 0,1 % Mn	Exposition cutanée – adulte : 1,7 × 10 ⁻⁵ mg/kg p.c./j
Peinture, application au pistolet sous pression d'air	Exposition cutanée (mg/kg p.c./j) = valeur unitaire d'exposition cutanée (mg/kg p.a.) * volume de peinture (L) * masse volumique (kg/L) * concentration (%) * absorption cutanée (%) / poids corporel (kg) (US EPA, 2012) : Algorithme d'exposition par voie cutanée et par inhalation de l'utilisateur résidentiel de peintures et d'agents de conservation traités (10.1) Population : adulte Poids corporel : 74 kg Volume de peinture : 56,7 L (Santé Canada, 2020a) Masse volumique : 1,5 g/mL = 1,5 kg/L (RIVM, 2007b)	Exposition cutanée – adulte : 8,2 × 10 ⁻² mg/kg p.c./j

Scénario	Modèle et paramètres d'entrée	Exposition
	Concentration : 0,87 % Exposition unitaire moyenne : (une seule couche, sans gants) 99,297 mg/kg p.a. (Santé Canada, 2020a)	
Peinture, application au pinceau	ConsExpo Web v1.1.0 (2021) Fiche d'information : produits de peinture, application au pinceau ou au rouleau, peinture à l'eau pour murs Modèle : exposition cutanée, contact direct avec le produit – taux constant Population : adulte Poids corporel : 74 kg Fraction massique : 0,87 % Taux de contact : 30 mg/min Durée d'application : 120 minutes	Exposition cutanée – adulte : $3,5 \times 10^{-2}$ mg/kg p.c./j
Peinture, retouches à l'aide d'un applicateur en bâton	ConsExpo Web v1.1.0 (2021) Fiche d'information : produits de bricolage, agent de remplissage, agent de remplissage/mastic en tube Modèle : exposition cutanée, application instantanée Population : adulte Poids corporel : 74 kg Quantité de produit : 0,05 g (RIVM, 2007a) Concentration : 3,5 % Mn Facteur de rétention : 1	Exposition cutanée – adulte : $2,0 \times 10^{-3}$ mg/kg p.c./j
Textile, vêtement	Population : 0 à 5 mois Poids corporel : 6,3 kg Concentration : $1,33 \times 10^{-3}$ % Mn (valeur maximale mesurée; Rovira et coll., 2015) Exposition cutanée à partir du port de vêtements Residential SOPs de l'EPA des États-Unis (2012) : matières imprégnées, textiles (algorithmes 9.1, 9.2, 9.3)	Exposition cutanée – 0 à 5 mois : $2,4 \times 10^{-3}$ mg/kg p.c./j Exposition orale – 0 à 5 mois : $1,1 \times 10^{-4}$ mg/kg p.c./j Exposition combinée – 0 à 5 mois :

Scénario	Modèle et paramètres d'entrée	Exposition
	Exposition cutanée (mg/kg p.c./j) = concentration (%) * masse surfactive du textile (mg/cm²) * superficie de peau exposée (cm²) * % de migration * absorption cutanée (%) / poids corporel (kg) Masse surfactive du textile : 20 mg/cm² pour le coton (US EPA, 2012) Superficie de peau exposée : 2 670 cm² (corps entier moins la tête et les mains) % de migration : 26 % (migration facilitée par la sueur, valeur calculée à partir de Rovira et coll., 2017) Exposition orale à partir du mâchonnement de vêtements Exposition orale (mâchonnement) (mg/kg p.c./j) = concentration (%) * masse surfactive du textile (mg/cm²) * superficie de textile mâchonné (cm²) * % de migration / poids corporel (kg) Masse surfactive du textile : 20 mg/cm² (US EPA, 2012) Superficie de textile mâchonné : 10 cm² (US EPA, 2012) % de migration : 26 % (Rovira et coll., 2017)	2,5 × 10⁻³ mg/kg p.c./j
Produit de soins personnels, lotion pour le corps (cosmétique)	Exposition cutanée (mg/kg p.c./j) = quantité de produit (mg) * concentration (%) * absorption cutanée (%) * fréquence d'utilisation (nb fois/j) * facteur de rétention / poids corporel (kg) Population : 14 à 18 ans (d'après les renseignements propres au produit) Poids corporel : 62 kg Concentration : 0,77 % Mn Quantité de produit : 10 000 mg	Exposition cutanée – 14 à 18 ans : 1,0 × 10⁻¹ mg/kg p.c./j

