



Évaluation

Groupe des halogénures d'alkyle

Numéros au registre du Chemical Abstracts Service

74-96-4

75-00-3

106-94-5

156-60-5

**Environnement et Changement climatique Canada
Santé Canada**

Avril 2026

N° de cat. : En84-399/2025F-PDF

ISBN : 978-0-660-79492-1

À moins d'avis contraire, il est interdit de reproduire le contenu de cette publication, en totalité ou en partie, à des fins de diffusion commerciale sans avoir obtenu au préalable la permission écrite de l'administrateur du droit d'auteur d'Environnement et Changement climatique Canada. Si vous souhaitez obtenir du gouvernement du Canada les droits de reproduction du contenu à des fins commerciales, veuillez demander l'affranchissement du droit d'auteur de la Couronne en communiquant avec :

Environnement et Changement climatique Canada

Centre de renseignements à la population

Édifice Place Vincent Massey

351 boulevard Saint-Joseph

Gatineau (Québec) K1A 0H3

Téléphone : 819-938-3860

Ligne sans frais : 1-800-668-6767 (au Canada seulement)

Courriel : enviroinfo@ec.gc.ca

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre
de l'**Environnement et du Changement climatique**, 20XX

Also available in English

Sommaire

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 évalué quatre substances formant le « groupe des halogénures d'alkyle » par lequel elles sont appelées dans le Plan de gestion des produits chimiques. Le tableau ci-dessus présente leur numéro au registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS¹), leur nom sur la Liste intérieure des substances (LIS) et leur nom commun. Le bromoéthane et le chloroéthane ont été jugés prioritaires pour une évaluation, conformément au paragraphe 73(1) de la LCPE.

Substances du groupe des halogénures d'alkyle

| N° CAS | Nom sur la LIS | Nom commun |
|----------|----------------------|--------------------------------|
| 74-96-4 | Bromoéthane | Bromoéthane |
| 75-00-3 | Chloroéthane | Chloroéthane |
| 106-94-5 | 1-Bromopropane | 1-Bromopropane |
| 156-60-5 | 1,2-Dichloroéthylène | <i>trans</i> -Dichloroéthylène |

Toutes les substances du groupe des halogénures d'alkyle sur le marché sont synthétisées. De plus, le bromoéthane et le 1-bromopropane sont présents à l'état naturel. D'après les renseignements reçus en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE, entre 1000 kg et 10 000 kg de 1-bromopropane auraient été fabriqués au Canada en 2008. Aucune activité de fabrication n'a été déclarée pour les autres substances. Les importations de bromoéthane, de chloroéthane et de 1-bromopropane au Canada ont été déclarées en quantités totales allant jusqu'à 1 000 000 kg en 2008, et celles de *trans*-dichloroéthylène en une quantité de 382 744 kg en 2011. Trois des quatre substances du groupe des halogénures d'alkyle, soit le chloroéthane, le 1-bromopropane et le *trans*-dichloroéthylène, peuvent être présents dans un ou plusieurs produits de consommation, notamment les nettoyants ou les dégraissants en liquide ou en aérosol, les liquides d'allumage à pulvériser (dispositif de démarrage du moteur), les produits pour la vidange du fluide frigorigène des climatiseurs d'automobiles, les aérosols de démoulage pour moules en silicone, les mousses isolantes en aérosol et les encrivores en aérosol pour tissus.

Les risques pour l'environnement associés aux substances du groupe des halogénures d'alkyle ont été caractérisés à l'aide de l'approche de classification du risque écologique (CRE) des substances organiques, une méthode fondée sur le risque qui tient compte de plusieurs paramètres liés au danger et à l'exposition, et qui pondère les divers éléments de preuve pour établir le classement du risque. Les profils de danger reposent principalement sur des paramètres liés au mode d'action toxique, à la réactivité chimique, aux seuils de toxicité interne établis en fonction du réseau trophique, à la

¹ Le numéro au registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou rediffusion, sauf si elle est requise pour satisfaire à des exigences réglementaires et/ou pour établir des rapports destinés au gouvernement du Canada lorsque des renseignements ou des rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans l'autorisation écrite de l'American Chemical Society.

biodisponibilité et à l'activité chimique et biologique. Parmi les paramètres pris en compte dans les profils d'exposition, il y a le taux d'émission potentielle, la persistance globale et le potentiel de transport à grande distance. Une matrice de risques a été employée pour attribuer aux substances un niveau de préoccupation faible, moyen ou élevé, fondé sur leurs profils de danger et d'exposition. La CRE a permis de déterminer qu'il est peu probable que les substances du groupe des halogénures d'alkyle causent des effets nocifs pour l'environnement.

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente évaluation, les quatre substances du groupe des halogénures d'alkyle présentent un faible risque de causer des effets nocifs pour l'environnement. Il a été conclu que le bromoéthane, le chloroéthane, le 1-bromopropane et le *trans*-dichloroéthylène ne satisfont pas aux critères énoncés aux alinéas 64a) et b) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

Le risque posé par les substances du groupe des halogénures d'alkyle pour la santé humaine a été caractérisé à l'aide des renseignements dont on disposait relativement aux effets sur la santé et à l'exposition. Pour caractériser les effets sur la santé, on s'est basé sur les évaluations réalisées par l'Organisation mondiale de la santé, l'Organisation de coopération et de développement économiques, le Centre international de recherche sur le cancer et l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis.

La population générale du Canada peut être exposée au bromoéthane principalement par l'air intérieur et l'air ambiant. Le bromoéthane ne devrait pas être présent dans les produits de consommation. En ce qui concerne cette substance, on a établi les effets critiques comme étant la métaplasie de l'épithélium olfactif (dans la cavité nasale) et le cancer. Compte tenu du risque prévisible accru de cancer à vie découlant de l'exposition à l'air, le cancer ne devrait pas présenter un risque préoccupant pour la santé. Les marges entre les estimations de l'exposition et les effets critiques autres que cancérogènes observés dans les études sur les animaux ont été jugées suffisantes pour compenser les incertitudes dans les bases de données sur l'exposition et les effets sur la santé.

La population générale du Canada pourrait être exposée au chloroéthane par l'air intérieur et l'air ambiant, principalement, et par l'utilisation de liquides d'allumage en aérosol. En ce qui concerne cette substance, on a établi les effets critiques comme étant la toxicité pour le développement et le cancer. Compte tenu du risque prévisible accru de cancer à vie découlant de l'exposition à l'air, le risque de cancer ne devrait pas être préoccupant. Les marges entre les estimations de l'exposition et les effets critiques autres que cancérogènes observés dans les études chez les animaux ont été jugées suffisantes pour compenser les incertitudes dans les bases de données sur l'exposition et les effets sur la santé.

La population générale du Canada peut être exposée au 1-bromopropane principalement par l'air intérieur ainsi que par les aérosols de démoulage pour moules en silicone, les nettoyeurs en aérosol pour appareils électriques, les produits pour la vidange du fluide frigorigène des climatiseurs d'automobiles et les encrivoires en aérosol pour tissus, et la principale voie d'exposition étant l'inhalation. En ce qui concerne cette substance, on a établi les effets critiques comme étant la cancérogénicité, la toxicité pour le développement et la neurotoxicité. Compte tenu du risque prévisible accru de cancer à vie découlant de l'exposition à la substance dans l'air, le risque de cancer ne devrait pas être préoccupant. Les marges entre les concentrations estimatives de l'exposition et celles entraînant des effets critiques autres que cancérogènes observés dans les études sur les animaux ont été jugées potentiellement insuffisantes pour compenser les incertitudes dans les bases de données sur l'exposition et les effets sur la santé. En particulier, les marges entre les concentrations estimatives de l'exposition et les effets sur le développement découlant de l'utilisation d'aérosols de démoulage en silicone, de nettoyeurs en aérosol pour appareils électriques, de produits pour la vidange du fluide frigorigène des climatiseurs d'automobiles et d'encrivoires en aérosol pour tissus devraient présenter un risque pour la santé.

La population générale du Canada peut être exposée au *trans*-dichloroéthylène principalement par l'air intérieur et l'air ambiant, et par l'utilisation de détachants pour tissus. L'immunotoxicité du *trans*-dichloroéthylène a été considérée comme l'effet critique de l'exposition chronique, tandis que les effets sur le développement ont été considérés comme les effets critiques de l'exposition aiguë. Les marges entre les concentrations estimatives de l'exposition et celles entraînant des effets critiques autres que cancérogènes observés dans les études sur les animaux ont été jugées suffisantes pour compenser les incertitudes dans les bases de données sur l'exposition et les effets sur la santé.

Dans l'évaluation des risques pour la santé humaine, les groupes de la population vivant au Canada qui, en raison d'une sensibilité ou d'une exposition accrue, pourraient être plus vulnérables aux effets nocifs pour la santé, ont été pris en compte. Le risque de sensibilité accrue pendant la reproduction et le développement, ainsi que le risque pour les personnes vivant à proximité d'installations industrielles ou commerciales utilisant du bromoéthane et du chloroéthane (notamment les communautés des Premières Nations) ont été évalués et l'exposition selon l'âge a été estimée. En général, il a été établi que les nourrissons et les enfants pouvaient être plus exposés aux quatre halogénures d'alkyle que les adultes. Tous ces sous-groupes de la population ont été pris en compte dans l'évaluation des dangers pour la santé humaine.

À la lumière des renseignements figurant dans la présente d'évaluation, il a été conclu que le 1-bromopropane satisfait au critère du paragraphe 64c) de la LCPE, car il pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie et la santé humaines.

Toutefois, il a été conclu que le bromoéthane, le chloroéthane et le trans-dichloroéthylène ne satisfont pas au critère énoncé à l'alinéa 64c) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il est conclu que le 1-bromopropane satisfait un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE et que le bromoéthane, le chloroéthane et le trans-dichloroéthylène ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Table des matières

| | |
|---|------------------------------|
| Sommaire | Error! Bookmark not defined. |
| 1. Introduction | 1 |
| 2. Identité des substances | 3 |
| 3. Propriétés physiques et chimiques | 4 |
| 4. Sources et utilisations | 5 |
| 5. Devenir et comportement dans l'environnement | 7 |
| 5.1 Persistance dans l'environnement | 7 |
| 5.2 Potentiel de bioaccumulation | 7 |
| 6. Potentiel de causer des effets nocifs pour l'environnement..... | 7 |
| 6.1 Caractérisation des risques pour l'environnement | 7 |
| 7. Potentiel de causer des effets nocifs pour la santé humaine | 10 |
| 7.1 Bromoéthane | 10 |
| 7.2 Chloroéthane | 15 |
| 7.3 1-Bromopropane | 23 |
| 7.4 Trans-dichloroéthylène | 33 |
| 8. Conclusion..... | 41 |
| Bibliographie | 42 |
| Annexe A. Concentrations des substances du groupe des halogénures d'alkyle mesurées dans l'air au Canada..... | 48 |
| Annexe B. Calcul du risque de cancer associé au bromoéthane, au chloroéthane et au 1-bromopropane | 58 |
| Annexe C. Estimation des expositions humaines par inhalation et par voie cutanée dues aux produits de consommation - Scénarios Sentinelles | 63 |
| Annexe D. Estimation de la dose quotidienne due à l'exposition par inhalation au <i>trans</i>-dichloroéthylène dans l'air | 68 |

Liste des tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau 1-1. Substances du groupe des halogénures d'alkyle ou d'aryle qui ont été évaluées par d'autres approches..... | 2 |
| Tableau 2-1. Identité des substances..... | 4 |
| Tableau 3-1. Valeurs expérimentales ou estimatives des principales propriétés physiques et chimiques d'halogénures d'alkyle | 4 |
| Tableau 4-1. Résumé des renseignements sur la production et les importations annuelles canadiennes du groupe des halogénures d'alkyle fournis en réponse aux enquêtes menées conformément à l'article 71 de la LCPE | 5 |
| Tableau 4-2. Résumé des utilisations des substances du groupe des halogénures d'alkyle au Canada, présentées en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE | 6 |
| Tableau 6-1. Résultats de la Classification des risques pour l'environnement pour les quatre substances du groupe des halogénures d'alkyle | 9 |
| Tableau 7-1. Valeurs pertinentes d'exposition et de danger associées au bromoéthane, ainsi que les marges d'exposition, pour la détermination des risques d'effets sur la santé non cancérogènes..... | 14 |
| Tableau 7-2. Sources d'incertitudes dans la caractérisation des risques..... | 15 |
| Tableau 7-3. Estimation de l'exposition au chloroéthane par voie cutanée et par voie respiratoire lors de l'utilisation de produits de consommation | 17 |
| Tableau 7-4. Valeurs d'exposition et de danger pertinentes pour le chloroéthane, ainsi que les ME obtenues, pour la détermination de risques d'effets sur la santé non cancérogènes | 21 |
| Tableau 7-5. Sources d'incertitudes dans la caractérisation des risques..... | 22 |
| Tableau 7-6. Estimation de l'exposition par voie cutanée au 1-bromopropane due à l'utilisation de produits de consommation | 24 |
| Tableau 7-7. Estimation des expositions par inhalation au 1-bromopropane dues à l'utilisation de produits de consommation | 25 |
| Tableau 7-8. Valeurs pertinentes d'exposition au 1-bromopropane et les dangers associés, ainsi que les marges d'exposition associées (ME) permettant d'établir les risques d'effets non cancérogènes | 31 |
| Tableau 7-9. Sources d'incertitudes dans la caractérisation des risques..... | 33 |
| Tableau 7-10. Estimation de l'exposition par voie cutanée et par inhalation au <i>trans</i> -dichloroéthylène due à l'utilisation de produits de consommation | 36 |
| Tableau 7-11. Valeurs pertinentes de l'exposition au <i>trans</i> -dichloroéthylène et des dangers associés, ainsi que les marges d'exposition (ME) permettant d'établir les risques autres que cancérogènes | 39 |
| Tableau 7-12. Sources d'incertitudes dans la caractérisation des risques..... | 40 |

1. Introduction

En vertu des articles 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 quatre des huit substances appelées collectivement le groupe des halogénures d'alkyle ou d'aryle, dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques, pour déterminer si ces quatre substances présentent ou peuvent présenter un risque pour l'environnement et la santé humaine. Trois de ces quatre substances ont été jugées prioritaires pour une évaluation, car elles répondaient aux critères de catégorisation ou ont été considérées comme telles par d'autres mécanismes (ECCC, SC [modifié en 2017]). Une des substances de ce groupe, le *trans*-dichloroéthylène (n° CAS² 156-60-5), ne répondait pas aux critères de catégorisation. Cependant, elle a été intégrée à la présente évaluation, car elle a été jugée prioritaire selon l'approche prise en compte dans la présente évaluation pour l'Identification des priorités d'évaluation des risques (ECCC, SC, 2015).

Les quatre autres substances du groupe des halogénures d'alkyle ou d'aryle (

Tableau 1-1) sont des halogénures d'aryle qui ont été pris en compte dans le document sur l'approche scientifique : classification du risque écologique (CRE) des substances organiques (ECCC, 2016a), et dans le document sur l'approche scientifique intitulé Approche fondée sur le seuil de préoccupation toxicologique (SPT) pour certaines substances (Santé Canada, 2016) ou dans l'Évaluation préalable rapide des substances pour lesquelles l'exposition de la population générale est limitée (ECCC, SC, 2018a), et ont été jugées peu préoccupantes pour la santé humaine et l'environnement. C'est pourquoi il n'en est plus question dans le reste du présent rapport. Les conclusions concernant ces quatre substances sont présentées dans les rapports d'évaluation énumérés ci-dessous (**Error! Reference source not found.**). Les quatre substances abordées dans le présent rapport d'évaluation seront ci-après appelées substances du groupe des halogénures d'alkyle.

² Le numéro au registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou rediffusion, sauf si elle est requise pour satisfaire à des exigences réglementaires et/ou pour établir des rapports destinés au gouvernement du Canada lorsque des renseignements ou des rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans l'autorisation écrite de l'American Chemical Society.

Tableau 1-1. Substances du groupe des halogénures d'alkyle ou d'aryle qui ont été évaluées par d'autres approches

| N° CAS | Nom sur la LIS | Approche utilisée pour évaluer la substance | Références |
|----------|---------------------------|---|-----------------|
| 74-88-4 | Iodométhane | CRE/Examen préalable rapide | ECCC, SC, 2018a |
| 77-47-4 | Hexachlorocyclopentadiène | CRE/SPT | ECCC, SC, 2018b |
| 126-99-8 | 2-Chlorobuta-1,3-diène | CRE/Examen préalable rapide | ECCC, SC, 2018a |
| 630-20-6 | 1,1,1,2-Tétrachloroéthane | CRE/Examen préalable rapide | ECCC, SC, 2018a |

Les risques pour l'environnement associés aux substances du groupe des halogénures d'alkyle ont été caractérisés au moyen de l'approche de CRE (ECCC, 2016a). La CRE décrit les dangers associés à une substance au moyen de paramètres clés, dont le mode d'action toxique, la réactivité chimique, les seuils de toxicité interne établis en fonction du réseau trophique, la biodisponibilité, ainsi que l'activité chimique et biologique, et tient compte de l'exposition possible des organismes dans les milieux aquatique et terrestre, en fonction de facteurs tels que les taux d'émission potentielle, la persistance globale et le potentiel de transport à grande distance dans l'air. On a combiné les divers éléments de preuve afin d'identifier les substances nécessitant une évaluation plus poussée de leur potentiel de causer des effets nocifs pour l'environnement ou présentant une faible probabilité de causer des effets nocifs pour l'environnement.

Dans l'évaluation des risques pour la santé humaine, les quatre substances du groupe des halogénures d'alkyle ont été examinées séparément. Les substances du groupe des halogénures d'alkyle évaluées ici ont fait l'objet d'évaluations menées par des instances étrangères dans le cadre des Rapports d'évaluation initiale (SIAR) sur l'Ensemble de données de dépistage (EDD) du Programme sur les substances à volume de production élevé de l'Organisation pour la coopération et le développement économiques (OCDE), par le Programme de sécurité chimique de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS), l'Environment Protection Agency des États-Unis (US EPA), et le Centre International de recherche sur le cancer (CIRC). Ces évaluations sont soumises à un examen rigoureux (notamment par les pairs) et à une approbation. Pour caractériser les effets sur la santé dans le cadre de la présente évaluation de ces substances, on a utilisé les Résumés succincts internationaux sur l'évaluation des risques chimiques de l'OMS, les SIAR de l'OCDE sur l'EDD, les monographies du CIRC et les évaluations de l'US EPA.

Dans la présente évaluation, on a tenu compte des données sur les propriétés chimiques, le devenir dans l'environnement, les dangers, les utilisations et les expositions, notamment les données supplémentaires présentées par les intervenants. On a recensé les données pertinentes jusqu'en décembre 2022. Toutefois, on a également mentionné les études ou les renseignements plus récents que des pairs à

l'interne ou de l'étranger ont fournis. On a employé des données empiriques tirées d'études de premier plan et des résultats de modélisations pour formuler nos conclusions. Lorsqu'elle était accessible et pertinente, l'information présentée dans les rapports d'évaluations menées par d'autres instances a été prise en compte.

Le présent rapport d'évaluation a été préparé par le personnel du Programme d'évaluation des risques de la LCPE employé à Santé Canada et à Environnement et Changement climatique Canada. Il comprend les contributions provenant d'autres programmes de ces deux ministères. Le volet de l'évaluation des risques pour l'environnement repose sur le document de la Classification du risque écologique (publié le 30 juillet 2016), qui a fait l'objet d'un examen externe par les pairs et d'une consultation publique de 60 jours. Par ailleurs, l'ébauche de la présente évaluation (publiée le 5 mars 2022) a été soumise à une consultation publique de 60 jours. Même si les commentaires de l'externe ont été pris en compte, Santé Canada et Environnement et Changement climatique Canada demeurent responsables du contenu définitif et des conclusions de la présente évaluation.

Les évaluations sont axées sur des renseignements essentiels pour déterminer si les substances examinées satisfont aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE. Pour ce faire, les renseignements scientifiques, notamment des données, le cas échéant, sur les sous-groupes de la population qui pourraient être plus sensibles ou davantage exposés, les milieux vulnérables et les effets cumulatifs³, ont été examinés selon une approche fondée sur le poids de la preuve et le principe de précaution⁴. Dans le présent rapport d'évaluation, les renseignements essentiels et les éléments sur lesquels reposent les conclusions sont présentés.

2. Identité des substances

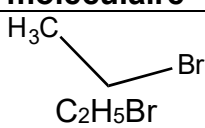
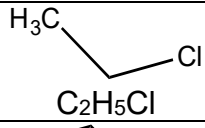
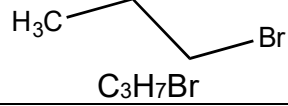
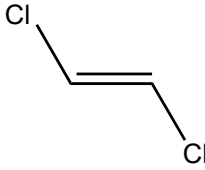
Le Tableau 2-1 ci-dessous présente le numéro au registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS), le nom sur la Liste intérieure des substances (LIS), le ou les noms

³ Il est possible que la prise en compte des effets cumulatifs au titre de la LCPE nécessite une analyse, une caractérisation et une quantification des risques combinés pour la santé humaine ou l'environnement découlant de l'exposition à plusieurs substances chimiques.