Scénario	Modèle et paramètres d'entrée	Exposition
	Facteur de rétention : 1 Fréquence d'utilisation : 1 fois/j	
Produit de soins personnels, colorant capillaire permanent (cosmétique)	Exposition cutanée (mg/kg p.c./j) = quantité de produit (mg) * concentration (%) * absorption cutanée (%) * facteur de rétention / poids corporel (kg) Population : adulte Poids corporel : 74 kg Concentration : 0,36 % Mn Quantité de produit : 132 600 mg Facteur de rétention : 0,1	Exposition cutanée – adulte : $5,4 \times 10^{-2}$ mg/kg p.c./j
Produit de soins personnels, crème/hydratant pour le visage (cosmétique)	Exposition cutanée (mg/kg p.c./j) = quantité de produit (mg) * concentration (%) * absorption cutanée (%) * fréquence d'utilisation (nb fois/j) * facteur de rétention / poids corporel (kg) Population : adulte Poids corporel : 74 kg Concentration : 1,09 % Mn Quantité de produit : 1 500 mg Facteur de rétention : 1 Fréquence d'utilisation : 2 fois/j	Exposition cutanée – adulte : $3,7 \times 10^{-2}$ mg/kg p.c./j
Produit de soins personnels, revitalisant sans rinçage (cosmétique)	Exposition cutanée (mg/kg p.c./j) = quantité de produit (mg) * concentration de Mn (%) * absorption cutanée (%) * fréquence d'utilisation (nb fois/j) * facteur de rétention / poids corporel (kg) Population : adulte Poids corporel : 74 kg Concentration : 1,77 % Mn Quantité de produit : 13 100 mg Facteur de rétention : 0,1 Fréquence d'utilisation : 1,1 fois/j	Exposition cutanée – adulte : $2,9 \times 10^{-2}$ mg/kg p.c./j
Produit de soins personnels, savon liquide pour le corps (cosmétique)	Exposition cutanée (mg/kg p.c./j) = quantité de produit (mg) * concentration (%) * absorption cutanée (%) * fréquence d'utilisation	Exposition cutanée – 0 à 5 mois : $2,1 \times 10^{-2}$ mg/kg p.c./j

Scénario	Modèle et paramètres d'entrée	Exposition
Scénario sentinelle couvrant l'exposition cutanée à partir de savons en barre pour le corps (cosmétique), de bains moussants (cosmétique), de sels de bain (cosmétique), de produits autobronzants (cosmétique), de maquillage non permanent pour le corps (cosmétique) et d'écrans solaires (PSN).	(nb fois/j) * facteur de rétention / poids corporel (kg) Population : 0 à 5 mois Poids corporel : 6,3 kg Concentration : 3,0 % Mn Quantité de produit : 4 500 mg Facteur de rétention : 0,01 Fréquence d'utilisation : 1,2 fois/j	
Produit de soins personnels, masque pour le visage (cosmétique) Scénario sentinelle couvrant l'exposition cutanée à partir de fonds de teint liquides (cosmétique), de fonds de teint en poudre (cosmétique), d'ombres à paupières (cosmétique), de lotions démaquillantes (cosmétiques), de démaquillants pour les yeux (cosmétique), de crèmes à raser (cosmétique), d'exfoliants pour le visage (cosmétique), de crèmes pour les yeux (cosmétique), de maquillage pour le visage avec FPS (PSN et MVL), d'hydratants	Exposition cutanée (mg/kg p.c./j) = quantité de produit (mg) * concentration (%) * absorption cutanée (%) * facteur de rétention / poids corporel (kg) Population : 14 à 18 ans Poids corporel : 62 kg Concentration : 1,09 % Mn Quantité de produit : 9 700 mg Facteur de rétention : 0,1	Exposition cutanée – 14 à 18 ans : $1,4 \times 10^{-2}$ mg/kg p.c./j