⁴ Pour déterminer si un ou plusieurs des critères de l'article 64 de la LCPE sont satisfaits, on évalue les risques qu'il pourrait y avoir pour l'environnement et/ou la santé humaine associés à l'exposition dans l'environnement général. Pour les humains, cela comprend l'exposition à la substance par l'air ambiant et intérieur, l'eau potable, les denrées alimentaires et les produits disponibles aux consommateurs. Une conclusion formulée conformément à la LCPE n'est pas utile à une évaluation fondée sur les critères de danger précisés dans le *Règlement sur les produits dangereux*, lequel fait partie du cadre réglementaire du Système d'information sur les matières dangereuses au travail (SIMDUT), qui concerne les produits utilisés dans un cadre professionnel. De même, une conclusion fondée sur les critères énoncés à l'article 64 de la LCPE n'empêche pas de prendre des mesures en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

communs, la structure chimique et le poids moléculaire de chaque substance du groupe des halogénures d'alkyle.

Tableau 2-1. Identité des substances

| N° CAS | Nom sur la LIS (nom commun) | Structure chimique et formule moléculaire ^a | Masse moléculaire (g/mol) ^a |
|----------|----------------------------------|---|--|
| 74-96-4 | Bromoéthane |  C ₂ H ₅ Br | 108,97 |
| 75-00-3 | Chloroéthane (chlorure d'éthyle) |  C ₂ H ₅ Cl | 64,51 |
| 106-94-5 | 1-Bromopropane |  C ₃ H ₇ Br | 122,99 |
| 156-60-5 | <i>trans</i> -Dichloroéthylène |  C ₂ H ₂ Cl ₂ | 96,94 |

^a Les données proviennent de ChemIDplus (2018).

3. Propriétés physiques et chimiques

Une synthèse des principales propriétés physiques et chimiques des substances du groupe des halogénures d'alkyle est présentée dans le Tableau 3-1. D'autres propriétés physiques et chimiques sont indiquées dans ECCC (2016 b).

Tableau 3-1. Valeurs empiriques ou estimatives des principales propriétés physiques et chimiques d'halogénures d'alkyle

| Nom commun | Pression de vapeur (Pa) ^{a,b,c} | Constante de la loi d'Henry (Pa m ³ /mol) ^{a,b,c} | Solubilité dans l'eau (mg/l) ^{a,b,c} | log K _{oe} (sans dimension) ^{a,b} |
|--------------------------------|--|---|---|---|
| Bromoéthane | 62 262 | 750 ^d | 9 000 | 1,61 |
| Chloroéthane | 134 389 ^e | 1 125 ^f | 6 710 | 1,43 |
| 1-Bromopropane | 14 772 ^e | 742 ^{d,e} | 2 450 ^e | 2,1 |
| <i>trans</i> -Dichloroéthylène | 44 130 ^d | 950 ^f | 4 520 | 2,09 |

Abréviation : K_{oe}= coefficient de partage octanol-eau

^a Données de l'EPA des États-Unis (2012), sauf indication contraire

^b Basé sur des données empiriques, sauf indication contraire

^c Mesure effectuée à 25 °C, sauf indication contraire

^d La valeur a été obtenue par extrapolation parce que celle de la mesure empirique se trouve hors de la plage de températures indiquée

^e Source : Environmental Protection Agency des États-Unis (US EPA, 2020); mesure à 20 °C

^f Mesure à 24 °C

4. Sources et utilisations

Le bromoéthane et le 1-bromopropane sont tous deux d'origine naturelle et sont produits par des algues (HSDB, 2005a,b). Le bromoéthane peut également être libéré dans l'environnement parmi les gaz volcaniques (HSDB, 2005a). Toutes les substances du groupe des halogénures d'alkyle sont synthétisées à des fins commerciales et elles ont été visées par des enquêtes menées conformément à l'article 71 de la LCPE (Canada, 2009, 2012). Le Tableau 4-1 présente une synthèse des renseignements déclarés sur les quantités totales fabriquées et importées des substances du groupe des halogénures d'alkyle.

Tableau 4-1. Synthèse des renseignements sur la fabrication et les importations annuelles canadiennes des substances du groupe des halogénures d'alkyle fournis en réponse aux enquêtes menées conformément à l'article 71 de la LCPE

| Nom commun | Quantité fabriquée totale ^a (kg) | Quantité importée totale ^a (kg) | Année de déclaration | Référence de l'enquête |
|--------------------------------|---|--|----------------------|------------------------|
| Bromoéthane | ND | 10 000 - 100 000 | 2008 | Canada, 2009 |
| Chloroéthane | ND | 100 000 - 1 000 000 | 2008 | Canada, 2009 |
| 1-Bromopropane | 1 000 - 10 000 | 105 600 - 256 200 | 2008 | Canada, 2009 |
| <i>trans</i> -Dichloroéthylène | ND | 382 744 | 2011 | Canada, 2012 |

Abréviations : ND = aucune valeur déclarée au-delà du seuil de déclaration de 100 kg.

^a Les valeurs sont les quantités déclarées en réponse aux enquêtes menées conformément à l'article 71 de la LCPE (Canada, 2009, 2012). Veuillez consulter les enquêtes pour connaître les inclusions et les exclusions qui s'y rapportent (annexes 2 et 3).

Le site Web de ChemView a indiqué que le volume de production nationale (année de déclaration 2015) de 1-bromopropane aux États-Unis se situait entre 10 000 000 et 50 000 000 livres (environ 4 500 000 à 22 500 000 kg), et celui du *trans*-dichloroéthylène, entre 1 000 000 et 10 000 000 livres (environ 450 000 à 4 500 000 kg) (US EPA, 2018a).

Le Tableau 4-2 présente une synthèse des principales utilisations (notamment les utilisations commerciales et celles faites par les consommateurs) des substances du groupe des halogénures d'alkyle, selon les renseignements fournis dans le cadre des enquêtes menées conformément à l'article 71 de la LCPE (Canada, 2009, 2012).

Tableau 4-2. Synthèse des utilisations des substances du groupe des halogénures d'alkyle au Canada, présentées en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE

| Principales utilisations ^a | Bromoéthane | Chloroéthane | 1-Bromo-propane | <i>Trans</i> -dichloro-éthylène |
|---------------------------------------|-------------|--------------|-----------------|---------------------------------|
| Nettoyage et entretien du mobilier | N | N | O | O |
| Munitions | N | N | O | N |
| Lubrifiants et graisses | N | N | O | N |
| Intermédiaire industriel | O | N | N | N |
| Modérateur de procédés pétrochimiques | N | O | N | N |
| Mousses isolantes | N | N | N | O |
| Appareils médicaux | N | N | N | O |
| Dégraissant | N | N | O | N |
| Détergent | N | N | O | N |
| Entretien d'automobile | N | N | O | N |

Abréviations : O = oui, utilisation déclarée pour cette substance; N = non, utilisation non déclarée pour cette substance.

^a Utilisation non confidentielle déclarée en réponse à l'enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE (Canada, 2009, 2012). Veuillez consulter les enquêtes en question pour connaître les inclusions et les exclusions qui s'y rapportent (annexes 2 et 3).

L'examen des fiches de données de sécurité (MSDS) des produits accessibles au public et d'autres renseignements publics n'a permis de relever aucun produit de consommation à base de bromoéthane au Canada. Le chloroéthane peut être présent dans les liquides d'allumage (MSDS, 2017a); le 1-bromopropane peut être présent dans les aérosols de démoulage pour moules en silicone (MSDS, 2016a), les nettoyants en aérosol pour appareils électriques (MSDS, 2017 b), les encrivores en aérosol pour tissus (MSDS, 2015) et, comme solvant, dans les produits pour la vidange du fluide frigorigène des climatiseurs d'automobiles (MSDS, 2017c). Le *trans*-dichloroéthylène peut être présent dans les détachants en poudre pour tissus (MSDS, 2017d) et les nettoyants ou dégraissants pour appareils électriques ou pièces électroniques (MSDS, 2010, 2014), les produits pour la vidange du fluide frigorigène des climatiseurs d'automobiles (MSDS, 2018) et les mousses isolantes en aérosol (MSDS, 2017e). Le 1-bromopropane peut également être utilisé dans le commerce pour le nettoyage à sec (US EPA, 2020). Vivre à proximité d'un nettoyeur à sec peut également constituer une voie d'exposition.

5. Devenir et comportement dans l'environnement

5.1 Persistance dans l'environnement

Selon les modèles utilisés dans la CRE (ECCC, 2016b), le bromoéthane et le 1-bromopropane devraient persister dans l'air, mais pas dans l'eau, les sédiments ou le sol.

Selon les modèles utilisés dans la CRE (ECCC, 2016b), le chloroéthane et le *trans*-dichloroéthylène devraient persister dans l'air, l'eau, les sédiments et le sol. Toutefois, étant donné la pression de vapeur et la constante de la loi d'Henry élevées du chloroéthane et du *trans*-dichloroéthylène, ces substances devraient se volatiliser dans l'air depuis le sol et l'eau.

5.2 Potentiel de bioaccumulation

Compte tenu de leurs faibles K_{oe} et facteurs de bioconcentration (ECCC, 2016b), le bromoéthane, le chloroéthane, le 1-bromopropane et le *trans*-dichloroéthylène ne devraient pas s'accumuler dans les organismes de manière significative.

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

6.1 Caractérisation des risques pour l'environnement

Les risques pour l'environnement associés aux substances du groupe des halogénures d'alkyle ont été caractérisés au moyen de l'approche de la Classification du risque écologique des substances organiques (CRE) (ECCC, 2016a), une approche de classification des risques fondée sur plusieurs paramètres de mesure du danger et de l'exposition et sur l'examen pondéré de multiples éléments de preuve. Cette approche combine les divers éléments de preuve afin de distinguer les substances présentant une puissance élevée ou faible et un potentiel d'exposition élevé ou faible dans divers milieux. Elle réduit l'incertitude globale de la caractérisation des risques par rapport à une approche de caractérisation qui reposerait sur un seul paramètre déterminé dans un seul milieu (par exemple, la concentration létale médiane).

Les données sur les propriétés physico-chimiques, le devenir (demi-vies chimiques dans divers milieux et biotes, coefficients de partage et bioconcentration dans les poissons), l'écotoxicité aiguë pour les poissons et les volumes de produits chimiques importés et fabriqués au Canada ont été extraites de publications scientifiques, de bases de données empiriques accessibles (par exemple, la boîte à outils QSAR de l'OCDE, 2014) et des réponses aux enquêtes menées conformément à l'article 71 de la LCPE ou ont été produites à l'aide de modélisations de la relation (quantitative) structure-activité (QSAR) ou du devenir du bilan massique ou de la bioaccumulation. Ces données ont été utilisées comme entrées dans d'autres modèles de bilan massique ou pour compléter les profils de danger et d'exposition des substances.

Les profils de danger reposent principalement sur des paramètres liés au mode d'action toxique, à la réactivité chimique, aux seuils de toxicité interne établis en fonction du réseau trophique, à la biodisponibilité et à l'activité chimique et biologique. Les profils d'exposition sont également fondés sur de nombreux paramètres, dont les taux d'émission potentielle, la persistance globale et le potentiel de transport à grande distance. Les profils de danger et d'exposition ont été comparés aux critères de décision, permettant ainsi de classer les potentiels de danger et d'exposition de chaque substance organique comme faibles, moyens ou élevés. D'autres règles ont été appliquées (par exemple, cohérence de la classification, marge d'exposition) pour améliorer les classifications préliminaires du danger et de l'exposition.

Une matrice de risques a été utilisée pour attribuer à chaque substance un risque faible, moyen ou élevé, le cas échéant, fondé sur la classification de son danger et de son exposition. Les classements du risque établis au moyen de la CRE ont été vérifiés à l'aide d'une approche en deux étapes. La première étape servait à modifier les résultats de la classification du risque, les faisant passer de moyen ou élevé à faible pour les substances présentant un faible taux d'émission estimatif dans l'eau après le traitement des eaux usées, représentant un faible potentiel d'exposition. La deuxième étape visait à revoir les résultats de la classification du risque faible en fonction de scénarios de risque relativement prudents, à l'échelle locale (c.-à-d. dans la zone à proximité immédiate du point de rejet) et destinés à protéger l'environnement, afin de déterminer si le classement du risque doit être haussé.

La CRE s'appuie sur une approche pondérée afin de réduire au minimum le potentiel de sous-classer et de surclasser le danger, l'exposition et le risque subséquent. Les approches équilibrées pour compenser les incertitudes sont décrites plus en détail dans le document d'ECCC (2016a). Deux des zones d'incertitude les plus importantes sont décrites ci-dessous. Les erreurs dans les valeurs empiriques et modélisées de toxicité aiguë pourraient entraîner des modifications dans le classement du danger, en particulier en ce qui a trait aux paramètres reposant sur les valeurs de résidus dans les tissus (c.-à-d. mode d'action toxique), dont un grand nombre sont des valeurs prédites à partir de modèles QSAR (OCDE, boîte à outils QSAR, 2014). Cependant, l'incidence de cette erreur est atténuée par le fait qu'une surestimation de la létalité médiane conduira à une valeur prudente (protectrice) des résidus dans les tissus, valeur utilisée pour l'analyse des résidus corporels critiques. L'erreur dans la sous-estimation d'une toxicité aiguë sera atténuée par le recours à d'autres paramètres de danger, comme les profils structuraux du mode d'action, de la réactivité et/ou de l'affinité de liaison à l'œstrogène. Les changements ou les erreurs dans les quantités de produits chimiques pourraient entraîner des classements différents de l'exposition, car la classification de l'exposition et du risque varie grandement en fonction du taux d'émission et des quantités utilisées. Les résultats de la CRE représentent donc l'exposition et le risque au Canada, comme déterminés en fonction des quantités actuellement utilisées, et pourraient ne pas représenter les tendances futures.

En outre, il convient de noter que, dans la présente évaluation, l'évaluation du potentiel à causer des effets nocifs pour l'environnement a porté sur chaque substance

séparément. Si l'exposition à plusieurs substances est concomitante, cela pourrait se solder par des effets cumulatifs sur les organismes et présenter un risque plus élevé. Le potentiel de causer des effets cumulatifs et la manière dont ces effets peuvent se manifester dans l'environnement n'ont pas été examinés plus en profondeur puisque ces substances affichent un faible risque écologique lors de la classification selon l'approche CRE, en considérant l'exposition et les dangers écologiques. Les données essentielles et les facteurs à considérer, utilisés pour élaborer les profils propres à chaque substance du groupe des halogénures d'alkyle, ainsi que les résultats de la classification du danger, de l'exposition et du risque, figurent dans l'un des documents d'ECCC (2016 b).

Les classements de danger et d'exposition pour les quatre substances du groupe des halogénures d'alkyle sont présentés dans le Tableau 6-1.

Tableau 6-1. Résultats de la Classification du risque écologique des quatre substances du groupe des halogénures d'alkyle

| Nom commun | Classement du danger selon la CRE | Classement de l'exposition selon la CRE | Classement du risque selon la CRE |
|--------------------------------|-----------------------------------|---|-----------------------------------|
| Bromoéthane | modéré | faible | faible |
| Chloroéthane | modéré | élevé | modéré |
| 1-bromopropane | modéré | faible | faible |
| <i>trans</i> -dichloroéthylène | faible | élevé | faible |

D'après les données prises en compte dans l'approche de CRE, le potentiel d'exposition au bromoéthane et au 1-bromopropane est faible. Le bromoéthane et le 1-bromopropane ont été classés parmi les substances présentant un potentiel de danger modéré de par les alertes structurelles de l'outil QSAR de l'OCDE (2014), qui définissent ces substances comme des ligands potentiels d'ADN et de protéines. Le potentiel de risque écologique du bromoéthane et du 1-bromopropane a été classé faible. Les effets, le cas échéant, et leur façon de se manifester dans l'environnement n'ont pas été étudiés plus en profondeur en raison de la faible exposition à ces substances. Au vu des profils d'emploi actuels, il est peu probable que le bromoéthane et le 1-bromopropane suscitent des préoccupations pour l'environnement au Canada.

D'après les données prises en compte dans la CRE, le potentiel d'exposition du chloroéthane a été jugé élevé en raison de sa demi-vie extrêmement longue dans l'air ainsi que de son importation en grandes quantités chaque année, selon les renseignements déclarés en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013). Le chloroéthane a été classé parmi les substances présentant un danger modéré de par les alertes structurelles de l'outil QSAR de l'OCDE (2014), qui définissent ces substances comme des ligands potentiels d'ADN et de protéines. Étant donné que le chloroéthane a été classé comme substance dont le potentiel de risque pour l'environnement est modéré. Étant donné le classement global de son potentiel de risque pour l'environnement comme modéré, il est peu

probable que cette substance suscite des préoccupations pour l'environnement au Canada. Comme le chloroéthane est actuellement utilisé en grandes quantités au Canada, il est également peu probable que les variations des profils d'emploi entraînent une augmentation significative du risque pour l'environnement.

D'après les données prises en compte dans la CRE, le potentiel d'exposition du *trans*-dichloroéthylène a été jugé élevé en raison de sa demi-vie extrêmement longue dans l'air ainsi que de son importation en grandes quantités chaque année, selon les renseignements déclarés en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013). Comme le *trans*-dichloroéthylène a été classé parmi les substances présentant un potentiel de danger faible, il représente un potentiel de risque pour l'environnement qui est faible. Étant donné les profils d'emploi actuels, il est peu probable que le *trans*-dichloroéthylène suscite des préoccupations pour l'environnement au Canada.

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

7.1 Bromoéthane

7.1.1 Évaluation de l'exposition

7.1.1.1 Milieux naturels

Aucune donnée fiable de surveillance environnementale faisant état de la présence du bromoéthane dans l'eau, le sol, la poussière ou les aliments au Canada ou ailleurs n'a été trouvée. Compte tenu de sa pression de vapeur et de sa constante de la loi d'Henry très élevée, le bromoéthane devrait se volatiliser dans l'air depuis le sol et l'eau. Par conséquent, les personnes ne devraient être principalement exposées au bromoéthane dans les milieux naturels que par l'air.

Les concentrations de bromoéthane mesurées dans l'air ambiant et intérieur au Canada sont présentées à l'annexe A et en synthèse ci-dessous.

Entre 1991 et 2013, le bromoéthane a été surveillé dans le cadre du programme du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA). Les concentrations moyennes dans l'air ambiant, mesurées à plusieurs endroits au Canada, variaient d'une valeur inférieure au seuil de détection de la méthode (SDM) ([SD] en laboratoire = 0,043 à 0,058 µg/m³) à 0,068 µg/m³ et les concentrations au 95^e centile variaient d'une valeur inférieure au SD à 0,050 µg/m³ (ECCC, 2019). Les concentrations de bromoéthane dans l'air ambiant ont également été mesurées dans sept études canadiennes sur la qualité de l'air menées à Windsor, Regina, Halifax, Edmonton, Montréal, Sault Ste. Marie et Ottawa (Santé Canada, 2010a,b,c, 2012, 2013; courriel personnel du Bureau de la qualité de l'eau et de l'air [BQEA], Santé Canada [SC], daté du 27 mai 2021; source non mentionnée. Les détails du plan expérimental ont été présentés ailleurs [soit dans Dales et coll., 2013, et Mallach et

coll., 2017]). La moyenne géométrique et les valeurs au 95^e centile des concentrations de bromoéthane dans l'air ambiant mesurées dans toutes ces études canadiennes étaient inférieures au seuil de détection en laboratoire (SD = 0,022 à 0,074 µg/m³).

Les concentrations de bromoéthane dans l'air intérieur ont également été mesurées dans les mêmes sept études canadiennes mentionnées ci-dessus, ainsi qu'à Swan Lake, au Manitoba, dans l'étude sur la qualité de l'air intérieur dans les communautés des Premières Nations (communication personnelle au sein du BQEA, SC, datée du 27 mai 2021, source non mentionnée; les détails du plan expérimental ont été présentés ailleurs [soit dans Weichenthal et coll., 2013]). Dans toutes ces études, la moyenne géométrique et la valeur au 95^e centile des concentrations de bromoéthane dans l'air intérieur étaient inférieures au SD (SD = 0,022 à 0,074 µg/m³).

L'exposition des personnes au bromoéthane a également été mesurée dans une étude sur la qualité de l'air menée à Windsor, en Ontario (Santé Canada, 2010c). L'analyse des échantillons d'air de la zone respiratoire mesure également l'exposition au bromoéthane dans l'air intérieur et l'air ambiant de différents endroits, notamment à la maison, au bureau et dans les transports. Le bromoéthane n'a été détecté dans aucun des échantillons d'air de la zone respiratoire des personnes prélevés en hiver et en été (SD = 0,070 µg/m³).

La concentration de bromoéthane dans l'air ambiant a aussi été mesurée dans des études canadiennes sur la qualité de l'air menées à Halifax, Edmonton, Montréal, Sault Ste. Marie et Ottawa (Santé Canada, 2010a, 2012, 2013 [communication personnelle au sein du BQEA, SC, datée du 27 mai 2021; source non mentionnée. Les détails du plan expérimental ont été présentés ailleurs [soit dans Dales et coll., 2013, et Mallach et coll., 2017]). Les valeurs utilisées sont celles de l'analyse statistique, telles que rapportées. Les résultats ont été jugés valides, car le temps de rétention et les ions cibles ou ions qualitatifs dans le chromatogramme obtenu par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM) répondaient aux critères d'analyse du laboratoire. Dans l'analyse statistique des études canadiennes sur la qualité de l'air menées à Regina et à Windsor (Santé Canada, 2010 b,c), les valeurs inférieures au SD ont été rapportées comme étant la moitié du SD. De plus, lorsqu'aucun pic ou ion cible ou qualitatif n'a été observé dans le chromatogramme CG-SM du laboratoire, la concentration de bromoéthane consignée était de zéro, car les critères de quantification n'étaient pas respectés. Les résultats ont été jugés valides et remplacés par une valeur proche de zéro (0,0001 µg/m³) ou par une valeur égale à la moitié du SD correspondant afin de pouvoir déterminer les statistiques descriptives à l'aide de la transformation logarithmique.

La valeur du seuil de détection du laboratoire la plus élevée (qui est de 0,074 µg/m³) des études susmentionnées a été utilisée pour estimer l'exposition de la population générale au bromoéthane dans l'air, car la concentration de bromoéthane au 95^e centile la plus élevée était inférieure au SD.

7.1.1.2 Produits disponibles pour les consommateurs

Le bromoéthane n'a été décelé dans aucun produit de consommation. Par conséquent, la population générale du Canada ne devrait pas être exposée au bromoéthane par les produits de consommation.

7.1.1.3 Sous-groupes de la population pouvant être davantage exposés

Certains groupes de la population canadienne, parce qu'ils sont davantage exposés aux substances, pourraient être plus touchés par des effets nocifs pour la santé. Dans l'évaluation de l'exposition, on a utilisé des données sur la surveillance de la qualité de l'air intérieur dans les communautés des Premières Nations pour tenir compte du potentiel d'exposition élevée dans ces communautés. En outre, la concentration estimative de l'exposition a été calculée en fonction de l'âge pour tenir compte des différences physiques et comportementales aux différents stades de la vie. Dans l'évaluation de l'exposition de fond dans les milieux naturels (principalement l'air), les valeurs estimatives de l'exposition étaient plus élevées chez les nourrissons et les jeunes enfants que chez les adultes.

7.1.2 Évaluation des effets sur la santé humaine

L'OMS (2002) a fait la synthèse de la littérature scientifique sur les effets du bromoéthane sur la santé humaine et caractérisé le danger de cette substance. Cette publication de l'OMS de 2002 a servi à étayer la caractérisation des effets sur la santé de la présente évaluation. Le CIRC a classé le bromoéthane dans le groupe 3 (inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'Homme) (CIRC, 1999a), tandis que l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA), dans son Système général harmonisé (SGH), a classé le bromoéthane comme un cancérogène de catégorie 2 (Mention de danger; H351 : Susceptible de provoquer le cancer) (ECHA, 2019a). Une recherche dans la littérature scientifique a été effectuée pendant l'année précédant celle de la publication du rapport de l'OMS de 2002 jusqu'à décembre 2022. Aucune étude sur les effets sur la santé pouvant avoir une incidence sur la caractérisation du risque (c.-à-d. donner lieu à des effets critiques différents ou à des points de départ plus faibles que ceux indiqués par le CIRC [1999a], le NTP [1989], la Great Lakes Chemical Corporation [2002] et l'OMS [2002]) n'a été trouvée.

Il existe peu de données sur les propriétés toxicocinétiques du bromoéthane (OMS, 2002). Chez les animaux, le bromoéthane peut être absorbé à la suite de l'exposition par voie orale, par inhalation et par voie cutanée. Cependant, la mesure dans laquelle le bromoéthane est absorbé n'est pas connue (Schwander, 1936; Miller et Haggard, 1943, mentionné dans OMS, 2002). Après l'inhalation de bromoéthane chez les animaux, la substance atteint au moins le cerveau et le foie (Leuze, 1922; Abreu et Emerson, 1940, mentionnés dans OMS, 2002). La majeure partie du bromoéthane absorbé peut être éliminée sous sa forme inchangée dans l'air expiré, l'urine ou les matières fécales. Les premières études ont également indiqué qu'une débromation et une conjugaison avec le glutathion étaient possibles (Heppel et Porterfield, 1948;

Thomson et coll., 1958; Barnsley et coll., 1964; Johnson, 1965; Jones, 1973, mentionné dans OMS, 2002)

Aucune étude formelle de toxicité pour la reproduction n'a été réalisée chez les animaux. Cependant, dans une étude d'exposition par inhalation de 14 semaines, l'apparition d'une atrophie testiculaire sévère chez tous les rats mâles (F344/N) exposés à 7 200 mg/m³ pendant 14 semaines indique un potentiel d'effets sur la fertilité de ces animaux de sexe masculin (OMS, 2002). Par conséquent, une concentration sans effet nocif observé (CSENO) de 3 600 mg/m³ et une concentration minimale avec effet nocif observé (CMENO) de 7 200 mg/m³ ont été retenues pour le critère de toxicité pour la reproduction (Roycroft, 1989, mentionné dans OMS, 2002).

Le bromoéthane est considéré comme génotoxique selon les résultats au test d'Ames, avec et sans activation métabolique (OMS, 2002). Le bromoéthane est mutagène dans un essai in vitro d'échange de chromatides sœurs appliqué sur des cellules d'ovaire de hamster chinois en culture, avec et sans activation métabolique. Dans l'ensemble, même si l'OMS et le CIRC ont conclu que la génotoxicité était préoccupante, il n'est pour le moment pas possible de quantifier de manière fiable le niveau de risque pour la santé humaine (OMS, 2002). Aucune donnée sur la génotoxicité in vivo chez les animaux de laboratoire ou les humains n'a été trouvée.

Une étude de cancérogénicité par inhalation a été menée chez des rats (F344/N) et des souris (B6C3F1). Pendant deux ans, les animaux de laboratoire ont été exposés à 0, 450, 900 et 1 800 mg/m³ (6 h/j, 5 jours/semaine) (50/sexe/concentration). Chez les rats, la CSENO chez les rats mâles était de 450 mg/m³ établie d'après un effet non cancérogène, une métaplasie de l'épithélium olfactif (dans la cavité nasale), à la CMENO de 900 mg/m³ (Roycroft, 1989, mentionné dans OMS, 2002). Chez les souris, une augmentation de l'incidence des tumeurs utérines (adénomes, adénocarcinomes ou carcinomes squameux combinés) liée à la dose a été observée (0/50, 4/50, 5/47, 27/48 par rapport à la plage des incidences antérieures chez les animaux témoins au laboratoire de l'étude (moyenne ± écart-type : 4/335 [1 % ± 2 %]) (Roycroft, 1989, mentionné dans OMS, 2002). À l'aide du logiciel Benchmark Dose Software (BMDS, version 3.1, US EPA), la limite inférieure de l'intervalle de confiance de la concentration repère (CR) associée à une augmentation de 10 % de l'incidence des tumeurs utérines (BMCL₁₀) de 448 mg/m³ a été déterminée. Toutefois, le mécanisme de formation des tumeurs demeure n'a pas été entièrement élucidé. Aucune donnée n'a été trouvée sur la capacité du bromoéthane à causer le cancer dans la population humaine pouvant être exposée (OMS, 2002). Dans l'ensemble, l'OMS a conclu que, d'après les résultats de Roycroft (1989) mentionnés dans OMS (2002), lesquels sont probablement aussi à l'origine du classement de la substance dans la catégorie 2 du SGH de l'ECHA, l'exposition au bromoéthane est préoccupante compte tenu de la cancérogénicité de la substance.

Un coefficient de cancérogénicité de 0,0073 (mg/kg p.c./j)⁻¹ chez l'humain, fondé sur l'apparition de tumeurs utérines chez la souris et déterminé par la California Environmental Protection Agency (Cal EPA, 2012), a été utilisé pour estimer

quantitativement le risque de cancer posé par le bromoéthane dans la population canadienne (annexe B). Ce coefficient de cancérrogénicité chez l'humain a été obtenu en ajustant le modèle multistade aux données dose-réponse de l'étude du National Toxicity Program (NTP) (1989) réalisée sur des souris femelles et en employant le facteur lié à l'extrapolation interspécifique applicable (Cal EPA, 2012). La dose journalière moyenne à vie (DJMV) du bromoéthane dans l'air a été modifiée à l'aide de facteurs d'ajustement en fonction de l'âge (FAFA) (annexe B, tableau B-1).

7.1.2.1 Sous-groupes de la population pouvant être plus sensibles

Certains sous-groupes de la population canadienne pourraient, en raison d'une plus grande sensibilité, être plus touchés par les effets nocifs pour la santé découlant d'une exposition à des substances. Le potentiel de sensibilité variant selon le stade de la vie ou le sexe a été examiné dans les études recensées. Dans la présente évaluation des effets sur la santé, les études portaient notamment sur la toxicité chez le rat, la génotoxicité in vitro ainsi que sur la cancérrogénicité et les effets à long terme chez le rat et la souris. Autant les mâles que les femelles pouvaient développer des tumeurs à la suite de l'exposition au bromoéthane.

7.1.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

Le Tableau 7-1 présente les valeurs pertinentes de l'exposition et du danger associées au bromoéthane, ainsi que les marges d'exposition (ME) résultantes, utilisées pour l'établissement des risques d'effets non cancérogènes.

Tableau 7-1. Valeurs pertinentes de l'exposition et du danger associées au bromoéthane, ainsi que les marges d'exposition, pour l'établissement des risques d'effets non cancérogènes

| Scénario d'exposition | Concentration d'exposition | Concentration d'effet critique | Critère d'effet critique pour la santé | ME |
|------------------------------------|----------------------------|--|---|-----------|
| Exposition par inhalation de l'air | 0,000074 mg/m ³ | BMCL _{10 aj.} = 80 mg/m ³ dans une étude d'exposition par inhalation de 2 ans chez le rat ^a | Métaplasie de l'épithélium olfactif à 900 mg/m ³ | 1 086 000 |

Abréviations : ME : marge d'exposition; BMCL_{10aj.} : concentration repère associée à une hausse de l'incidence de 10 % de l'effet sur la santé.

^a La BMCL₁₀ de 448 mg/m³ a été déterminée à l'aide des données de cette étude. Lorsque l'exposition est amortie sur 24 h/j, 7 jours/semaine, cette BMCL₁₀ est ajustée à 80 mg/m³.

Concernant l'exposition par inhalation au bromoéthane, la comparaison des concentrations entraînant des effets critiques non cancérogènes avec les concentrations estimatives de l'exposition à la substance dans l'air a donné lieu à une

ME jugée suffisante pour compenser les incertitudes dans les bases de données sur les effets sur la santé et l'exposition.

La DJMV du bromoéthane dans l'air a été utilisée pour calculer l'augmentation du risque de causer le cancer au cours de la vie. La DJMV a été établie à $1,88 \times 10^{-5}$ mg/kg p.c./j (annexe B, tableau B-2). Ces facteurs ont ensuite été utilisés dans le calcul du risque de cancer pour chaque groupe d'âge (voir l'annexe B, tableau B-3). Le risque de cancer à vie déterminé à l'aide du coefficient de cancérogénicité de $0,0073$ (mg/kg p.c./j)⁻¹ et des FAFA appropriés à la concentration estimative de l'exposition donne lieu à un risque de cancer de $4,3 \times 10^{-7}$, ce qui est jugé acceptable compte tenu des incertitudes présentes dans les bases de données sur l'exposition et le danger.

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

Les principales sources d'incertitudes sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 7-2. Sources d'incertitudes dans la caractérisation des risques

| Principales sources d'incertitudes | Effet |
|---|-------|
| Aucune donnée fiable de surveillance environnementale faisant état de la présence de la substance dans l'eau, le sol, la poussière ou les aliments au Canada n'a été trouvée. | +/- |
| Aucune étude sur la toxicité pour le développement n'a été trouvée, | +/- |

+ = incertitude pouvant entraîner une surestimation de l'exposition ou des risques; - = incertitude pouvant entraîner une sous-estimation de l'exposition ou des risques; +/- = potentiel inconnu de causer une surestimation ou une sous-estimation des risques.

7.2 Chloroéthane

7.2.1 Évaluation de l'exposition

7.2.1.1 Milieux naturels

Aucune donnée fiable de surveillance environnementale faisant état de la présence du chloroéthane dans l'eau, le sol, la poussière ou les aliments au Canada ou ailleurs n'a été trouvée. Compte tenu de la pression de vapeur très élevée et de la constante de la loi d'Henry du chloroéthane, cette substance devrait se volatiliser depuis le sol et l'eau. C'est pourquoi l'exposition au chloroéthane dans les milieux naturels devrait se produire principalement par l'air.

Les concentrations de chloroéthane mesurées dans l'air ambiant et l'air intérieur au Canada sont présentées à l'annexe A et en synthèse ci-dessous.

La surveillance du chloroéthane menée par le programme du RNSPA entre 1991 et 2016 visait à mesurer les concentrations moyennes dans l'air ambiant à différents sites partout au Canada. Ces concentrations variaient d'une valeur inférieure au SD (SD =

0,027 à 0,069 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) à 0,176 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et les concentrations au 95^e centile, d'une valeur inférieure au SD (SD = 0,044 à 0,069 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) à 0,368 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ECCC, 2019). Les concentrations de chloroéthane dans l'air ambiant ont également été mesurées dans le cadre de sept études canadiennes sur la qualité de l'air menées à Windsor, Regina, Halifax, Edmonton, Montréal, Sault Ste. Marie et Ottawa (Santé Canada, 2010a,b,c, 2012, 2013 [communication personnelle au sein du BQEA, SC, datée du 27 mai 2021; source non mentionnée; les détails des plans expérimentaux ont été présentés ailleurs (c.-à-d. dans Dales et coll., 2013, et Mallach et coll., 2017)]). Dans toutes les études, les moyennes géométriques des concentrations dans l'air ambiant de ces villes canadiennes étaient inférieures au SD (0,027 à 0,115 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), et les concentrations au 95^e centile étaient comprises entre une valeur inférieure au SD et 0,060 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (SD = 0,039 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Les concentrations de chloroéthane dans l'air intérieur ont également été mesurées dans les sept études canadiennes mentionnées ci-dessus, ainsi qu'à Swan Lake, au Manitoba, dans le cadre de l'étude sur la qualité de l'air intérieur dans les communautés des Premières Nations (communication personnelle au sein du BQEA, SC, datée du 27 mai 2021; source non mentionnée; les détails du plan expérimental ont été présentés ailleurs [c.-à-d. dans Weichenthal et coll., 2013]). La moyenne géométrique et la valeur au 95^e centile des concentrations de chloroéthane mesurées dans l'air intérieur de ces villes canadiennes étaient comprises entre une valeur inférieure au SD (SD = 0,027 à 0,115 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et 0,092 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et entre une valeur inférieure au SD (SD = 0,062 à 0,115 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et 0,233 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivement.

La concentration de chloroéthane a également été mesurée dans l'air de la zone respiratoire dans le cadre de l'étude sur la qualité de l'air menée à Windsor, en Ontario (Santé Canada, 2010c). Les moyennes géométriques des concentrations en hiver et en été étaient égales au SD, alors qu'aucune concentration au 95^e centile n'a été détectée (SD = 0,115 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) en été et qu'elles se situaient à 0,160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en hiver.

Les concentrations de chloroéthane dans l'air ont aussi été mesurées dans des études canadiennes sur la qualité de l'air menées à Halifax, Edmonton, Montréal, Sault Ste. Marie et Ottawa (Santé Canada, 2010a, 2012, 2013 [communication personnelle au sein du BQEA, datée du 27 mai 2021; source non mentionnée; les détails du plan expérimental ont été présentés ailleurs (c.-à-d. dans Dales et coll., 2013, et Mallach et coll., 2017)]), les valeurs utilisées étant les valeurs rapportées dans l'analyse statistique. Concernant les études canadiennes sur la qualité de l'air menées à Regina et à Windsor (Santé Canada, 2010 b,c), les valeurs inférieures au SD indiquées étaient celles équivalant à la moitié du SD. De plus, lorsqu'aucun pic ou ion cible ou qualificatif n'était tracé dans le chromatogramme de CG-SM du laboratoire, la concentration de chloroéthane a été déclarée comme étant nulle, car les critères de quantification n'étaient pas satisfaits. Les résultats ont été jugés valides et remplacés par une valeur proche de zéro (0,0001 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) ou par une valeur égale à la moitié du SD correspondant afin de pouvoir déterminer les statistiques descriptives à l'aide de la transformation logarithmique.

La concentration la plus élevée au 95^e centile mesurée dans l'air ambiant ou intérieur au Canada (c.-à-d. 0,368 µg/m³, dans le cadre du programme de RNSPA; 2 252 échantillons ont été analysés en 1996) (ECCC, 2019) a servi à estimer l'exposition de la population générale au chloroéthane par l'air.

7.2.1.2 Produits disponibles pour les consommateurs

L'utilisation de produits de consommation (par exemple, aide au démarrage du moteur ou liquides d'allumage) contenant du chloroéthane peut entraîner une exposition de la population générale par voie cutanée et/ou par inhalation. Les liquides d'allumage devraient être utilisés de façon intermittente et par des adultes uniquement.

La concentration estimative de l'exposition aux liquides d'allumage représente les niveaux d'exposition par voie cutanée et par inhalation les plus élevés (appelés scénario sentinelle) pour les groupes d'âge concernés et est présentée dans le Tableau 7-3. La concentration estimative de l'exposition, le cas échéant, repose sur des hypothèses prudentes. Les détails sont présentés dans l'annexe C.

Tableau 7-3. Expositions estimatives au chloroéthane par voie cutanée et par inhalation lors de l'utilisation de produits de consommation

| Substance | Scénario d'exposition au produit | Concentration (%) ^a | Voie d'exposition | Concentration interne, par exposition (mg/kg p.c.) | Concentration moyenne, par exposition (mg/m ³) |
|--------------|----------------------------------|--------------------------------|-------------------|--|--|
| Chloroéthane | Liquides d'allumage (aérosol) | 1 | Cutanée | 0,0027 | - |
| Chloroéthane | Liquides d'allumage (aérosol) | 1 | Inhalation | 0,00065 | 4,2 |

^a MSDS, 2017a

7.2.1.3 Biosurveillance

Des données de biosurveillance du chloroéthane ont été recensées dans la National Health and Nutrition Examination Survey des É.-U. (NHANES) (enquête nationale sur la santé et la nutrition) de 2013 à 2014 (CDC, 2014). Aucune trace de chloroéthane n'a été décelée dans les analyses de sang entier de la population américaine. Aucune donnée de biosurveillance canadienne n'a été trouvée.

7.2.1.4 Sous-groupes de la population pouvant être davantage exposés

Certains groupes de la population canadienne, parce qu'ils sont davantage exposés aux substances, pourraient être plus touchés par des effets nocifs pour la santé. Les données de surveillance de la qualité de l'air intérieur provenant de communautés des Premières Nations ont été étudiées dans l'évaluation de l'exposition pour tenir compte du potentiel d'exposition élevé dans ces communautés. En outre, la concentration estimative de l'exposition a été calculée en fonction de l'âge pour tenir compte des différences physiques et comportementales aux différents stades de la vie. Dans l'évaluation de l'exposition de fond dans les milieux naturels (principalement l'air), les valeurs estimatives de l'exposition étaient plus élevées chez les nourrissons et les jeunes enfants que chez les adultes. Dans l'évaluation de l'exposition à la substance par des produits, les concentrations de l'exposition n'ont été estimées que chez les adultes, car ces produits ne sont pas censés être utilisés par les enfants.

7.2.2 Évaluation des effets sur la santé

L'OCDE (2006) a réalisé une synthèse de la littérature scientifique sur les effets sur la santé et caractérisé le danger du chloroéthane. Cette synthèse (2006) a servi à étayer la caractérisation des effets sur la santé dans la présente évaluation. Le CIRC a classé le chloroéthane dans le groupe 3 (inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'Homme) (CIRC, 1999b), tandis que l'ECHA a classé le chloroéthane dans la catégorie 2 du SGH (Mention de danger; H351 : Susceptible de provoquer le cancer) (ECHA, 2019b).

Une recherche dans la littérature scientifique a été effectuée entre l'année précédant la publication du rapport de l'OCDE (2006) (c'est-à-dire d'avril 2005) à décembre 2022. Aucune étude sur les effets sur la santé pouvant avoir une incidence sur la caractérisation des risques (c.-à-d. donner lieu à des critères d'effets critiques différents ou à des points de départ plus faibles que ceux indiqués dans les documents de l'OCDE [2006], de l'ATSDR [2025], du NTP [1989] et du CIRC [1999]) n'a été trouvée.