Scénario	Modèle et paramètres d'entrée	Exposition
pour le visage avec FPS (PSN) et de sérums pour le visage avec FPS (PSN).		
Produit de soins personnels, fixatif en pompe (cosmétique) Scénario sentinelle couvrant l'exposition cutanée à partir de revitalisants (cosmétique), de shampooings (cosmétique), d'huiles pour les cheveux (cosmétique), de shampooings secs en aérosol (cosmétique), de fixatifs en aérosol (cosmétique), de mousses pour les cheveux (cosmétique), de gels pour les cheveux (cosmétique), de produits défrisants/à permanente (cosmétique) et de colorants capillaires temporaires (cosmétique).	Exposition (mg/kg p.c./j) = quantité de produit (mg) * concentration (%) * fraction se déposant sur les cheveux * fraction migrant des cheveux au cuir chevelu * absorption cutanée (%) * fréquence d'utilisation (nb fois/j) / poids corporel (kg) Population : adulte Poids corporel : 74 kg Concentration : 1,00 % Mn Quantité de produit : 3 600 mg Fraction se déposant sur les cheveux : 0,85 (RIVM, 2006) Fraction migrant des cheveux au cuir chevelu : 0,1 (RIVM, 2006) Fréquence : 1,5 fois/j	Exposition cutanée – adulte âgé de 19 ans ou plus : $5,1 \times 10^{-3}$ mg/kg p.c./j
Produit de soins personnels, rouge à lèvres ou hydratant pour les lèvres (cosmétique)	Exposition orale (mg/kg p.c./j) = quantité de produit (mg) * concentration (%) * fréquence d'utilisation (nb fois/j) / poids corporel (kg) Population : 2 à 3 ans Poids corporel : 15 kg Concentration : 6,68 % Mn Quantité de produit : 22 mg Fréquence d'utilisation : 1 fois/j	Exposition orale – 2 à 3 ans : $9,8 \times 10^{-2}$ mg/kg p.c./j

Scénario	Modèle et paramètres d'entrée	Exposition
Produit de soins personnels, produit de blanchiment des dents (cosmétique) Scénario sentinelle couvrant les dentifrices (PSN) et les INM dans les suppléments de minéraux (PSN)	Exposition orale (mg/kg p.c./j) = quantité de produit (mg) * concentration (%) * fréquence d'utilisation (nb fois/j) / poids corporel (kg) Population : adulte Poids corporel : 74 kg Concentration : 0,077 % Mn Quantité de produit : 80 mg Fréquence d'utilisation : 2,5 fois/j	Exposition orale – adulte âgé de 19 ans ou plus : $2,1 \times 10^{-3}$ mg/kg p.c./j
Produit de soins personnels, supplément de minéraux (PSN – IM)	Exposition orale (mg/kg p.c./j) = dose (mg) * fréquence d'utilisation (nb fois/j) / poids corporel (kg) Population : adulte Poids corporel : 74 kg Dose : 25 mg Mn (par comprimé) Fréquence d'utilisation : 6 comprimés/j (2 comprimés, 3 fois par jour)	Exposition orale – adulte âgé de 19 ans ou plus : 2,0 mg/kg p.c./j
Produit de soins personnels, supplément de multivitamines/minéraux – dose maximale indiquée dans la monographie de Santé Canada (PSN – IM)	Exposition orale (mg/kg p.c./j) = dose (mg) * fréquence d'utilisation (nb fois/j) / poids corporel (kg) Population : adulte Poids corporel : 74 kg Dose : 9 mg Mn Fréquence d'utilisation : 1 fois/j	Exposition orale – adulte âgé de 19 ans ou plus : $1,2 \times 10^{-1}$ mg/kg p.c./j
Produits de soins personnels, supplément de multivitamines/minéraux (PSN – IM)	Exposition orale (mg/kg p.c./j) = dose (mg) * fréquence d'utilisation (nb fois/j) / poids corporel (kg) Population : 1 an Poids corporel : 11 kg Dose : 1 mg Mn Fréquence d'utilisation : 1 comprimé/j	Exposition orale – 1 an : $9,1 \times 10^{-2}$ mg/kg p.c./j

Abréviations : p.a., principe actif; p.c., poids corporel; Mn, manganèse; IM, ingrédient médicamenteux; PSN, produit de santé naturel; INM, ingrédient non médicamenteux; MVL, médicament sans ordonnance; FPS, facteur de protection solaire.