Après une exposition par inhalation, le chloroéthane est rapidement absorbé par les poumons (OCDE, 2006). Chez les humains exposés brièvement au chloroéthane par inhalation, 30 % de la dose absorbée était éliminée en une heure par l'haleine (Morgan et coll., 1970, mentionné dans ATSDR, 2025). Dans les études de toxicité, la concentration mesurée dans le corps des animaux a été la plus élevée dans le tissu adipeux autour du rein, tandis qu'elle a été la plus faible dans le liquide céphalorachidien (Konietzko, 1984, mentionné dans ATSDR, 2025). Chez la souris et le rat, la métabolisation fait appel à une conjugaison avec le glutathion (GSH) et à une oxydation par des monooxygénases du cytochrome P-450 pour produire du γ -glutamyl-S-éthylcystéinyglycine et de l'acétaldéhyde, respectivement (ATSDR, 2025). Certains métabolites sont excrétés dans l'urine, tandis que le chloroéthane non métabolisé est exhalé.

Une étude d'exposition par inhalation de 11 jours a été menée chez la souris (B6C3F1). Les animaux à l'essai ont été exposés pendant 11 jours à des doses de 0, 660, 3 250 ou 13 088 mg/m³ de chloroéthane (23 h/j) (7/sexe/concentration). La CSENO a été établie à 3250 mg/m³ d'après une hausse du poids relatif moyen du foie chez les mâles et les femelles, et une hausse de la vacuolisation hépatocellulaire (glycogène ou lipides). La CSENO a été établie à 3 250 mg/m³, tandis que la CMENO l'a été à 13 088 mg/m³ (IRIS, 1991; Landry et coll., 1989, mentionnés dans OCDE, 2006).

Une étude d'exposition par inhalation de 13 semaines a été menée chez le rat (F344/N) et la souris (B6CF1). Les animaux à l'essai ont été exposés pendant 13 semaines à des doses de 0, 6 544, 13 088, 26 000 ou 50 000 mg/m³ de chloroéthane (6 h/j, 5 jours/semaine) (10 /sexe/concentration). La CSENO a été établie à 26 000 mg/m³ et la CMENO à 50 000 mg/m³, d'après une hausse du ratio du poids du foie et du poids corporel chez les rats mâles et les souris femelles, et une baisse du poids corporel chez les rats des deux sexes (NTP, 1989, mentionné dans OCDE, 2006).

Une étude de toxicité pour le développement a été menée chez des souris (CF-1) exposées par inhalation. Les animaux à l'essai ont été exposés du 6^e au 15^e jour de gestation à des doses de 0, 1 308, 3 926 ou 13 088 mg/m³ de chloroéthane (6 h/j) (30/sexe/concentration). La CSENO a été établie à 3 926 mg/m³ et la CMENO, à 13 088 mg/m³, d'après un retard de l'ossification fœtale (Scortichini et coll., 1986, dans OCDE, 2006).

Dans des études in vitro, le test d'Ames, avec et sans activation métabolique, a révélé que le chloroéthane est mutagène (OCDE, 2006). Le chloroéthane a également causé des mutations génétiques dans des systèmes mammifères, avec et sans activation métabolique. Les études in vivo (par exemple, sur la clastogénicité et les dommages à l'ADN) n'ont révélé aucune génotoxicité associée au chloroéthane (OCDE, 2006). Il est donc possible de conclure que le chloroéthane est génotoxique in vitro, mais pas in vivo.

Une étude de cancérogénicité par inhalation a été réalisée chez le rat (F344/N) et la souris (B6C3F1). Les animaux soumis à l'essai ont été exposés pendant deux ans à des concentrations de 0 et de 39 264 mg/m³ de chloroéthane (6 h/j, 5 jours/semaine) (50/sexe/concentration). Chez les souris, une activité cancérogène a été observée chez les femelles exposées à la concentration de 39 264 mg/m³, manifestée par l'apparition de tumeurs utérines (carcinomes) (0/49, 43/50 à 0 et à 39 264 mg/m³, respectivement), et la plage d'incidences par le passé pour les animaux témoins du laboratoire de l'étude (moyenne ± écart-type) était de 4/335 (1 % ± 2 %) (NTP, 1989, mentionné dans OCDE, 2006). Comme les animaux avaient été exposés à une seule concentration, il n'a pas été possible d'examiner la relation dose-réponse en fonction de différentes concentrations. D'autres types de tumeurs sont apparus chez les animaux soumis à l'essai, notamment des tumeurs de l'encéphale, de la peau, du système hématopoïétique, des reins, de l'appareil génito-urinaire, du foie et des poumons. Il convient de noter que l'étude menée chez les souris mâles a été jugée inadéquate pour déterminer la cancérogénicité en raison du faible taux de survie des sujets exposés,

attribuable à une infection urinaire ascendante (OCDE, 2006). Cependant, des lésions non néoplasiques ont été constatées chez les souris mâles dans différents systèmes et appareils (c.-à-d. l'appareil digestif, le système cardiovasculaire, le système endocrinien, l'organisme en général, l'appareil reproducteur, le système musculo-squelettique, le système nerveux et l'appareil respiratoire). Concernant ces lésions néoplasiques, l'étude n'a pas permis d'établir une CSENO. Cependant, une CMENO égale à 39 264 mg/m³ a été établie chez les souris femelles d'après une augmentation de la fréquence des tumeurs utérines (NTP, 1989, mentionné dans OCDE, 2006). Il convient de noter que les résultats du NTP (1989), mentionnés dans OCDE (2006), sont probablement fondés sur la classification du SGH de l'ECHA comme substance de catégorie 2. Le CIRC (1999) a aussi examiné la même étude de cancérogénicité et a jugé le chloroéthane inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'Homme (groupe 3).

Un coefficient de cancérogénicité chez l'humain de 0,0025 (mg/kg p.c./j)⁻¹ établi d'après l'apparition de tumeurs utérines chez la souris et calculé par la California Environmental Protection Agency (Cal EPA, 2001) a été utilisé pour estimer quantitativement le risque de cancer associé au chloroéthane pour la population canadienne (annexe B). Ce coefficient de cancérogénicité chez l'humain a été obtenu en appliquant un cas particulier au modèle multi-états (modèle simple, utilisé à un seul état), dont le facteur lié à l'extrapolation interspécifique applicable déterminé par l'équation pour l'extrapolation interspécifique mise à jour [$q_{\text{humain}} = q_{\text{animal}} \cdot (p.c.h/p.c.a)^{1/4}$]. Il convient de noter que la législation originale de la Proposition 65 (la *Safe Drinking Water and Toxic Enforcement Act* de 1986) a été mise à jour en 2011. Par conséquent, le ratio du poids corporel humain par rapport à celui de l'animal est porté à la puissance 1/4 plutôt qu'à la puissance 1/3. (communication personnelle de l'Office of Environmental Health Hazard Assessment [OEHHA], de la California Environmental Protection Agency, adressée au BQEA, SC, datée du 3 juillet 2019; source non mentionnée).

7.2.2.1 Sous-groupes de la population pouvant être plus sensibles

Certains sous-groupes de la population canadienne pourraient, en raison d'une plus grande sensibilité, pourraient être plus touchés par les effets nocifs pour la santé découlant d'une exposition à des substances. Le potentiel de sensibilité variant selon le stade de la vie ou le sexe a été examiné dans les études recensées. Dans la présente évaluation des effets sur la santé, on a pris en compte les études sur la toxicité chez le rat, les études sur la génotoxicité in vitro et une étude sur la cancérogénicité et les effets à long terme chez le rat et la souris. Les études ont montré que les mâles et les femelles pouvaient être sensibles aux effets du chloroéthane.

7.2.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

Le Tableau 7-4Tableau 7-4 présente les valeurs pertinentes de l'exposition et du danger associées au chloroéthane, ainsi que les ME résultantes, utilisées pour l'établissement des risques d'effets non cancérogènes.

Tableau 7-4. Valeurs pertinentes de l'exposition et du danger associées au chloroéthane, ainsi que les ME résultantes, pour l'établissement des risques d'effets non cancérogènes

| Scénario d'exposition | Concentration d'exposition | Concentration causant un effet critique | Critère d'effet critique pour la santé | ME |
|---|-----------------------------|---|---|-----------|
| Exposition par inhalation : par l'air | 0,000368 mg/m ³ | CSENO _{aj} = 982 mg/m ³ établie d'après les résultats d'une étude de toxicité pour le développement, par inhalation, de 10 j pendant la gestation ^a | Retard de l'ossification fœtale chez la souris à 13 088 mg/m ³ | 2 700 000 |
| Exposition par inhalation, par exposition : liquides d'allumage (aérosol) | 4,2 mg/m ³ | CSENO = 3926 mg/m ³ établie d'après les résultats d'une étude de toxicité pour le développement, par inhalation, de 10 j pendant la gestation | Retard de l'ossification fœtale chez la souris à 13 088 mg/m ³ | 935 |
| Exposition par voie cutanée, par exposition : liquides d'allumage (aérosol) | 0,0027 mg/kg p.c. (interne) | CSENO _(cutanée) = 478 mg/kg p.c. établie d'après les résultats d'une étude de la toxicité pour le développement, par inhalation, de 10 j pendant la gestation ^b | Retard de l'ossification fœtale chez la souris à 13 088 mg/m ³ | 177 000 |

Abréviations : ME, marge d'exposition; CSENO_{aj}, concentration sans effet nocif observé, ajustée pour tenir compte des expositions quotidiennes sur 24 h.

^a Une CSENO de 3 926 mg/m³ a été établie dans cette étude. Lorsque l'exposition quotidienne est répartie sur 24 h, et 7 jours/semaine, cette CSENO est ajustée à 982 mg/m³.

^b La CSENO équivalente par voie cutanée de 478 mg/kg p.c. a été calculée comme suit : CSENO_(cutanée) = CSENO_(inhalation) × taux de renouvellement de l'air ÷ poids corporel, où CSENO_(inhalation) = 3 926 mg/m³, taux de renouvellement de l'air = 1,5 m³/h pendant 6 h, et poids corporel = 74 kg.

Concernant l'exposition par inhalation au chloroéthane, la comparaison des concentrations entraînant des effets critiques non cancérogènes avec les concentrations estimatives de l'exposition à la substance dans l'air et dans des liquides d'allumage a donné lieu à des ME jugées suffisantes pour compenser les incertitudes

des bases de données sur les effets sur la santé et l'exposition. Il convient de noter qu'il n'a pas été nécessaire de quantifier les scénarios par exposition, car la concentration de 13 088 mg/m³ était excessive. Concernant l'exposition par voie cutanée aux liquides d'allumage, la comparaison des concentrations entraînant des effets critiques non cancérogènes avec les concentrations estimatives de l'exposition à la substance par absorption donne une ME jugée suffisante pour compenser les incertitudes dans les bases de données sur les effets sur la santé et l'exposition. Ces ME sont également jugées suffisantes pour tenir compte de l'exposition fortuite, le cas échéant (c.-à-d. l'exposition des non-utilisateurs).

La DJMV de chloroéthane dans l'air a été utilisée pour calculer le risque accru de cancer à vie. La DJMV a été établie à $6,35 \times 10^{-5}$ mg/kg p.c./j (annexe B, tableau B-4). Les FAFA recommandés par l'EPA des États-Unis (US EPA, 2005) ont été pris en compte et ajustés selon chaque groupe d'âge de Santé Canada (voir annexe B, tableau B-1). Ces facteurs ont ensuite été appliqués au calcul du risque de cancer pour chaque groupe d'âge (voir l'annexe B, tableau B-5). Le risque de cancer à vie, qui a été calculé à l'aide du coefficient de cancérogénicité de $0,0025$ (mg/kg p.c./j)⁻¹ et en appliquant les FAFA appropriés aux concentrations estimatives de l'exposition, donne un risque cancérogène de $5,0 \times 10^{-7}$, lequel est jugé acceptable étant donné les incertitudes dans les bases de données sur l'exposition et le danger.

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

Les principales sources d'incertitudes sont présentées au tableau suivant.

Tableau 7-5. Sources d'incertitudes dans la caractérisation des risques

| Principales sources d'incertitudes | Effet |
|---|-------|
| Aucune donnée fiable de surveillance environnementale faisant état de la présence de la substance dans l'eau, le sol, la poussière ou les aliments au Canada n'a été trouvée. | +/- |
| Aucune donnée sur l'absorption cutanée du chloroéthane n'a été trouvée. | - |
| Aucune étude de toxicité par voie cutanée n'a été trouvée | +/- |

+ = incertitude pouvant entraîner une surestimation de l'exposition ou des risques; - = incertitude pouvant entraîner une sous-estimation de l'exposition ou des risques; +/- = potentiel inconnu de surestimation ou de sous-estimation des risques.

7.3 1-Bromopropane

7.3.1 Évaluation de l'exposition

7.3.1.1 Milieux naturels

Aucune donnée fiable de surveillance environnementale faisant état de la présence du 1-bromopropane dans l'eau, le sol, la poussière ou les aliments au Canada ou ailleurs n'a été trouvée. Étant donné sa pression de vapeur et sa constante de la loi d'Henry très élevées, le 1-bromopropane devrait se volatiliser dans l'air depuis le sol et l'eau. C'est pourquoi l'exposition au 1-bromopropane dans les milieux naturels devrait se produire principalement par l'air.

Des données de surveillance de la qualité de l'air intérieur au Canada ont été recensées. Les concentrations de 1-bromopropane mesurées dans l'air intérieur au Canada sont présentées à l'annexe A et en synthèse ci-dessous.

Le 1-bromopropane a été mesuré dans l'étude nationale sur la qualité de l'air intérieur au Canada menée de 2012 à 2013 dans le cadre du troisième cycle de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS) (Canada, 2013). Li et coll. (2019) ont analysé les résultats de cette étude visant à surveiller la présence de 88 composés organiques volatils (COV) dans 3 524 foyers canadiens sur une période de 24 mois. Cette substance a été détectée dans l'air intérieur peu fréquemment (0,3 %), à un SDM de $0,29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et à une concentration maximale de $3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le 1-bromopropane n'a donc pas été détecté dans la quasi-totalité des mesures dans l'air intérieur (99,7 %).

Vivre à proximité d'un nettoyeur à sec peut également être une source d'exposition, car le nettoyage à sec a été établi comme scénario d'exposition professionnelle (US EPA, 2020). Cependant, il n'existe aucune donnée canadienne pour ce scénario d'exposition.

Le Department of Health and Human Services des États-Unis a modélisé la dispersion atmosphérique pour estimer les concentrations de 1-bromopropane dans l'air ambiant à proximité des installations de fabrication de mousse industrielles qui utilisent cette substance (Morris et Wolf, 2003, mentionné dans NTP, 2016). Cependant, selon une réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE (Canada, 2009), l'utilisation de cette substance dans la fabrication de mousse n'a pas été recensée au Canada (voir le Tableau 4-2); par conséquent, ces données de modélisation n'ont pas été jugées pertinentes pour estimer l'exposition au Canada.

Par prudence, la concentration maximale de l'étude sur la qualité de l'air intérieur de l'ECMS (Canada, 2013) ($3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été utilisée pour estimer l'exposition de la population générale au 1-bromopropane dans les foyers canadiens.

7.3.1.2 Produits disponibles pour les consommateurs

L'exposition de la population générale au 1-bromopropane peut découler de l'utilisation de produits de consommation, notamment des aérosols de démoulage pour moules en silicone, des nettoyants en aérosol pour appareils électriques, des produits pour la vidange du fluide frigorigène des climatiseurs d'automobiles et des encrivores en aérosol pour tissus. Ces produits sont actuellement sur le marché canadien. On s'attend uniquement à des utilisations intermittentes de ces produits par des adultes. Aucune utilisation du 1-bromopropane destinée aux enfants n'a été déclarée en réponse aux enquêtes menées conformément à l'article 71 de la LCPE (Canada, 2009, 2012).

Bien que la principale voie d'exposition établie soit l'inhalation, l'exposition par voie cutanée peut également se produire par contact cutané avec des préparations liquides à usage domestique (par exemple, les produits pour la vidange du fluide frigorigène des climatiseurs d'automobiles), par dépôt de vapeur ou de brouillard sur la peau dans le cas de formulations de produits en aérosol (par exemple, les aérosols de démoulage en silicone, les aérosols de nettoyants pour appareils électroniques). Une étude *in vitro* limitée utilisant de l'épiderme humain a établi l'absorption cutanée du 1-bromopropane à 0,16 % pour un scénario d'exposition restreint (p. ex., éclaboussures sur la peau où l'on s'attend à une évaporation rapide et où l'exposition ne se poursuit pas) (Frasch et coll. 2011). La même étude révèle que l'absorption cutanée pour les expositions restreintes ou continues peut être substantielle lorsque le 1-bromopropane ne peut pas s'évaporer facilement (par exemple, le contact direct avec le matériau pendant l'utilisation du produit ou après l'application). Cependant, cette étude n'a pas mesuré les résidus de 1-bromopropane liés à la peau et a signalé un écart-type important, ce qui pourrait indiquer la difficulté de répartition uniforme d'une petite dose qui s'évapore rapidement de la surface exposée de la peau. Par ailleurs, l'EPA des États-Unis (2020) note que la vitesse du vent dans l'air intérieur utilisée dans l'étude est élevée et peut entraîner une sous-estimation de l'absorption cutanée. En ajustant la vitesse à une vitesse de vent plus typique pour l'intérieur, l'EPA des États-Unis (2020) a estimé l'absorption cutanée à 0,29 %.

Les concentrations estimatives d'exposition à la substance dans les produits de consommation qui ont été jugées pertinentes en ce qui concerne la population générale du Canada et qui représentent la concentration d'exposition la plus élevée par voie cutanée et par inhalation (les scénarios sentinelles) pour les groupes d'âge pertinents sont présentées dans le Tableau 7-6. Concentrations estimatives de l'exposition par voie cutanée au 1-bromopropane dans des produits de consommation

| Substance | Scénario d'exposition au produit | Concentration (%) | Exposition interne, par exposition (mg/kg p.c./j) |
|-----------|----------------------------------|-------------------|---|
|-----------|----------------------------------|-------------------|---|

| | | | |
|----------------|---|------------------|---------|
| 1-Bromopropane | Aérosols de démoulage pour moules en silicone | 30 ^a | 0,0031 |
| 1-Bromopropane | Nettoyants en aérosol pour appareils électriques | 44 ^b | 0,0071 |
| 1-Bromopropane | Produits pour la vidange du fluide frigorigène des climatiseurs d'automobiles | 100 ^c | 0,00047 |
| 1-Bromopropane | Encrivores en aérosol pour tissus | 70 | 0,0165 |

^a MSDS, 2016a

^b MSDS, 2017b

^c MSDS, 2017c

^d MSDS, 2015b

Tableau 7-7 et **Error! Reference source not found.**

Les estimations des concentrations d'exposition reposent sur des d'hypothèses prudentes. Les détails sont présentés à l'annexe C.

Tableau 7-6. Concentrations estimatives de l'exposition par voie cutanée au 1-bromopropane dans des produits de consommation

| Substance | Scénario d'exposition au produit | Concentration (%) | Exposition interne, par exposition (mg/kg p.c./j) |
|----------------|---|-------------------|---|
| 1-Bromopropane | Aérosols de démoulage pour moules en silicone | 30 ^a | 0,0031 |
| 1-Bromopropane | Nettoyants en aérosol pour appareils électriques | 44 ^b | 0,0071 |
| 1-Bromopropane | Produits pour la vidange du fluide frigorigène des climatiseurs d'automobiles | 100 ^c | 0,00047 |
| 1-Bromopropane | Encrivores en aérosol pour tissus | 70 | 0,0165 |

^a MSDS, 2016a

^b MSDS, 2017b

^c MSDS, 2017c

^d MSDS, 2015b

Tableau 7-7. Concentrations estimatives de l'exposition par inhalation au 1-bromopropane dans des produits de consommation

| Substance | Scénario d'exposition au produit | Concentration (%) | Concentration moyenne, par exposition (mg/m ³) | Concentration atmosphérique MPT sur 6 h (mg/m ³) |
|----------------|---|-------------------|--|--|
| 1-Bromopropane | Aérosols de démoulage pour moules en silicone | 30 ^a | 2 490 | 208 |
| 1-Bromopropane | Nettoyants en aérosol pour appareils électriques | 44 ^b | 1 980 | 165 |
| 1-Bromopropane | Produits pour la vidange du fluide frigorigène des climatiseurs d'automobiles | 100 ^c | 1 100 | 92 |
| 1-Bromopropane | Encrivores en aérosol pour tissus | 70 | 13 100 | 1 092 |

Abréviation : MPT, moyenne pondérée dans le temps

^a MSDS 2016a

^b MSDS 2017b

^c MSDS 2017c

^d MSDS 2015b

7.3.1.3 Biosurveillance

Il a été proposé d'utiliser la *N*-acétyl-*S*-(*n*-propyl)-*L*-cystéine (AcPrCys) comme biomarqueur de l'exposition au 1-bromopropane. L'AcPrCys a été décelée dans l'urine des travailleurs qui y ont été exposés dans un cadre professionnel, et cette présence dans l'urine a été corrélée avec les concentrations de 1-bromopropane mesurées dans l'air ambiant de leur lieu de travail (US EPA, 2020). Cette substance a également été détectée dans l'urine de la population générale, par exemple, dans les échantillons d'urine d'enfants et d'adultes analysés dans le cadre de la National Health and Nutrition Examination Survey aux É.-U. (NHANES) à environ 3 à 4 µg/L (moyenne géométrique). Elle a aussi été mesurée dans l'étude américaine National Children's Vanguard Study (2009 à 2010) dans l'urine de femmes enceintes qui en sont à leur troisième trimestre de grossesse (détectée dans 99 % des 488 échantillons d'urine) à une concentration médiane de 2,6 ng/mL (Boyle et coll., 2016), ce qui est nettement inférieur à la moyenne géométrique rapportée dans l'enquête NHANES. Même si les études menées en milieu professionnel établissent l'AcPrCys comme le biomarqueur le plus prédictif de l'exposition au 1-bromopropane, l'omniprésence de cette substance dans la population générale semble également indiquer que ce métabolite pourrait ne pas être spécifique du 1-bromopropane, car l'exposition de la population générale devrait être limitée (US EPA, 2020).

7.3.1.4 Sous-groupes de la population pouvant être davantage exposés

Certains groupes de la population canadienne, parce qu'ils sont davantage exposés aux substances, pourraient être plus touchés par des effets nocifs pour la santé. En outre, la concentration estimative de l'exposition a été calculée en fonction de l'âge pour tenir compte des différences physiques et comportementales aux différents stades de la vie. Dans l'évaluation de l'exposition de fond dans les milieux naturels (principalement l'air), les valeurs estimatives de l'exposition étaient plus élevées chez les nourrissons et les jeunes enfants que chez les adultes. Dans l'évaluation de l'exposition à la substance par des produits, les concentrations de l'exposition n'ont été estimées que chez les adultes, car ces produits ne sont pas censés être utilisés par les enfants. Par ailleurs, on a pris en compte les personnes vivant à proximité d'installations commerciales ou industrielles qui utilisent du 1-bromopropane pour évaluer leur potentiel d'être davantage exposées que la population générale. Toutefois, il a été déterminé que ces scénarios d'exposition ne sont pas pertinents pour la population canadienne.

7.3.2 Évaluation des effets sur la santé

Une synthèse de la documentation recensée sur les effets sur la santé ainsi que la caractérisation du danger associé au 1-bromopropane réalisée par l'EPA des États-Unis (US EPA, 2020) a été utilisée pour étayer la caractérisation des effets sur la santé de la présente évaluation. Le CIRC a classé le 1-bromopropane dans le groupe 2B (peut-être cancérigène pour l'Homme) étant donné les données suffisantes chez les animaux et insuffisantes chez les humains (CIRC, 2018). L'ECHA a classé le 1-bromopropane dans la catégorie Repr 1B du SGH (H360FD : peut nuire à la fertilité; peut nuire au fœtus) (ECHA, 2019c).

Une recherche dans la littérature scientifique a été effectuée entre l'année précédant la publication du document de 2020 de l'EPA des États-Unis (US EPA, 2020) à décembre 2022. Aucune nouvelle étude sur les effets sur la santé pouvant avoir une incidence sur la caractérisation des risques (c.-à-d. donner lieu à des critères d'effets critiques différents ou à des points de départ plus faibles que ceux indiqués dans le document de l'EPA des États-Unis [US EPA, 2020]) n'a été trouvée.

Peu de données toxicocinétiques ont été trouvées sur le 1-bromopropane. Selon des études menées chez les humains et les animaux, cette substance est facilement absorbée par inhalation, par voie cutanée et par voie orale. L'inhalation devrait être la voie d'exposition principale. Après l'absorption, la substance devrait se répartir dans les lipides, en raison de son coefficient de partage lipides:sang. Le 1-bromopropane peut se lier directement au glutathion ou subir une oxydation par le CYP2E1. Il peut ensuite subir une autre oxydation et/ou se conjuguer avec le glutathion et finalement être excrété dans l'urine sous forme de dérivés de l'acide mercapturique, notamment la *N*-acétyl-*S*-(*n*-propyl)-*L*-cystéine. On sait que la métabolisation du 1-bromopropane par le CYP2E1 produit des métabolites mutagènes. Le 1-bromopropane est excrété

principalement par l'exhalation et, en moindres quantités, dans l'urine et les matières fécales (US EPA, 2020).

Une étude de neurotoxicité pour le comportement par inhalation a été menée chez des rats mâles (F344). Les animaux soumis à l'essai ont été exposés pendant 3 semaines (8 h/j) à des doses de 10, 50, 200 ou 1 000 ppm (50, 251, 1 006 ou 5 028 mg/m³) (Honma et coll., 2003, mentionné dans l'US EPA, 2020). La concentration entraînant un effet critique et le critère de danger correspondant étaient une BMCL_{1ET} de 18,2 ppm (91,5 mg/m³), établie d'après la diminution du temps de traction (c.-à-d. le temps de suspension à une barre) (où BMCL_{1ET} est la limite inférieure de l'intervalle de confiance de la réponse à la dose repère [RR] d'un écart-type [1 ET]). La CMENO de ce paramètre a été établie à 200 ppm (1 006 mg/m³). Ce paramètre correspond à la neurotoxicité périphérique, qui a également été signalée dans des études chez les humains et d'autres études chez les animaux de laboratoire (Honma et coll., 2003, mentionné dans l'US EPA, 2020).

Une étude de toxicité pour la reproduction par inhalation sur deux générations a été menée chez le rat (Sprague-Dawley). Les animaux soumis à l'essai (25/sexe/concentration) ont été exposés pendant au moins 70 jours (à raison de 6 h/j) avant l'accouplement et jusqu'au 20^e jour de gestation à des doses de 100, 250, 500 ou 750 ppm (503, 1 258, 2 515 ou 3 773 mg/m³). Comme les femelles exposées à 750 ppm n'étaient pas gravides, seuls les rats F1 des trois groupes de doses les plus faibles ont été exposés (c. -à-d. 100, 200 et 500 ppm, soit 503, 1 258 et 2 515 mg/m³). Toutes les femelles F0 et F1 ont pu donner naissance à leurs petits et les élever jusqu'au sevrage, c.-à-d. jusqu'au 21^e jour de lactation. Des effets sur les paramètres de la reproduction chez les mâles et les femelles et sur les fœtus en développement ont été observés à partir de 250 ppm (1 259 mg/m³). Les effets observés chez les mâles comprenaient une diminution de la motilité des spermatozoïdes, des changements à la morphologie des spermatozoïdes et une diminution des indices d'accouplement et de fertilité. Chez les femelles, les effets observés étaient une diminution du nombre de corps jaunes, de follicules antraux et de sites de nidation. Une augmentation de la durée du cycle œstral de même qu'une augmentation du nombre de femelles F0 s'étant accouplées sans donner naissance ont également été constatées. Parmi les effets sur le développement figurent une diminution du nombre de petits nés vivants dans une portée, une diminution du poids corporel des petits et une diminution du poids du cerveau. La concentration entraînant un effet critique et le paramètre de danger correspondant étaient une BMCL₁ égale à 23 ppm (116 mg/m³), établie d'après l'échec après nidation chez les femelles F0 (où BMCL₁ est la BMCL de la RR de 1 %). Cette étude a également révélé des modifications histopathologiques dans le foie (hausse de la vacuolisation des hépatocytes centrolobulaires; BMCL₁₀ = 143,5 ppm, soit 721,8 mg/m³) et les reins (augmentation de l'incidence de la minéralisation au niveau du bassinnet du rein; BMCL₁₀ = 135 ppm; 679,1 mg/m³) (WIL Research, 2001, mentionné dans l'US EPA, 2020).

Une étude de cancérogénicité d'exposition par inhalation de 2 ans a été menée chez les rats (F344) et les souris (B3C3F1). Les animaux soumis à l'essai ont été exposés

pendant 105 semaines (6 h/j, 5 jours/semaine) à 0, 125, 250 ou 500 ppm (0, 269, 1 258 ou 2 515 mg/m³ pour les rats) et à 62,5, 125 et 250 ppm (0, 314, 629 ou 1 258 mg/m³ pour les souris) (50/sexe/concentration). Chez les souris femelles, une augmentation significative de l'incidence des adénomes alvéolaires/bronchiolaires ou carcinomes a été observée à toutes les doses testées (1/50, 9/50, 8/50, 14/50 pour des combinaisons d'adénome et de carcinome à 0, 314, 629 ou 1 258 mg/m³, respectivement). En s'appuyant sur cette étude, l'EPA des États-Unis a établi la concentration repère (CR₁₀) à 78 ppm (396 mg/m³) et la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la concentration repère (BMCL₁₀) à 54,1 ppm (272 mg/m³), d'après l'apparition concomitante d'adénomes alvéolaires/bronchiolaires et de carcinomes chez les souris femelles (NTP, 2011, mentionné dans l'US EPA, 2020). Une augmentation significative de l'incidence de l'apparition concomitante de kérato-acanthomes et de carcinomes squameux (chez les rats mâles) et d'adénomes du gros intestin (chez les rates) a également été observée, mais a donné lieu à des points de départ plus élevés. Compte tenu de l'incidence accrue de tumeurs chez les rats et les souris, dans plusieurs sites, et de l'apparition de tumeurs rares (par exemple, adénomes de l'intestin), les données probantes sur la cancérogénicité chez les animaux sont suffisantes.

Le CIRC a classé le 1-bromopropane dans le groupe 2B (peut-être cancérogène pour l'Homme), en raison de données suffisantes chez l'animal, mais insuffisantes chez les humains (CIRC, 2018). Le CIRC (2018) a également conclu qu'il existe des données probantes modérées du caractère génotoxique du 1-bromopropane. L'EPA des États-Unis (US EPA, 2020) mentionne que les données probantes d'un mode d'action mutagène du 1-bromopropane laissent penser à une cancérogénicité sans être concluantes. Certaines données probantes indiquent une mutagénicité et des dommages à l'ADN dans des essais in vitro. Cependant, des incertitudes demeurent quant à la génotoxicité in vivo. Les résultats des tests de génotoxicité in vitro sont variables (résultats équivoques dans les bactéries et positifs pour le lymphome de souris et dans le test des comètes), mais ceux des tests in vivo (mutation létale dominante, micronoyaux et mutation génétique chez des souris transgéniques) ont été négatifs. Il existe également des données probantes que le 1-bromopropane participe à la cancérogenèse en plusieurs étapes en causant un stress oxydatif, une immunosuppression et une prolifération cellulaire.

Le risque découlant de l'exposition au 1-bromopropane par des produits de consommation a été évalué par l'EPA des États-Unis dans le cadre du programme du *Toxic Substances Control Act* (TSCA), et le rapport final d'évaluation des risques a été publié en 2020 (US EPA, 2020). Les concentrations de l'exposition aiguë au 1-bromopropane par inhalation chez les utilisateurs et les non-utilisateurs (exposition fortuite) ont été estimées relativement aux produits de consommation suivants : accélérateurs d'adhésifs, nettoyeurs tout usage, détachants, produits de nettoyage de moules/de démoulage, dégraissants tout usage, nettoyeurs/dégraissants en aérosol pour appareils électroniques, nettoyeurs pour pièces de monnaie et ciseaux, produits pour la vidange du fluide frigorigène des climatiseurs d'automobiles et produits d'isolation. L'exposition aiguë par voie cutanée au 1-bromopropane a été évaluée uniquement pour les personnes qui utilisent les produits. Elle a été estimée par des

calculs pour tous les produits de consommation mentionnés ci-dessus, à l'exception des produits d'isolation. L'EPA des États-Unis a conclu que les ME étaient insuffisantes pour prévenir l'exposition aiguë par inhalation à huit produits de consommation : accélérateurs pour adhésifs, nettoyants tout usage, détachants, produits de nettoyage de moules/de démoulage, dégraissants tout usage, nettoyants/dégraissants en aérosol pour appareils électriques, nettoyants pour pièces de monnaie et ciseaux, et produits pour la vidange du fluide frigorigène des climatiseurs d'automobiles. La conclusion repose sur les préoccupations quant aux effets nocifs pour le développement qui peuvent découler d'une exposition unique au 1-bromopropane pendant une période critique de sensibilité (US EPA, 2020). En raison des mêmes préoccupations, l'EPA des États-Unis a jugé les ME insuffisantes pour prévenir l'exposition aiguë par voie cutanée des consommateurs aux quatre types de produits suivants : nettoyants tout usage, détachants, dégraissants tout usage et produits pour la vidange du fluide frigorigène des climatiseurs d'automobiles. Cependant, à l'exception des aérosols de démoulage pour moules en silicone, des nettoyants en aérosol pour appareils électriques et des produits pour la vidange du fluide frigorigène des climatiseurs d'automobiles, aucune donnée probante n'indique que les produits précisés par l'EPA des États-Unis sont offerts aux consommateurs au Canada.

7.3.2.1 Sous-groupes de la population pouvant être plus sensibles

Certains sous-groupes de la population canadienne pourraient, en raison d'une plus grande sensibilité, être plus touchés par les effets nocifs pour la santé découlant d'une exposition à des substances. Le potentiel de sensibilité variant selon le stade de la vie ou le sexe a été examiné dans les études recensées. Dans la présente évaluation des effets sur la santé, les études étaient des études sur la neurotoxicité pour le comportement, ainsi que sur les effets à long terme sur la reproduction et la cancérogénicité chez le rat et la souris. Les études ont montré que les mâles et les femelles pouvaient être sensibles aux effets découlant d'une exposition au 1-bromopropane, l'incidence des tumeurs étant accrue chez les deux sexes.

7.3.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

Le Tableau 7-8 présente les valeurs pertinentes de l'exposition et du danger associées au 1-bromopropane, ainsi que les marges d'exposition (ME) résultantes, utilisées pour l'établissement des risques d'effets non cancérogènes.

Tableau 7-8. Valeurs pertinentes de l'exposition et du danger associées au 1-bromopropane, ainsi que les marges d'exposition, pour l'établissement des risques d'effets non cancérogènes

| Scénario d'exposition | Concentration d'exposition | Concentration causant un effet critique | Critère d'effet critique pour la santé | ME |
|---|----------------------------|---|--|-------|
| Exposition quotidienne par inhalation, par l'air | 0,0031 mg/m ³ | BMCL _{0,1(aj)} = 30,5 mg/m ³ , selon une étude de neurotoxicité pour le comportement, chez le rat ^a | Neurotoxicité (diminution du temps de traction) chez le rat mâle, à 1006 mg/m ³ | 9 800 |
| Exposition par inhalation, par exposition : aérosols de démoulage pour moules en silicone | 208 mg/m ³ | BMCL _{1ET} = 116 mg/m ³ , selon une étude de toxicité pour la reproduction, par inhalation, sur deux générations, chez le rat | Toxicité pour le développement (échec après la nidation), à 2515 mg/m ³ | 1 |
| Exposition par inhalation, par exposition : nettoyants en aérosol pour appareils électriques | 165 mg/m ³ | BMCL _{1ET} = 116 mg/m ³ , selon une étude de toxicité pour la reproduction, par inhalation, sur deux générations, chez le rat | Toxicité pour le développement (échec après la nidation), à 2515 mg/m ³ | 1 |
| Exposition par inhalation, par exposition : produits pour la vidange du fluide frigorigène des climatiseurs d'automobiles (liquide) | 120 mg/m ³ | BMCL _{1ET} = 116 mg/m ³ , selon une étude de toxicité pour la reproduction, par inhalation, sur deux générations, chez le rat | Toxicité pour le développement (échec après la nidation), à 2515 mg/m ³ | 1 |
| Exposition par inhalation, par exposition : encrivores en aérosol pour tissus | 1 092 mg/m ³ | BMCL _{1ET} = 116 mg/m ³ , selon une étude de toxicité pour la reproduction, par inhalation, sur | Toxicité pour le développement (échec après la nidation), à 2 515 mg/m ³ | 0,1 |

| | | | | |
|---|----------------------------|---|---|-----|
| | | deux générations, chez le rat | | |
| Exposition par voie cutanée, par exposition : encrivores en aérosol pour tissus | 0,165 mg/kg p.c. (interne) | BMCL _{1ET} (cutanée) = 14,1 mg/kg p.c./j, selon une étude de toxicité pour la reproduction, par inhalation, sur deux générations, chez le rat ^b | Toxicité pour le développement (échec après la nidation), à 2 515 mg/m ³ | 850 |

Abréviations : BMCL_{1ET}, limite inférieure de l'intervalle de confiance de la concentration repère, associée à une hausse de l'incidence d'un effet sur la santé qui est égal à 1 écart-type (ET); ME, marge d'exposition

^a La BMCL_{0,1} a été établie à 91,5 mg/m³ dans cette étude. Lorsque l'exposition a été répartie sur 24 h/j, 7 jours/semaine, cette BMCL_{0,1} a été ajustée à 30,5 mg/m³.

^b L'équivalent de la BMCL_{1ET} pour une exposition par voie cutanée de 14,1 mg/kg p.c. a été établi comme suit : BMCL_{1ET} (cutanée) = BMCL_{1ET} (inhalation) × taux de renouvellement de l'air ÷ poids corporel, où BMCL_{1ET} (inhalation) = 116 mg/m³, taux de renouvellement de l'air = 1,5 m³/h pendant 6 heures, et poids corporel = 74 kg.

Concernant l'exposition au 1-bromopropane par inhalation, la comparaison des concentrations entraînant des effets critiques non cancérogènes avec les concentrations estimatives d'exposition par l'air a donné lieu à une ME jugée suffisante pour compenser les incertitudes dans les bases de données sur les effets sur la santé et l'exposition. Cependant, en raison de la toxicité de cette substance pour la reproduction (Repr. 1B du SGH de l'ECHA), cette exposition pourrait être préoccupante pour la santé humaine si elle devait augmenter.

En ce qui a trait à l'exposition à la substance dans des produits de consommation par inhalation, les marges d'exposition entre les concentrations entraînant un effet critique et l'absorption estimative du 1-bromopropane (qui sont également prises en considération pour tenir compte des expositions fortuites possibles [par les non-utilisateurs]) pourraient être insuffisantes pour compenser les incertitudes dans les bases de données.

En ce qui concerne l'exposition aux produits de consommation par voie cutanée, les marges d'exposition entre les concentrations entraînant un effet critique et l'absorption estimative du 1-bromopropane sont jugées suffisantes pour compenser les incertitudes dans les bases de données sur les effets sur la santé et l'exposition.

Le risque unitaire pour l'exposition par inhalation de $1 \times 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ chez les humains, établi d'après l'apparition d'adénome alvéolaire/bronchiolaire ou de carcinome chez les souris femelles, et calculé par l'EPA des États-Unis (US EPA, 2020), a été utilisé pour estimer quantitativement le risque de cancer associé au 1-bromopropane pour la population canadienne (annexe B). Ce risque unitaire pour l'exposition par inhalation a été obtenu en ajustant le modèle multistade aux données de la relation dose-réponse

de l'étude du NTP (2011) chez des souris femelles (US EPA, 2020). La DJMV pour le 1-bromopropane dans l'air a été modifiée à l'aide des FAFA (annexe B, tableau B-1) et a été employée pour calculer le risque accru de cancer à vie. La DJMV qui a été déterminée est de 0,69 µg/kg p.c./j (annexe B, tableau B-6). Ces facteurs ont ensuite servi à calculer le risque de cancer pour chaque groupe d'âge (voir l'annexe B, tableau B-7). Le risque de cancer à vie résultant, qui a été calculé à l'aide du risque unitaire pour l'exposition par inhalation de 1×10^{-6} (µg/m³)⁻¹ et en appliquant les FAFA appropriés aux estimations de l'exposition, est de $4,3 \times 10^{-6}$, une valeur jugée acceptable étant donné les incertitudes dans les bases de données sur l'exposition et le danger. Cependant, puisqu'elle est peut-être cancérigène (groupe 2B du CIRC), cette substance pourrait être une source de préoccupations si l'exposition devait augmenter.

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

Les principales sources d'incertitudes sont présentées au tableau suivant.

Tableau 7-9. Sources d'incertitudes dans la caractérisation des risques

| Principales sources d'incertitudes | Effet |
|--|-------|
| Aucune donnée fiable de surveillance environnementale faisant état de la présence de la substance dans l'air ambiant, l'eau, le sol, la poussière ou les aliments au Canada n'a été trouvée. | +/- |
| Aucune donnée sur l'exposition liée à la vie à proximité d'un nettoyeur à sec n'a été trouvée. | - |
| Aucune étude sur la toxicité découlant de l'exposition par voie cutanée n'a été trouvée | +/- |

+ = incertitude pouvant entraîner une surestimation de l'exposition ou des risques; - = incertitude pouvant entraîner une sous-estimation de l'exposition ou des risques; +/- = potentiel inconnu de surestimation ou de sous-estimation des risques.