Tableau F-2. Exposition par inhalation au manganèse à partir de produits disponibles aux consommateurs

Scénario	Modèle et paramètres d'entrée	Exposition
Produit ménager, vaporisateur anti-odeurs à gâchette	ConsExpo Web v1.1.0 (2021) Fiche d'information : assainisseurs d'air, désodorisant textile, vaporisateur à gâchette pour tissus d'intérieur, vaporisation de meubles avec des substances non volatiles – utilisateurs adultes Modèle : inhalation, exposition à la substance en vaporisateur, vaporisation Concentration : 0,1 % Mn Fréquence d'exposition : 0,14 fois/j (=52 fois/an) Taux de production massique : 1,7 g/s Durée de la vaporisation : 0,167 minute Durée de l'exposition : 240 minutes Volume de la pièce : 58 m³ Hauteur de la pièce : 2,5 m Taux de renouvellement d'air : 0,5/h Fraction en suspension dans l'air : 0,018 Masse volumique non volatile : 1,13 g/cm³ Diamètre maximal des particules inhalées : 3,5 µm Diamètre des aérosols : distribution log-normale Diamètre médian : 2 µm Coefficient de variation arithmétique : 0,39 Taille maximale : 50 µm Vaporisation vers la personne : non	Adulte : Concentration atmosphérique (exposition continue) dans les PM_{3,5} : $4,0 \times 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$
Peinture, aérosol	ConsExpo Web v1.1.0 (2021) Fiche d'information : produits de peinture, peinture en aérosol, bombe aérosol Modèle : exposition à la substance en vaporisateur, vaporisation Population : adulte Concentration : 1,2 % Mn Fréquence d'exposition : 2 fois/an Quantité de produit : 340 g Durée de la vaporisation : 13 minutes (en fonction de la taille de la bombe, 340 g) Durée de l'exposition : 20 minutes	Adulte : Concentration atmosphérique (exposition continue) dans les PM_{3,5} : $8,4 \times 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$

Scénario	Modèle et paramètres d'entrée	Exposition
	Volume de la pièce : 90 m³ (pour un garage pour 2 voitures) Hauteur de la pièce : 2,25 m Volume du nuage de particules : s.o. Taux de renouvellement d'air : 1,5/h Taux de production massique : 0,45 g/s Fraction en suspension dans l'air : 0,7 Masse volumique non volatile : 1,5 g/cm³ Diamètre maximal des particules inhalées : 3,5 µm Diamètre des aérosols : distribution log-normale Diamètre médian : 15,1 µm Coefficient de variation arithmétique : 1,2 Taille maximale : 50 µm Vaporisation vers la personne : non	
Peinture, pistolet sous pression d'air	Population : adulte Concentration atmosphérique (µg/m³) = valeur unitaire d'exposition par inhalation (MPT sur 8 h mg/m³/lb p.a.) * conversion 1000 µg/mg * volume de peinture (mL/j) * masse volumique (g/mL) * facteur de conversion (0,0022 lb/g) * concentration (%) * (8 h/24 h) * fréquence (nb fois/an) Exposition unitaire : inhalation d'une moyenne pondérée dans le temps (MPT) sur 8 h de 0,0154 mg/m³/lb p.a. (valeur calculée avec Parallel Particle Impactor [PPI] – fraction inhalable) (US EPA, 2019) Volume de peinture : 56,7 L = 56 700 mL (Santé Canada, 2020a) Masse volumique : 1,5 g/mL (RIVM, 2007b) Facteur de conversion : 0,0022 lb/g Concentration : 0,87 % Mn Fréquence : 4 j/365 j (moyenne) (US EPA, 2011b; Santé Canada, 2020a)	Adulte : Concentration atmosphérique (exposition continue), fraction inhalable : $9,2 \times 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$
Produit de soins personnels, fixatif en aérosol (cosmétique)	ConsExpo Web v1.1.0 (2021) Fiche d'information : cosmétiques, cosmétiques pour les cheveux, fixatif	Adulte : Concentration atmosphérique