7.4 *trans*-Dichloroéthylène

7.4.1 Évaluation de l'exposition

7.4.1.1 Milieux naturels

Aucune donnée fiable de surveillance environnementale faisant état de la présence du *trans*-dichloroéthylène dans l'eau, le sol, la poussière ou les aliments, au Canada ou ailleurs, n'a été trouvée. Compte tenu de sa pression de vapeur et de la constante de la loi d'Henry très élevées, le *trans*-dichloroéthylène devrait se volatiliser depuis le sol et l'eau. C'est pourquoi l'exposition au *trans*-dichloroéthylène dans les milieux naturels devrait principalement se produire par l'air.

Les concentrations de *trans*-dichloroéthylène mesurées dans l'air ambiant et intérieur au Canada sont présentées à l'annexe A, et sont présentées en synthèse ci-dessous.

Entre 1990 et 2013, une étude du programme du RNSPA a surveillé le *trans*-dichloroéthylène. Dans ce programme, les concentrations moyennes mesurées dans l'air ambiant en divers endroits dans l'ensemble du Canada variaient d'une valeur inférieure au seuil de détection (SD de 0,013 à 0,083 µg/m³) à 0,065 µg/m³ (SD de 0,013 µg/m³) et les concentrations au 95^e centile, d'une valeur inférieure au seuil de détection (SD de 0,013 µg/m³) à 0,060 µg/m³ (ECCC, 2019). Les concentrations de *trans*-dichloroéthylène dans l'air ambiant ont également été mesurées dans sept études canadiennes sur la qualité de l'air menées à Windsor, Regina, Halifax, Edmonton, Montréal, Sault Ste. Marie et Ottawa (Santé Canada, 2010a,b,c, 2012, 2013; communication personnelle, au sein du BQEA, SC, datée du 27 mai 2021; source non mentionnée; les détails du plan expérimental ont été présentés ailleurs [c.-à-d. dans Dales et coll., 2013; Mallach et coll., 2017]). La moyenne géométrique et la valeur au 95^e centile des concentrations mesurées dans l'air ambiant de ces villes canadiennes variaient respectivement d'une valeur inférieure au seuil de détection (SD de 0,018 à 0,042 µg/m³) à 0,042 µg/m³ et d'une valeur inférieure au seuil de détection à 0,314 µg/m³.

Les concentrations de *trans*-dichloroéthylène dans l'air intérieur ont également été mesurées dans les sept mêmes études canadiennes mentionnées ci-dessus, ainsi qu'à Swan Lake, en Ontario, dans le cadre du projet de l'Étude sur la qualité de l'air intérieur dans les communautés des Premières Nations (communication personnelle au sein du BQEA, SC, datée du 27 mai 2021; source non mentionnée; les détails du plan expérimental ont été présentés ailleurs [c.-à-d. dans Weichenthal et coll., 2013]). La moyenne géométrique et la valeur au 95^e centile des concentrations de *trans*-dichloroéthylène mesurées dans l'air intérieur de ces villes canadiennes variaient d'une valeur inférieure au seuil de détection (SD de 0,018 à 0,055 µg/m³) à 0,535 µg/m³, et d'une valeur inférieure au seuil de détection à 0,255 µg/m³, respectivement.

Le *trans*-dichloroéthylène a également été mesuré dans l'air de la zone respiratoire lors de l'étude sur la qualité de l'air menée à Windsor, en Ontario (Santé Canada, 2010c). La moyenne géométrique et la valeur au 95^e centile des concentrations mesurées en hiver et en été étaient égales au SD (0,069 µg/m³).

Les concentrations de *trans*-dichloroéthylène dans l'air ambiant ont également été mesurées dans des études canadiennes sur la qualité de l'air menées à Halifax, à Edmonton, à Montréal, à Sault Ste. Marie et à Ottawa (communication personnelle au sein du BQEA, SC, datée du 27 mai 2021; source non mentionnée; les détails du plan expérimental ont été présentés ailleurs [c.-à-d. dans Dales et coll., 2013; Mallach et coll., 2017]). Les valeurs ont été utilisées telles quelles dans l'analyse statistique. Les résultats ont été jugés valides, car le temps de rétention et les ions cibles/ions qualificatifs dans le chromatogramme obtenu par CG-SM répondaient aux critères d'analyse du laboratoire. Concernant les valeurs inférieures au SD obtenues dans les études canadiennes sur la qualité de l'air menées à Regina et à Windsor (Santé Canada, 2010b,c), les valeurs indiquées représentent la moitié de celles du SD. De plus, lorsqu'aucun pic ou ion cible/ion qualificatif n'apparaissait dans le chromatogramme de CG-SM du laboratoire, la

concentration de *trans*-dichloroéthylène était rapportée comme étant zéro, car les critères de quantification n'étaient pas satisfaits. Les résultats ont été jugés valides et remplacés par une valeur proche de zéro ($0,0001 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ou par une valeur égale à la moitié du SD correspondant afin de pouvoir déterminer les statistiques descriptives à l'aide de la transformation logarithmique.

La valeur au 95^e centile de la concentration la plus élevée mesurée dans l'air ambiant ou intérieur au Canada (c.-à-d. $0,314 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dans l'étude menée à Regina; échantillonnage de cinq jours dans 101 foyers) (Santé Canada, 2010b) a été utilisée pour estimer l'exposition de la population générale au *trans*-dichloroéthylène dans l'air. Cette concentration mesurée par des activités de surveillance de la qualité de l'air a ensuite été transformée en une dose interne à des fins de comparaison avec la concentration causant un effet critique (voir l'annexe D pour plus de détails).

7.4.1.2 Produits disponibles pour les consommateurs

L'utilisation de produits de consommation contenant du *trans*-dichloroéthylène peut entraîner une exposition de la population générale par voie cutanée et/ou par inhalation. En ce qui concerne les types de produits de consommation (par exemple, nettoyant ou dégraissant pour les appareils électriques ou les pièces électroniques, détachants en poudre pour tissus, produits pour la vidange du fluide frigorigène des climatiseurs d'automobiles et mousses isolantes en aérosol), on s'attend à ce qu'ils soient utilisés de façon intermittente et par des personnes d'âge adulte. De plus, aucune utilisation destinée aux enfants n'a été déclarée pour le *trans*-dichloroéthylène en réponse aux enquêtes menées conformément à l'article 71 de la LCPE (Canada, 2009, 2012).

Les mousses isolantes en aérosol à deux composants, pulvérisées à basse pression, et contenant du *trans*-dichloroéthylène sont offertes en vente libre chez les détaillants, en systèmes (trousses) fournissant jusqu'à environ $0,04 \text{ m}^3$ (15 pieds-planche) de mousses pulvérisées (ce qui correspond au format de $0,99 \text{ kg}$). Bien que l'étiquette de ces produits indique qu'il est « destiné à un usage professionnel », l'utilisation par des bricoleurs ne peut être exclue, étant donné l'offre sur le marché et le faible volume du produit. C'est pourquoi un scénario a été élaboré pour les particuliers qui emploient des mousses isolantes en aérosol pour de petits projets (par exemple, pour le colmatage d'espaces, de fissures, de joints de dilatation et d'autres fuites d'air).

Les concentrations estimatives d'exposition à la substance dans les détachants en poudre pour tissus ont été jugées pertinentes en ce qui concerne la population générale au Canada et représentent les concentrations d'exposition potentielle les plus élevées par voie cutanée et par inhalation (scénarios sentinelles) pour les groupes d'âge pertinents. Elles sont présentées dans le

Tableau 7-10.

L'estimation des expositions potentielles repose sur des hypothèses prudentes. Les détails sont présentés à l'annexe C. D'autres scénarios d'utilisation possible du

trans-dichloroéthylène ont été étudiés (réfrigérants, nettoyants, dégraissants, mousses isolantes), mais ils ont débouché sur des valeurs estimatives d'exposition plus faibles que celles présentées dans le

Tableau 7-10

Tableau 7-10.

Tableau 7-10. Concentrations estimatives de l'exposition par voie cutanée et par inhalation au *trans*-dichloroéthylène dans des produits de consommation

| Substance | Scénario d'exposition au produit | Concentration (%) ^a | Voie d'exposition | Dose interne le jour de l'exposition (mg/kg p.c.) | Concentration moyenne le jour de l'exposition (mg/m ³) |
|--------------------------------|--|--------------------------------|-------------------|---|--|
| <i>trans</i> -dichloroéthylène | Détachants en poudre pour tissus (aérosol) | 60 | Cutanée | 0,259 | s.o. |
| <i>trans</i> -dichloroéthylène | Détachant en poudre pour tissus (aérosol) | 60 | Inhalation | 4,40 | 22,0 |

Abréviation : s.o., sans objet

^a MSDS, 2017d

7.4.1.3 Biosurveillance

Des données de biosurveillance ont été recensées dans la National Health and Nutrition Examination Survey des É.-U. (NHANES) portant sur le *trans*-dichloroéthylène (2003 à 2012) (CDC, 2013). Aucune trace du *trans*-dichloroéthylène n'a été décelée dans le sang entier analysé dans la population américaine. Aucune donnée de biosurveillance canadienne n'a été trouvée non plus.

7.4.1.4 Sous-groupes de la population pouvant être davantage exposés

Certains groupes de la population canadienne, parce qu'ils sont davantage exposés aux substances, pourraient être plus touchés par des effets nocifs pour la santé. De plus, l'exposition a été estimée en fonction de l'âge afin de tenir compte des différences physiques et comportementales aux différents stades de la vie. Dans l'évaluation de l'exposition de fond dans les milieux naturels (principalement l'air), les valeurs estimatives de l'exposition étaient plus élevées chez les nourrissons et les jeunes enfants que chez les adultes. Dans l'évaluation de l'exposition à la substance par des produits, les concentrations de l'exposition n'ont été estimées que chez les adultes, car ces produits ne sont pas censés être utilisés par les enfants.

7.4.2 Évaluation des effets sur la santé

L'EPA des États-Unis (2010) a présenté une synthèse de la littérature scientifique recensée sur les effets sur la santé et a caractérisé le danger associé au *trans*-dichloroéthylène. Une recherche dans la littérature scientifique a été effectuée entre l'année précédant la publication de l'EPA des États-Unis (US EPA, 2010) à décembre 2022. Aucune nouvelle étude sur les effets sur la santé pouvant avoir une incidence sur la caractérisation des risques (c.-à-d. donner lieu à des critères d'effets critiques différents ou à des points de départ plus faibles que ceux indiqués dans le document de l'EPA des États-Unis [2010]) n'a été trouvée. La présente section expose les critères d'effets critiques et les concentrations correspondantes entraînant un effet à utiliser pour la caractérisation des risques, rapportés directement par l'EPA des États-Unis (US EPA, 2010).

Peu de données toxicocinétiques sur le *trans*-dichloroéthylène ont été trouvées (US EPA, 2010). Des études menées chez les animaux révèlent que la substance est facilement absorbée par inhalation et, malgré l'absence d'étude sur l'absorption cutanée, ses propriétés physico-chimiques indiquent qu'elle pourrait également être absorbée après une exposition par voie cutanée. Le *trans*-dichloroéthylène est principalement métabolisé par le CYP2E1 en dichloroacétaldéhyde, qui est facilement transformé en acide dichloroacétique et en dichloro-1,2-éthanol. Une métabolisation ultérieure par le glutathion (GSH) est peu probable. Aucune information n'a été trouvée sur l'élimination du *trans*-dichloroéthylène.

Une étude d'exposition répétée, par voie orale, de 13 semaines a été menée chez des souris (CD-1). Les animaux soumis à l'essai (8 à 12/sexe/dose) ont été exposés pendant 90 jours à 0, 17, 175 ou 287 mg/kg p.c./j (mâles), ou à 0, 23, 224 ou 452 mg/kg p.c./j (femelles) par l'eau potable. La BMCL_{1ET} pour l'immunotoxicité a été établie à 65 mg/kg p.c./j, mesurée en fonction de la diminution, chez les souris mâles, dans la rate, de la numération des cellules qui produisent des anticorps dirigés contre les érythrocytes de mouton (Shopp et coll., 1985, mentionné dans l'US EPA, 2010), la CMENO ayant été établie à 175 mg/kg p.c./j. Cet effet est considéré par l'EPA des États-Unis (US EPA, 2010) comme un indicateur de la suppression de la réponse immunitaire humorale.

Des effets sur le foie et le thymus ont également été observés dans d'autres études de toxicité par exposition subchronique par voie orale, mais ces effets ont été associés à des points de départ plus élevés (c.-à-d. 190 et 138,5 mg/kg p.c./j pour les effets sur le foie et le thymus, respectivement) (Barnes et coll., 1985, mentionné dans l'US EPA, 2010; NTP, 2002, mentionné dans l'US EPA, 2010).

Une étude de toxicité par exposition répétée par inhalation de 16 semaines a été menée chez des rats femelles (SPR Wistar). Les animaux soumis à l'essai ont été exposés pendant 1, 2, 8 ou 16 semaines (8 h/j, 5 jours/semaine) à un air contenant 792 mg/m³ de *trans*-dichloroéthylène (6/concentration). Des effets, notamment sur le foie, ont été observés à la concentration d'essai de 792 mg/m³ et se sont manifestés

par une accumulation de lipides dans les lobules du foie et les cellules de Kupffer, un effet dont l'incidence et la gravité augmentaient également avec la durée de l'exposition (Freundt et coll., 1977, mentionné dans l'US EPA, 2010).

Une étude de toxicité par exposition répétée par inhalation de 90 jours a été menée chez des rats (CrI:CD®BR). Les animaux soumis à l'essai ont été exposés pendant 6 h/j, 5 jours/semaine, à 0, 792, 3960 ou 15 800 mg/m³ (15/sexe/concentration). Une diminution de la numération de lymphocytes a été observée (significative uniquement chez les mâles exposés à la dose élevée), mais la signification toxicologique de cette diminution était incertaine en raison du degré de variabilité élevé d'une étude à l'autre pour ce paramètre chez les animaux témoins, ainsi que de la possibilité que cet effet soit dû au stress plutôt qu'à l'exposition au *trans*-dichloroéthylène. Cependant, il a également été signalé que le *trans*-dichloroéthylène à la concentration de 7 940 mg/m³ était irritant pour les rats (Hurt et coll., 1993, mentionné dans l'US EPA, 2010). Par conséquent, il est possible que la diminution de la numération des lymphocytes soit attribuable à une augmentation, liée au stress, du taux de glucocorticoïdes et à une redistribution des globules blancs entre le sang et d'autres composants immunitaires chez le rat. La concentration causant un effet critique est donc une CSENO de 15 800 mg/m³ (Dupont et coll. 1998, mentionné dans l'US EPA, 2010).

Bien que les effets sur le foie soient les plus couramment observés après une exposition au *trans*-dichloroéthylène par voie orale, les données probantes de la toxicité pour le foie ont été jugées incohérentes par l'EPA des États-Unis (US EPA, 2010). L'étude d'exposition par inhalation de 16 semaines chez des rats (SPR Wistar) a révélé des effets sur le foie à 792 mg/m³, alors que l'étude d'exposition par inhalation de 13 semaines chez des rats (CrI:CD®BR) n'a révélé aucun effet sur le foie à cette concentration ni à des concentrations supérieures. Par conséquent, les données des deux études d'exposition subchronique par inhalation décrites ci-dessus (Freundt et coll., 1977, et Dupont et coll., 1998, mentionné dans l'EPA des États-Unis, 2010, respectivement) ont été jugées insuffisantes par l'EPA des États-Unis pour établir une concentration de référence pour l'exposition par inhalation.

Une étude de toxicité pour le développement par exposition par inhalation a été menée chez des rats (CrI:CD®BR). Des femelles gravides (n = 24) ont été exposées aux jours de gestation (JG) 7 à 16 (6 h/j) à 0, 7920, 23 760 ou 47 520 mg/m³ de cette substance. De cette étude, la CSENO pour le développement a été établie à 23 760 mg/m³ d'après une diminution du poids corporel du fœtus (Dupont, 1988, mentionné dans l'EPA des États-Unis, 2010), qui a été observée à 47 520 mg/m³ et en présence d'une toxicité chez les mères (c.-à-d. une diminution du poids corporel et de la consommation alimentaire chez les mères) (Dupont, 1988, mentionné dans l'US EPA, 2010).

Aucune étude sur le potentiel cancérigène du *trans*-dichloroéthylène (c.-à-d. ni étude épidémiologique chez les humains ni étude par exposition chronique chez les animaux soumis à l'essai) n'a été trouvée et les études de génotoxicité in vivo et in vitro ont donné des résultats généralement négatifs (US EPA, 2010). Des résultats faibles, mais positifs, ont été obtenus dans des lymphocytes humains lors des tests du micronoyau et

des tests des comètes (Tafazoli et Kisch-Volders, 1996, mentionné dans l'US EPA, 2010). Cependant, ces résultats ne concordent pas avec les données de l'ensemble de la base de données sur la génotoxicité et doivent être confirmés.

7.4.2.1 Sous-groupes de la population pouvant être davantage exposés

Certains groupes de la population canadienne, parce qu'ils sont davantage exposés aux substances, pourraient être plus touchés par des effets nocifs pour la santé. Le potentiel de sensibilité variant selon le stade de la vie ou le sexe a été examiné dans les études recensées. Dans la présente évaluation des effets sur la santé, les études examinées étaient des études à doses répétées, à court terme, sur 90 jours et axées sur le développement. Les mâles et les femelles pourraient être sensibles aux effets du *trans*-dichloroéthylène. Certaines études montrent que la substance cause une immunotoxicité chez les femelles et une toxicité hépatique chez les mâles.

7.4.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

Le Tableau 7-11 présente les valeurs pertinentes de l'exposition et du danger associées au *trans*-dichloroéthylène, ainsi que les marges d'exposition (ME) résultantes, utilisées pour l'établissement des risques d'effets non cancérogènes.

Tableau 7-11. Valeurs pertinentes de l'exposition et du danger associées au *trans*-dichloroéthylène, ainsi que les marges d'exposition, pour l'établissement des risques d'effets non cancérogènes

| Scénario d'exposition | Concentration d'exposition | Concentration causant un effet critique | Critère d'effet critique pour la santé | ME |
|---|-----------------------------------|--|---|---------|
| Exposition par inhalation, air | 0,00023 mg/kg p.c./j ^a | BMCL _{1ET} = 65 mg/kg p.c./j, fondée sur une étude de 90 jours à doses répétées, par l'eau potable, chez la souris mâle | Mesure de l'immunotoxicité par la diminution de la numération des cellules produisant des anticorps dirigés contre les érythrocytes de mouton, à 175 mg/kg p.c./j | 283 000 |
| Exposition par inhalation, détachants en poudre pour tissus, le jour de | 22,0 mg/m ³ | CSENO = 23 760 mg/m ³ , fondée sur une étude de toxicité pour le développement, par inhalation, chez le rat | Diminution du poids corporel du fœtus à 47 520 mg/m ³ | 1 100 |

| | | | | |
|---|----------------------------|---|--|--------|
| l'exposition (liquide) | | | | |
| Exposition par voie cutanée, détachants en poudre pour tissus (aérosol) | 0,259 mg/kg p.c. (interne) | CSENO _(cutanée) = 2 890 mg/m ³ , fondée sur une étude de toxicité pour le développement, par inhalation, chez le rat ^b | Diminution du poids corporel du fœtus à 47 520 mg/m ³ | 11 000 |

Abréviations : ME, marge d'exposition; CSENO, concentration sans effet nocif observé; BMCL_{1ET}, limite inférieure de l'intervalle de confiance de la dose repère, associée à une hausse de l'incidence d'un effet sur la santé qui est égal à 1 écart-type (1 ET) ajusté.

^a Dose journalière estimative, le cas échéant, découlant de l'exposition par inhalation, par l'air, du sous-groupe de la population le plus exposé (c.-à-d. les enfants de 1 an), calculée à partir de la concentration la plus élevée au 95^e centile mesurée au Canada. Les doses journalières estimatives, pour tous les sous-groupes de la population, sont présentées à l'annexe D.

^b La CSENO équivalente par exposition par voie cutanée de 2 980 mg/kg p.c. a été déterminée comme suit :

$CSENO_{(cutanée)} = CSENO_{(inhalation)} \times \text{taux de renouvellement de l'air} \div \text{poids corporel}$, où $CSENO_{(inhalation)} = 23\,760 \text{ mg/m}^3$, taux de renouvellement de l'air = 1,5 m³/h pour 6 heures, et poids corporel = 74 kg.

Concernant le *trans*-dichloroéthylène, la comparaison des concentrations entraînant des effets critiques non cancérogènes avec les concentrations estimatives de l'exposition, par inhalation, à la substance dans l'air et avec celles de l'exposition, par inhalation et par voie cutanée, à la substance dans des produits de consommation a donné lieu à une ME jugée suffisante pour compenser les incertitudes dans les bases de données sur les effets sur la santé et l'exposition. Les ME obtenues pour l'exposition par inhalation à la substance dans les produits de consommation ont également été jugées suffisantes pour tenir compte de l'exposition fortuite, le cas échéant (c.-à-d. des non-utilisateurs).

7.4.4 Sources d'incertitudes dans la caractérisation des risques

Les principales sources d'incertitudes sont présentées au tableau suivant.

Tableau 7-12. Sources d'incertitudes dans la caractérisation des risques

| Principales sources d'incertitudes | Effet |
|--|-------|
| Aucune donnée fiable de surveillance environnementale faisant état de la présence de la substance dans l'eau, le sol, la poussière ou les aliments au Canada n'a été trouvée | +/- |
| Aucune étude de toxicité pour la reproduction ni étude de cancérogénicité n'a été trouvée | +/- |
| Aucune étude de toxicité par l'exposition par voie cutanée n'a été trouvée | +/- |

| Principales sources d'incertitudes | Effet |
|--|-------|
| La base de données ne permet pas de déterminer clairement la sensibilité des espèces et des lignées aux effets sur le foie | +/- |

+ = incertitude pouvant entraîner une surestimation de l'exposition ou des risques; - = incertitude pouvant entraîner une sous-estimation de l'exposition ou des risques; +/- = potentiel inconnu de surestimation ou de sous-estimation des risques.

8. Conclusion

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente évaluation, les quatre substances du groupe des halogénures d'alkyle présentent un faible risque d'effets nocifs pour l'environnement. Il a été conclu que le bromoéthane, le chloroéthane, le 1-bromopropane et le *trans*-dichloroéthylène ne satisfont pas aux critères énoncés aux alinéas 64a) et b) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, et à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

À la lumière des renseignements contenus dans la présente évaluation, il a été conclu que le bromoéthane, le chloroéthane et le *trans*-dichloroéthylène ne satisfont pas au critère de l'alinéa 64c) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

À la lumière des renseignements contenus dans la présente évaluation, il a été conclu que le 1-bromopropane satisfait au critère de l'alinéa 64c) de la LCPE, car il pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la santé ou la vie humaines.

Il a été conclu que le 1-bromopropane satisfait à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE et que le bromoéthane, le chloroéthane et le *trans*-dichloroéthylène ne satisfont à aucun des critères de l'article 64 de la LCPE.

Bibliographie

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2025. Toxicology profile for chloroethane [PDF] [consulté le 14 mai 2025]. (Disponible en anglais seulement)

Boyle EB, Viet SM, Wright DJ, Merrill LS, Alwis KU, Blount BC, Mortensen ME, Moye Jr. J, Dellarco M. 2016. Assessment of exposure to VOCs among pregnant women in the National Children's Study. *Int J Environ Res Public Health*. 13(4):376. (Disponible en anglais seulement)

Boublík T, Fried V, Hála E. 1984. The vapour pressures of pure substances: selected values of the temperature dependence of the vapour pressures of some pure substances in the normal and low pressure region (2nd revised ed.). Amsterdam (NL): Elsevier Science Publishers. (Disponible en anglais seulement)

[Cal EPA] California Environmental Protection Agency. 2012. No significant risk level (NSRL) for the proposition 65 carcinogen bromoéthane [PDF] [consulté le 4 mars 2019]. (Disponible en anglais seulement)

Canada. 2013. Enquête canadienne sur les mesures de la santé. (ECMS). Cycle 3. 2012-2013.

Canada. Ministère de l'Environnement. 2009. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances inanimées (chimiques) inscrites sur la Liste intérieure [PDF]. *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 143, no. 40, p. 2945-2956.

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, no. 48, Supplément.

[CDC] Centers for Disease Control and Prevention. 2013. National Center for Health Statistics (NCHS). National Health and Nutrition Examination Survey Data 1999-2010. Hyattsville (MD): US Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention. (Disponible en anglais seulement)

[CDC] Centers for Disease Control and Prevention. 2014. National Center for Health Statistics (NCHS). National Health and Nutrition Examination Survey Data 2013-2014. Hyattsville (MD): US Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention. (Disponible en anglais seulement)

ChemIDplus [base de données]. 2018. Bethesda (MD): US National Library of Medicine. [Consulté le 30 octobre 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[CIRC] Centre international de recherche sur le cancer. 1999s. Bromoethane (Group 3) [PDF]. [consulté le 25 février 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[CIRC] Centre international de recherche sur le cancer. 1999b. Chloroethane (Group 3) [PDF]. [consulté le 25 février 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[CIRC] Centre international de recherche sur le cancer. 2018. Some industrial chemicals. *Monogr Eval Carcinog Risk Chem Hum*. 115:37-67. (Disponible en anglais seulement)

[ConsExpo Web] Consumer Exposure Web Model. 2018. Bilthoven (NL) : Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [National Institute for Public Health and the Environment]. (Disponible en anglais seulement)

Dales R, Kauri LM, Sabit C, Mamun M, Weichenthal SA, Ryswyk KV, Kumarathasan P, Thomson E, Vincent R, Broad G, et coll. 2013. Acute changes in lung function associated with proximity to a steel plant: A randomized study. *Environ Int.* 55:15-19. (Disponible en anglais seulement)

[ECCC] Environnement et Changements climatiques Canada. 2009. Recherche de substances. [Consulté le 24 octobre 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[ECCC] Environnement et Changements climatiques Canada. 2016a. Document sur l'approche scientifique : Classification du risque écologique des substances organiques. Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada.

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2016b. Supporting documentation: data used to create substance-specific hazard and exposure profiles and assign risk classifications, Gatineau (Qué.) : ECCC. Document de référence pour l'élaboration du document sur l'approche scientifique : Classification du risque écologique des substances organiques. (Disponible en anglais seulement) Sur demande à : substances@ec.gc.ca.

[ECCC] Environnement et Changements climatiques Canada. 2019. Produits de données de SNPA [consulté le 16 avril 2019].

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2014. Approche d'identification des substances chimiques et des polymères jugés prioritaires pour l'évaluation des risques en vertu de la Partie 5 de la LOI CANADIENNE SUR LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT DE 1999 (LCPE [1999]), Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2015. Identification des priorités d'évaluation des risques : résultats de l'examen de 2015, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

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

ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2018a. Évaluation préalable rapide des substances pour lesquelles l'exposition de la population générale est limitée, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2018b. Évaluation préalable – Substances jugées comme étant peu préoccupantes au moyen de l'approche de la Classification du risque écologique des substances organiques et de l'approche fondée sur le seuil de préoccupation toxicologique (SPT), Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2019a. Summary of classification and labelling - bromoethane. [consulté le 24 octobre 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2019b. Summary of classification and labelling – chloroethane. [consulté le 24 octobre 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] European Chemical Agency. 2019c. Summary of classification and labelling – 1-bromopropane. [Consulté le 24 octobre 2019]. (Disponible en anglais seulement).

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

Frasch HF, Dotson GS, et Barbero AM. 2011. In vitro human epidermal penetration of 1-bromopropane. *J Toxicol Environ Health A*. 74(19):1249-1260. (Disponible en anglais seulement).

Great Lake Chemical Corporation. 2002. Test plan for ethyl bromide (no CAS 74-96-4) [PDF]. [consulté le 19 décembre 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank, 2005a [database]. Ethyl bromide. Bethesda (MD): National Library of Medicine. [Consulté le 14 mai 2025]. (Disponible en anglais seulement).

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank, 2005b [database]. 1-bromopropane. Bethesda (MD): National Library of Medicine. [Consulté le 14 mai 2025]. (Disponible en anglais seulement).

Konietzko H. 1984. Chlorinated ethanes: sources, distribution, environmental impact and health effects. *Hazard Assess Chem*. 3:401-448. (Disponible en anglais seulement)

Li Y, Cakmak S, Zhu J. 2019. Profiles and monthly variations of selected volatile organic compounds in indoor air in Canadian homes: results of Canadian national indoor air survey 2012-2013. *Environ Int*. 126:134-144. (Disponible en anglais seulement)

Mallach G, St-Jean M, MacNeill M, Aubin D, Wallace L, Shin T, Van Ryswyk K, Kulka R, You H, Fugler D, et coll. 2017. Exhaust ventilation in attached garages improves residential indoor air quality. *Indoor Air*. 27(2):487-499. (Disponible en anglais seulement)

Morgan A, Black A, Belcher DR. 1970. The excretion in breath of some aliphatic halogenated hydrocarbons following administration by inhalation. *Ann Occup Hyg*. 13(4):210-233. (Disponible en anglais seulement)

[MSDS] Material Safety Data Sheet. 2010. HFE Super Cleaner Degreaser [PDF]. Burlington (ON) : MG Chemicals. [consulté le 11 avril 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[MSDS] Material Safety Data Sheet. 2014. Contact Cleaner 2000 Precision Cleaner [PDF]. Warminster, (PA): CRC Industries Inc. [consulté le 8 février 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[MSDS] Material Safety Data Sheet. 2015. S.P.I.F. II Ink remover for screen printing textiles [PDF]. Long Island City (NY): Albatross USA Inc. [Consulté le 6 septembre 2022]. (Disponible en anglais seulement)

[MSDS] Safety Data Sheet. 2016a. Silicone Mold Release [PDF]. Warminster (PA): CRC Industries Inc. [consulté en septembre 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[MSDS] Material Safety Data Sheet. 2017a. Ace Starting Fluid [PDF]. Brampton (ON) : Kleen-Flo Tumbler Ind. Ltd. [consulté le 21 novembre 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[MSDS] Safety Data Sheet. 2017 b. Tool Crib Electric Contract Cleaner [PDF]. Sycamore (IL) : Seymour of Sycamore. [consulté en septembre 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[MSDS] Safety Data Sheet. 2017c. Johnsen's Premium A/C Flush Non-Flammable 1 Gallon [PDF]. Cleburne (TX): Technical Chemical Company. [consulté en septembre 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[MSDS] Material Safety Data Sheet. 2017d. AlbaChem Spot Lifter II [PDF]. Long Island City (NY): Albatross USA Inc. [consulté le 8 février 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[MSDS] Material Safety Data Sheet. 2017e. Touch 'n Foam Professional System 15 CCMC Part-A&B [PDF]. DAP Foam Inc. [Consulté le 13 mai 2025]. (Disponible en anglais seulement).

[MSDS] Material Safety Data Sheet. 2018. Dura II A/C Flush Solvent [PDF]. Lewisville (TX): MicroCare Corporation. [Consulté le 13 mai 2025]. (Disponible en anglais seulement).

[NTP] National Toxicology Program (États-Unis). 1989. Toxicology and carcinogenesis studies of bromoethane (ethyl bromide) (CAS No. 74-96-4) in F344/N rats and B6C3F1 mice (inhalation studies) [PDF]. [Consulté le 20 décembre 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[NTP] National Toxicology Program (États-Unis). 1989. Toxicology and carcinogenesis studies of chloroethane (ethyl chloride) (CAS No. 75-00-3) in F344/N rats and B6C3F1 mice (inhalation studies) [PDF]. [Consulté le 10 janvier 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[NTP] National Toxicology Program (États-Unis). 2016. Reports on Carcinogens, Fifteenth Edition. 1-Bromopropane [PDF]. [Consulté le 22 février 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[OCDE] Organisation pour la coopération et le développement économiques. 2006. SIDS initial assessment report for SIAM22 [PDF] [consulté le 1er février 2019]. (Disponible en anglais seulement)

OCDE – Boîte à outils QSAR [Outil de références croisées]. 2014. Version 3.3. Paris (FR) Organisation de coopération et de développement économiques, Laboratory of Mathematical Chemistry. (Disponible en anglais seulement)

[OMS] Organisation mondiale de la Santé. 2002. Concise international chemical assessment document 42 bromoethane [PDF]. [Consulté le 13 mai 2025]. (Disponible en anglais seulement)

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [Institut national néerlandais de la santé publique et de l'environnement (Pays-Bas)]. 2014. General fact sheet: general default parameters for estimating consumer exposure: Version mise à jour pour ConsExpo 4 [PDF]. Bilthoven (Pays-Bas) : RIVM. Rapport no : 090013003/2014. [Consulté en septembre 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [Institut national néerlandais de la santé publique et de l'environnement (Pays-Bas)]. 2018. Cleaning products fact sheet: default parameters for estimating consumer exposure: updated version for ConsExpo 4 [PDF]. Bilthoven (Pays-Bas) : RIVM. Rapport no : 2016-0179. [consulté en septembre 2019]. (Disponible en anglais seulement)

Santé Canada. 1998. Facteurs d'exposition pour l'évaluation de l'absorption quotidienne totale de substances prioritaires par la population générale du Canada. Rapport non publié. Ottawa (Ontario) : Santé Canada, Direction de l'hygiène du milieu.

Santé Canada. 2010a. Étude sur l'insuffisance cardiaque congestive de Montréal. 2008-2010.

Santé Canada. 2010b. Étude sur la qualité de l'air intérieur à Regina (2007) : Sommaire des données d'échantillonnage des composés organiques volatiles. Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada. [consulté le 24 avril 2019].

Santé Canada. 2010c. Étude l'évaluation de l'exposition à Windsor (2005-2006) : Sommaire des données d'échantillonnage des composés organiques volatiles. Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada. [consulté le 24 avril 2019].

Santé Canada. 2012. Étude de la qualité de l'air intérieur à Halifax (2009) : Sommaire des données d'échantillonnage des composés organiques volatiles. Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada.

Santé Canada. 2013. Étude de la qualité de l'air intérieur à Edmonton (2010) : Sommaire des données d'échantillonnage des composés organiques volatiles. Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada. [consulté le 24 avril 2019].

Santé Canada. 2013. Document d'orientation provisoire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine associés à une exposition de courte durée aux substances cancérigènes présentes dans les sites contaminés. Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada. [consulté le 7 mai 2019].

Santé Canada. 2015. Tableau de la consommation alimentaire obtenu à l'aide de Statistique Canada, Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes, cycle 2.2, Nutrition (2004), fichier de partage. Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada.

Santé Canada. 2016. Document d'évaluation scientifique : Approche fondée sur le seuil de préoccupation toxicologique (SPT) pour certaines substances. Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada.

Santé Canada. 2018. Draft backgrounder document on updated default body surface areas for use in ESRAB assessments. Rapport inédit. Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada. (Disponible en anglais seulement).

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 1987. Household solvent products: A national usage survey. (EPA-OTS 560/5-87-005). Washington (DC) : EPA des États-Unis, Office of Toxic Substances, Office of Pesticides and Toxic Substances. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2005. Supplémental guidance for assessing susceptibility from early-life exposure to carcinogens [PDF]. Washington (DC): EPA des États-Unis. [consulté le 2019 March]. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2010. Toxicological review of cis-1,2-dichloroethylene and trans-1,2-dichloroethylene. Washington (DC) : EPA des États-Unis. Rapport no EPA/635/R-09/006F. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2011. Chapter 6: Inhalation rates. exposure factors handbook 2011 edition (Final). Washington (DC) : EPA des États-Unis. Rapport n° EPA/600/R-09/052F. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2012. Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows, v 4.11. Washington (DC): US EPA. (Disponible en anglais seulement).

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2016. TSCA Work Plan Chemical Risk Assessment PEER REVIEW DRAFT 1-bromopropane : (n-propyl bromide) spray adhesives, dry cleaning, and degreasing uses CAS RN: 106-94-5. Washington (DC): EPA des États-Unis. [consulté le 15 avril 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2018a. ChemView [base de données]. Washington (DC) : EPA des États-Unis. [Mis à jour le 26 octobre 2018; consulté le 31 octobre 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2018 b. Problem formulation of the risk evaluation for 1-bromopropane. Washington (DC) : EPA des États-Unis. [consulté le 15 avril 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2020. Risk evaluation for 1-bromopropane [PDF]. Washington (DC): EPA des États-Unis, Office of Chemical Safety and Pollution Prevention. [consulté le 12 août 2020]. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2023. Benchmark Dose Software (BMDS) (Build 3.3.2; Model Library Version 2023.03.1) [logiciel]. (Disponible en anglais seulement).

Weichenthal S, Mallach G, Kulka R, Black A, Wheeler A, You H, St-Jean M, Kwiatkowski R, Sharp D. 2013. A randomized double blind crossover study of indoor air filtration and acute changes in cardiorespiratory health in a First Nations community. *Indoor Air*. 23(3):175-184. (Disponible en anglais seulement).

Annexe A. Concentrations des substances du groupe des halogénures d'alkyle mesurées dans l'air au Canada

Tableau A-1. Concentrations de bromoéthane dans l'air ambiant, programme du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA), 1990 à 2016 (ECCC, 2019)

| Année d'échantillonnage | Seuil de détection du laboratoire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Nombre d'échantillons | % des échantillons > SD | Plage de concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Moyenne géométrique des concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Valeur au 95 ^e centile ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) |
|-------------------------|--|-----------------------|-------------------------|--|---|--|
| 1990 | 0,043 | 0 | – | – | – | – |
| 1991 | 0,043 | 443 | 0,0 | < SD | – | < SD |
| 1992 | 0,043 | 3 040 | 0,3 | < SD-0,065 | < SD | < SD |
| 1993 | 0,043 | 2 588 | 0,4 | < SD-0,211 | 0,068 | < SD |
| 1994 | 0,043 | 2 803 | 1,4 | < SD-0,580 | 0,066 | < SD |
| 1995 | 0,043 | 2 179 | 0,6 | < SD-0,152 | < SD | < SD |
| 1996 | 0,043 | 2 252 | 1,4 | < SD-0,094 | < SD | < SD |
| 1997 | 0,043 | 2 000 | 5,2 | < SD-0,563 | < SD | 0,043 |
| 1998 | 0,043 | 2 287 | 0,0 | < SD-0,121 | < SD | < SD |
| 1999 | 0,043 | 2 252 | 19,2 | < SD-0,080 | < SD | 0,050 |
| 2000 | 0,043 | 2 469 | 5,3 | < SD-0,100 | < SD | 0,050 |
| 2001 | 0,043 | 3 027 | 4,6 | < SD-0,150 | < SD | < SD |
| 2002 | 0,043 | 3 437 | 1,9 | < SD-0,125 | < SD | < SD |
| 2003 | 0,043 | 6 095 | 0,1 | < SD-0,098 | < SD | < SD |
| 2004 | 0,043 | 3 253 | 0,0 | < SD | < SD | < SD |
| 2005 | 0,043 | 3 135 | 0,6 | < SD-0,225 | < SD | < SD |
| 2006 | 0,043 | 2 849 | 1,1 | < SD-2,931 | < SD | < SD |
| 2007 | 0,043 | 2 740 | 0,3 | < SD-0,188 | < SD | < SD |
| 2008 | 0,043 | 3 330 | 0,1 | < SD-0,174 | < SD | < SD |
| 2009 | 0,043 | 3 296 | 1,8 | < SD-20,318 | < SD | < SD |
| 2010 | 0,043 | 2 772 | 0,1 | < SD-0,393 | < SD | < SD |
| 2011 | 0,043 | 2 459 | 0,1 | < SD-0,063 | < SD | < SD |
| 2012 | 0,043 | 2 548 | 0,1 | < SD-0,098 | < SD | < SD |
| 2013 | 0,058 | 1 381 | 0,1 | < SD-0,084 | < SD | < SD |
| 2014 | 0,059 | 0 | – | – | – | – |
| 2015 | 0,075 | 0 | – | – | – | – |
| 2016 | 0,093 | 0 | – | – | – | – |

Abréviation : SD = seuil de détection

Tableau A-2. Concentrations de bromoéthane dans l'air ambiant, l'air intérieur et l'air de la zone respiratoire mesurées dans les études sur la qualité de l'air de Santé Canada

| Saison | Type d'échantillon, durée de l'échantillonnage, lieu | SD ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Nombre d'échantillons | Plage de concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | % foyers > SD ^a | Moyenne géométrique ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Valeur au 95 ^e centile ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) |
|--------|--|---------------------------------|-----------------------|--|----------------------------|--|--|
| Été | Intérieur, 24 h, Edmonton ^c | 0,065 | 328 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Été | Extérieur, 24 h, Edmonton ^c | 0,065 | 324 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Intérieur, 24 h, Edmonton ^c | 0,035 | 337 | < SD-0,067 | 2,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Extérieur, 24 h, Edmonton ^c | 0,035 | 332 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Été | Intérieur, 24 h, Halifax ^d | 0,036 | 331 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Été | Extérieur, 24 h, Halifax | 0,036 | 324 | < SD-0,154 | 2,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Intérieur, 24 h, Halifax ^d | 0,036 | 312 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Extérieur, 24 h, Halifax ^d | 0,036 | 287 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Été | Intérieur, 24 h, Regina ^e | 0,034 | 105 | < SD | 0,0 ^b | < SD | < SD |
| Été | Intérieur, 5 j, Regina ^e | 0,034 | 101 | < SD | 0,0 ^b | < SD | < SD |
| Été | Extérieur, 24 h, Regina ^e | 0,034 | 108 | < SD | 0,0 ^b | < SD | < SD |
| Été | Extérieur, 5 j, Regina ^e | 0,034 | 97 | < SD | 0,0 ^b | < SD | < SD |
| Hiver | Intérieur, 24 h, Regina ^e | 0,034 | 105 | < SD | 0,0 ^b | < SD | < SD |
| Hiver | Intérieur, 5 j, Regina ^e | 0,034 | 89 | < SD | 1,1 ^b | < SD | < SD |
| Hiver | Extérieur, 24 h, Regina ^e | 0,034 | 94 | < SD | 0,0 ^b | < SD | < SD |
| Été | Intérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,070 | 217 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Été | Extérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,070 | 216 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |

| | | | | | | | |
|-------|--|-------|-----|------------|-----|------|------|
| Été | Zone respiratoire, 24 h, Windsor ^f | 0,070 | 207 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Intérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,070 | 232 | < SD-0,070 | 2,1 | < SD | < SD |
| Hiver | Extérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,070 | 201 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Zone respiratoire, 24 h, Windsor ^f | 0,070 | 225 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Été | Intérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,074 | 211 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Été | Extérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,074 | 214 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Intérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,074 | 224 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Extérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,074 | 214 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| N.D. | Intérieur, 24 h, Montréal ^g | 0,065 | 285 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| N.D. | Extérieur, 24 h, Montréal ^g | 0,036 | 200 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Été | Extérieur, 24 h, Sault Ste. Marie ^h | 0,029 | 108 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Intérieur, 24 h, Swan Lake ⁱ | 0,025 | 67 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Intérieur, 7 j, Swan Lake ⁱ | 0,025 | 54 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Intérieur, 48 h, Ottawa ^j | 0,022 | 166 | < SD | 3,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Extérieur, 48 h, Ottawa ^j | 0,022 | 151 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Garage, 48 h, Ottawa ^j | 0,022 | 206 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |

Abréviations : SD, seuil de détection; N.D. = Non disponible

^a Pourcentage des foyers dont au moins un échantillon indique des valeurs supérieures au seuil de détection.