Scénario	Modèle et paramètres d'entrée	Exposition
Scénario sentinelle couvrant l'exposition par inhalation à partir de parfums pour cheveux en vaporisateur (cosmétique), de colorants capillaires temporaires en aérosol (cosmétique) et de vernis à ongles en aérosol (cosmétique).	Modèle : exposition à la substance en vaporisateur, vaporisation Population : adulte Fréquence d'exposition : 1,49 fois/j (Loretz et coll., 2008; Santé Canada, 2020b) Quantité de produit : 2,58 g (Santé Canada, 2020b) Durée de la vaporisation : 6,45 secondes (en fonction de la quantité de produit de 2,58 g tirée de Santé Canada, 2020b) Concentration : 0,364 % Mn Durée de l'exposition : 5 min Volume de la pièce : 10 m³ Hauteur de la pièce : 2,5 m Volume du nuage de particules : 0,0625 m³ Taux de renouvellement d'air : 2/h Taux de production massique : 0,4 g/s Fraction en suspension dans l'air : 0,2 Masse volumique non volatile : 1,5 g/cm³ Diamètre maximal des particules inhalées : 3,5 µm Diamètre des aérosols : distribution log-normale Diamètre médian : 46,5 µm Coefficient de variation arithmétique : 2,1 Taille maximale : 50 µm Vaporisation vers la personne : oui	(exposition continue) dans les PM_{3,5} : $3,2 \times 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$
Produit de soins personnels, poudre libre – maquillage pour le visage (cosmétique)	Population : 4 ans à adulte Algorithme : Concentration de manganèse dans l'air par événement ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) = concentration atmosphérique dans les PM₄ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) * concentration de Mn dans le produit (%) Concentration quotidienne moyenne dans l'air (mg/m^3) = concentration dans l'air par événement ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) * durée de l'exposition (min) * fréquence (nb fois/j) / 1 440 min/j Concentration atmosphérique moyenne dans les PM₄ : $1,36 \times 10^3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Anderson et coll., 2017; Rasmussen et coll., 2019)	4 ans à adulte : Concentration atmosphérique (exposition continue) dans les PM₄ : $4,1 \times 10^{-1} \mu\text{g}/\text{m}^3$

Scénario	Modèle et paramètres d'entrée	Exposition
	Concentration : 8,68 % Mn Durée de l'exposition : 5 min ^a (RIVM, 2006; US EPA, 2011b) Fréquence : 1 fois/j	
Produit de soins personnels, poudre libre – maquillage pour le visage contenant un FPS (PSN – INM)	Population : 4 ans à adulte Algorithme : Concentration de manganèse dans l'air par événement ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) = concentration atmosphérique dans les PM ₄ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) * concentration de Mn dans le produit (%) Concentration quotidienne moyenne dans l'air (mg/m^3) = concentration dans l'air par événement ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) * durée de l'exposition (min) * fréquence (nb fois/j) / 1 440 min/j Concentration atmosphérique moyenne dans les PM ₄ : $1,36 \times 10^3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Anderson et coll., 2017; Rasmussen et coll., 2019) Concentration : 1,11 % Mn Fréquence d'utilisation : 1 fois/j	4 ans à adulte : Concentration atmosphérique (exposition continue) dans les PM ₄ : $5,3 \times 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$
Produit de soins personnels, poudre libre – maquillage pour le corps (cosmétique) Scénario sentinelle couvrant l'exposition par inhalation à partir de shampoings secs en poudre libre (cosmétique), d'ombres à paupières en poudre libre (cosmétique), de vernis à ongles en poudre libre (cosmétique) et du versement de produits pour le bain en poudre (cosmétique).	Population : 4 ans à adulte Algorithme : Concentration de manganèse dans l'air par événement ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) = concentration atmosphérique moyenne dans les PM ₄ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) * concentration de Mn dans le produit (%) Concentration quotidienne moyenne dans l'air (mg/m^3) = concentration dans l'air par événement ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) * durée de l'exposition (min) * fréquence (nb fois/j) / 1 440 min/j Concentration atmosphérique moyenne dans les PM ₄ : $1,36 \times 10^3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Anderson et coll., 2017; Rasmussen et coll., 2019) Concentration : 0,67 % Mn Durée de l'exposition : 5 min ^a (RIVM, 2006; US EPA, 2011b) Fréquence d'utilisation : 1 fois/j	4 ans à adulte : Concentration atmosphérique (exposition continue) dans les PM ₄ : $3,2 \times 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$

Abréviations : PSN, produit de santé naturel; INM, ingrédient non médicamenteux; PM₄, matière particulaire de diamètre aérodynamique médian inférieur à 4 µm; FPS, facteur de protection solaire.

^a Une durée d'exposition de 5 min/application correspond au temps passé dans la salle de bains (RIVM, 2006; US EPA, 2011b). Elle tient compte de la durée de vie (environ 1 minute) du nuage de particules mesurée par Rasmussen et coll. (2019), de la durée moyenne d'échantillonnage (6 minutes) tirée d'Anderson et coll. (2017) et de la formation de nuages de particules secondaires quand l'utilisateur est dans la salle de bains.