^b Pourcentage des échantillons dont la valeur est supérieure au seuil de détection.

^c Santé Canada, 2013

^d Santé Canada, 2012

^e Santé Canada, 2010b

^f Santé Canada, 2010c

^g Santé Canada, 2010a

^h Communication personnelle au sein du BQEA, SC, datée du 27 mai 2021; source non mentionnée. Les détails du plan expérimental ont été présentés ailleurs (c.-à-d. dans Dales et coll., 2013).

ⁱ Communication personnelle au sein du BQEA, SC, datée du 27 mai 2021; source non mentionnée. Les détails du plan expérimental ont été présentés ailleurs (c.-à-d. dans Weichenthal et coll., 2013).

^J Communication personnelle au sein du BQEA, SC, datée du 27 mai 2021; source non mentionnée. Les détails du plan expérimental ont été présentés ailleurs (c.-à-d. dans Mallach et coll., 2017).

Tableau A-3. Concentrations de chloroéthane dans l'air ambiant, programme du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA), 1990 à 2016 (ECCC 2019)

| Année d'échantillonnage | Seuil de détection du laboratoire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Nombre d'échantillons | % des échantillons > SD | Plage de concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Moyenne géométrique ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Valeur au 95 ^e centile ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) |
|-------------------------|--|-----------------------|-------------------------|--|--|--|
| 1990 | 0,027 | 0 | – | – | – | – |
| 1991 | 0,027 | 443 | 24,4 | < SD-2,680 | 0,176 | 0,258 |
| 1992 | 0,027 | 3 040 | 22,2 | < SD-2,857 | 0,085 | 0,235 |
| 1993 | 0,027 | 2 588 | 13,6 | < SD-2,728 | 0,158 | 0,183 |
| 1994 | 0,027 | 2 803 | 33,4 | < SD-49,673 | 0,117 | 0,317 |
| 1995 | 0,027 | 2 179 | 42,3 | < SD-4,613 | 0,062 | 0,230 |
| 1996 | 0,027 | 2 252 | 67,0 | < SD-2,664 | 0,059 | 0,368 |
| 1997 | 0,027 | 2 000 | 90,4 | < SD-5,729 | 0,084 | 0,198 |
| 1998 | 0,027 | 2 287 | 77,8 | < SD-3 100 | 0,061 | 0,180 |
| 1999 | 0,027 | 2 253 | 98,8 | < SD-1,890 | 0,086 | 0,180 |
| 2000 | 0,027 | 2 475 | 99,6 | < SD-2,350 | 0,082 | 0,160 |
| 2001 | 0,027 | 6 537 | 59,1 | < SD-4,355 | 0,040 | 0,113 |
| 2002 | 0,027 | 6 451 | 51,2 | < SD-0,724 | 0,031 | 0,089 |
| 2003 | 0,027 | 9 995 | 14,4 | < SD-0,422 | < SD | 0,047 |
| 2004 | 0,027 | 8 530 | 6,4 | < SD-2,390 | < SD | 0,030 |
| 2005 | 0,027 | 7 716 | 8,6 | < SD-0,937 | < SD | 0,032 |
| 2006 | 0,027 | 7 536 | 10,7 | < SD-0,388 | < SD | 0,037 |
| 2007 | 0,027 | 6 412 | 14,2 | < SD-0,330 | < SD | 0,040 |
| 2008 | 0,027 | 7 066 | 13,6 | < SD-0,183 | < SD | 0,038 |
| 2009 | 0,027 | 6 621 | 9,9 | < SD-2,927 | < SD | 0,034 |
| 2010 | 0,027 | 7 532 | 8,2 | < SD-0,909 | < SD | 0,032 |
| 2011 | 0,027 | 6 933 | 12,8 | < SD-0,144 | < SD | 0,038 |
| 2012 | 0,027 | 6 506 | 8,5 | < SD-0,324 | < SD | 0,032 |
| 2013 | 0,067 | 3 437 | 0,7 | < SD-0,190 | < SD | < SD |
| 2014 | 0,069 | 4 811 | 1,6 | < SD-0,176 | < SD | < SD |
| 2015 | 0,044 | 4 435 | 1,5 | < SD-0,436 | < SD | < SD |
| 2016 | 0,065 | 2 192 | 0,2 | < SD-0,101 | < SD | < SD |

Abréviation : SD = seuil de détection

Tableau A-4. Concentrations de chloroéthane dans l'air ambiant, l'air intérieur et l'air de la zone respiratoire mesurées dans les études sur la qualité de l'air de Santé Canada

| Saison | Type d'échantillon, durée de l'échantillonnage, lieu | SD ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Nombre d'échantillons | Plage de concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | % foyers > SD ^a | Moyenne géométrique ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Valeur au 95 ^e centile ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) |
|--------|--|---------------------------------|-----------------------|--|----------------------------|--|--|
| Été | Intérieur, 24 h, Edmonton ^c | 0,062 | 328 | < SD-0,105 | 12,0 | < SD | < SD |
| Été | Extérieur, 24 h, Edmonton ^c | 0,062 | 324 | < SD-0,071 | 2,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Intérieur, 24 h, Edmonton ^c | 0,028 | 337 | < SD-0,493 | 52,0 | < SD | 0,053 |
| Hiver | Extérieur, 24 h, Edmonton ^c | 0,028 | 332 | < SD-0,258 | 14,0 | < SD | < SD |
| Été | Intérieur, 24 h, Halifax ^d | 0,028 | 331 | < SD-0,132 | 90,0 | < SD | 0,064 |
| Été | Extérieur, 24 h, Halifax ^d | 0,028 | 324 | < SD-0,230 | 56,0 | < SD | 0,036 |
| Hiver | Intérieur, 24 h, Halifax ^d | 0,028 | 312 | < SD-0,110 | 90,0 | < SD | 0,053 |
| Hiver | Extérieur, 24 h, Halifax ^d | 0,028 | 287 | < SD-0,102 | 58,0 | < SD | 0,044 |
| Été | Intérieur, 24 h, Regina ^e | 0,039 | 105 | < SD-0,383 | 53,3 ^b | < SD | 0,100 |
| Été | Intérieur, 5 j, Regina ^e | 0,039 | 101 | < SD-0,415 | 64,2 ^b | 0,040 | 0,113 |
| Été | Extérieur, 24 h, Regina ^e | 0,039 | 108 | < SD-0,125 | 12,0 ^b | < SD | 0,052 |
| Été | Extérieur, 5 j, Regina ^e | 0,039 | 97 | < SD-0,187 | 124,4 ^b | < SD | 0,060 |
| Hiver | Intérieur, 24 h, Regina ^e | 0,039 | 105 | < SD-0,273 | 43,8 ^b | < SD | 0,113 |

| | | | | | | | |
|-------|--|-------|-----|----------------|-------------------|-------|-------|
| Hiver | Intérieur, 5 j, Regina ^e | 0,039 | 89 | < SD- 0,450 | 52,8 ^b | < SD | 0,100 |
| Hiver | Extérieur, 24 h, Regina ^e | 0,039 | 94 | < SD- 0,080 | 3,2 ^b | < SD | 0,020 |
| Été | Intérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,115 | 217 | < SD- 1,120 | 48,9 | < SD | 0,230 |
| Été | Extérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,115 | 216 | < SD- 0,165 | 2,2 | < SD | < SD |
| Été | Zone respiratoire, 24 h, Windsor ^f | 0,115 | 207 | < SD- 1,020 | 38,6 | < SD | 0,160 |
| Hiver | Intérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,115 | 232 | < SD- 1,150 | 2,1 | < SD | < SD |
| Hiver | Extérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,115 | 201 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Zone respiratoire, 24 h, Windsor ^f | 0,115 | 225 | < SD- 0,360 | 8,5 | < SD | < SD |
| Été | Intérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,110 | 211 | < SD- 0,390 | 23,9 | < SD | 0,123 |
| Été | Extérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,110 | 213 | < SD- 0,162 | 6,7 | < SD | < SD |
| Hiver | Intérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,110 | 224 | < SD- 0,115 | 2,1 | < SD | < SD |
| Hiver | Extérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,110 | 213 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| NA | Intérieur, 24 h, Montréal ^g | 0,028 | 285 | < SD- 0,433 | 77,8 | 0,059 | 0,147 |
| NA | Extérieur, 24 h, Montréal ^g | 0,062 | 200 | < SD- 0,136 | 55,6 | < SD | < SD |
| Été | Extérieur, 42 h, | 0,027 | 108 | < SD- 0,068 | 100,0 | < SD | 0,040 |

| | | | | | | | |
|-------|---|-------|-----|--------------|------|-------|-------|
| | Sault Ste. Marie ^h | | | | | | |
| Hiver | Intérieur, 24 h, Swan Lake ⁱ | 0,045 | 67 | < SD - 0,300 | 81,0 | 0,071 | 0,220 |
| Hiver | Intérieur, 7 j, Swan Lake ⁱ | 0,045 | 54 | < SD- 0,267 | 95,2 | 0,092 | 0,233 |
| Hiver | Intérieur, 48 h, Ottawa ^j | 0,027 | 166 | < SD- 0,080 | 97,0 | < SD | 0,036 |
| Hiver | Extérieur, 48 h, Ottawa ^j | 0,027 | 151 | < SD- 0,036 | 69,7 | < SD | < SD |
| Hiver | Garage, 48 h, Ottawa ^j | 0,027 | 206 | < SD- 0,108 | 97,0 | < SD | 0,040 |

Abréviation : SD = seuil de détection; N.D. = non disponible

^a Pourcentage des foyers dont au moins un échantillon indique des valeurs supérieures au seuil de détection.

^b Pourcentage des échantillons dont la valeur est supérieure au seuil de détection.

^c Santé Canada, 2013

^d Santé Canada, 2012

^e Santé Canada, 2010b

^f Santé Canada, 2010c

^g Santé Canada, 2010a

^h Communication personnelle au sein du BQEA, SC, datée du 27 mai 2021; source non mentionnée. Les détails du plan expérimental ont été présentés ailleurs (c.-à-d. dans Dales et coll., 2013).

ⁱ Communication personnelle au sein du BQEA, SC, datée du 27 mai 2021; source non mentionnée. Les détails du plan expérimental ont été présentés ailleurs (c.-à-d. dans Weichenthal et coll., 2013).

^j Communication personnelle au sein du BQEA, SC, datée du 27 mai 2021; source non mentionnée. Les détails du plan expérimental ont été présentés ailleurs (c.-à-d. dans Mallach et coll., 2017).

Tableau A-5. Concentrations de 1-bromopropane mesurées dans l'air intérieur au Canada, Enquête canadienne sur les mesures de la santé (Li et coll., 2019)

| Type d'échantillon | % détecté | SDM ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Concentration maximale ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) |
|--------------------|-----------|----------------------------------|---|
| Intérieur | 0,3 | 0,29 | 3,1 |

Abréviation : SDM, seuil de détection de la méthode

Tableau A-6. Concentrations de *trans*-dichloroéthylène dans l'air ambiant, programme du Réseau national de surveillance de la pollution de l'air, 1990 à 2016 (ECCC, 2019)

| Année d'échantillonnage | Seuil de détection du labo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Nombre d'échantillons | % des échantillons > SD | Plage de concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Moyenne géométrique ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Valeur au 95 ^e centile ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) |
|-------------------------|---|-----------------------|-------------------------|--|--|--|
|-------------------------|---|-----------------------|-------------------------|--|--|--|

| | | | | | | |
|------|-------|-------|------|------------|-------|-------|
| 1990 | 0,013 | 1 326 | – | < SD-0,000 | – | < SD |
| 1991 | 0,013 | 1 327 | 2,1 | < SD-0,139 | 0,036 | < SD |
| 1992 | 0,013 | 3 040 | 2,7 | < SD-0,223 | < SD | < SD |
| 1993 | 0,013 | 2 588 | 0,9 | < SD-0,267 | 0,065 | < SD |
| 1994 | 0,013 | 2 803 | 0,9 | < SD-0,075 | 0,014 | < SD |
| 1995 | 0,013 | 2 179 | 17,8 | < SD-0,098 | 0,017 | 0,028 |
| 1996 | 0,013 | 2 252 | 31,3 | < SD-0,135 | 0,023 | 0,039 |
| 1997 | 0,013 | 2 000 | 44,7 | < SD-0,220 | 0,030 | 0,060 |
| 1998 | 0,013 | 2 287 | 8,2 | < SD-0,060 | 0,018 | 0,018 |
| 1999 | 0,013 | 2 219 | 67,9 | < SD-0,070 | 0,035 | 0,050 |
| 2000 | 0,013 | 2 469 | 96,2 | < SD-0,830 | 0,028 | 0,040 |
| 2001 | 0,013 | 3 027 | 93,4 | < SD-0,070 | 0,029 | 0,040 |
| 2002 | 0,013 | 3 437 | 84,8 | < SD-0,102 | 0,023 | 0,041 |
| 2003 | 0,013 | 6 095 | 1,0 | < SD-0,817 | < SD | < SD |
| 2004 | 0,013 | 3 253 | 1,0 | < SD-0,849 | < SD | < SD |
| 2005 | 0,013 | 3 135 | 1,3 | < SD-0,233 | < SD | < SD |
| 2006 | 0,013 | 2 849 | 1,2 | < SD-0,398 | < SD | < SD |
| 2007 | 0,013 | 2 740 | 3,2 | < SD-0,516 | < SD | < SD |
| 2008 | 0,013 | 3 330 | 3,7 | < SD-0,371 | < SD | < SD |
| 2009 | 0,013 | 3 296 | 5,6 | < SD-0,349 | < SD | 0,014 |
| 2010 | 0,013 | 2 772 | 23,2 | < SD-2,013 | < SD | 0,044 |
| 2011 | 0,013 | 2 459 | 39,4 | < SD-0,587 | < SD | 0,058 |
| 2012 | 0,013 | 2 548 | 31,3 | < SD-0,277 | < SD | 0,048 |
| 2013 | 0,041 | 1 381 | 8,3 | < SD-2,230 | < SD | 0,059 |
| 2014 | 0,042 | 0 | – | – | – | – |
| 2015 | 0,052 | 0 | – | – | – | – |
| 2016 | 0,083 | 0 | – | – | – | – |

Tableau A-7. Concentrations de *trans*-dichloroéthylène dans l'air ambiant, l'air intérieur et l'air de la zone respiratoire, mesurées dans les études sur la qualité de l'air de Santé Canada

| Saison | Type d'échantillon, durée de l'échantillonnage, lieu | SD (µg/m ³) | Nombre d'échantillons | Plage de concentrations (µg/m ³) | % foyers > SD ^a | Moyenne géométrique (µg/m ³) | Valeur au 95 ^e centile (µg/m ³) |
|--------|--|-------------------------|-----------------------|--|----------------------------|--|--|
| Été | Intérieur, 24 h, Edmonton ^c | 0,042 | 328 | < SD-0,135 | 28,0 | < SD | 0,055 |
| Été | Extérieur, 24 h, Edmonton ^c | 0,042 | 324 | < SD-0,114 | 34,0 | < SD | 0,046 |

| | | | | | | | |
|-------|---|-------|-----|------------|-------------------|------|-------|
| Hiver | Intérieur, 24 h, Edmonton ^c | 0,021 | 337 | < SD-0,484 | 50,0 | < SD | 0,120 |
| Hiver | Extérieur, 24 h, Edmonton ^c | 0,021 | 332 | < SD-0,292 | 58,0 | < SD | 0,056 |
| Été | Intérieur, 24 h, Halifax ^d | 0,018 | 331 | < SD-5,084 | 28,0 | < SD | 0,028 |
| Été | Extérieur, 24 h, Halifax ^d | 0,018 | 324 | < SD-0,550 | 28,0 | < SD | 0,024 |
| Hiver | Intérieur, 24 h, Halifax ^d | 0,018 | 312 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Extérieur, 24 h, Halifax ^d | 0,018 | 287 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Été | Intérieur, 24 h, Regina ^e | 0,019 | 105 | < SD-2,045 | 10,5 _b | < SD | 0,205 |
| Été | Intérieur, 5 j, Regina ^e | 0,019 | 101 | < SD-3,305 | 10,9 _b | < SD | 0,255 |
| Été | Extérieur, 24 h, Regina ^e | 0,019 | 108 | < SD-0,605 | 7,4 _b | < SD | 0,098 |
| Été | Extérieur, 5 j, Regina ^e | 0,019 | 97 | < SD-0,413 | 10,3 _b | < SD | 0,314 |
| Hiver | Intérieur, 24 h, Regina ^e | 0,019 | 105 | < SD-0,933 | 1,0 _b | < SD | < SD |
| Hiver | Intérieur, 5 j, Regina ^e | 0,019 | 89 | < SD-1,190 | 1,1 _b | < SD | < SD |
| Hiver | Extérieur, 24 h, Regina ^e | 0,019 | 94 | < SD | 0,0 _b | < SD | < SD |
| Été | Intérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,069 | 217 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Été | Extérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,069 | 216 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Été | Zone respiratoire, 24 h, Windsor ^f | 0,069 | 207 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Intérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,069 | 232 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Extérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,069 | 201 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Zone respiratoire, 24 h, Windsor ^f | 0,069 | 225 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Été | Intérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,055 | 211 | < SD-0,110 | 2,2 | < SD | < SD |
| Été | Extérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,055 | 214 | < SD-0,065 | 2,2 | < SD | < SD |

| | | | | | | | |
|-------|--|-------|-----|-------------|-------|-------|-------|
| Hiver | Intérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,055 | 224 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Extérieur, 24 h, Windsor ^f | 0,055 | 214 | < SD | 0,0 | < SD | < SD |
| NA | Intérieur, 24 h, Montréal ^g | 0,042 | 285 | < SD-1,263 | 55,6 | < SD | 0,060 |
| NA | Extérieur, 24 h, Montréal ^g | 0,018 | 200 | < SD-0,084 | 53,7 | 0,019 | 0,053 |
| Été | Extérieur, 42 h, Sault Ste. Marie ^h | 0,021 | 108 | < SD-2,228 | 100,0 | 0,042 | 0,088 |
| Hiver | Intérieur, 24 h, Swan Lake ⁱ | 0,020 | 67 | < SD-0,013 | 0,0 | < SD | < SD |
| Hiver | Intérieur, 7 j, Swan Lake ⁱ | 0,020 | 54 | < SD-0,027 | 9,5 | < SD | < SD |
| Hiver | Intérieur, 48 h, Ottawa ^j | 0,017 | 166 | < SD-20,672 | 36,4 | 0,535 | 0,184 |
| Hiver | Extérieur, 48 h, Ottawa ^j | 0,017 | 151 | < SD-0,132 | 33,3 | < SD | 0,028 |
| Hiver | Garage, 48 h, Ottawa ^j | 0,017 | 206 | < SD-16,764 | 42,4 | 0,460 | 0,136 |

Abréviations : SD, seuil de détection; N.D. = non disponible

^a Pourcentage des foyers dont au moins un échantillon indique des valeurs supérieures au seuil de détection.

^b Pourcentage des échantillons dont la valeur est supérieure au seuil de détection

^c Santé Canada, 2013

^d Santé Canada, 2012

^e Santé Canada, 2010b

^f Santé Canada, 2010c

^g Santé Canada, 2010a

^h Communication personnelle au sein du BQEA, SC, datée du 27 mai 2021; source non mentionnée. Les détails du plan expérimental ont été présentés ailleurs (c.-à-d. dans Dales et coll., 2013).

ⁱ Communication personnelle au sein du BQEA, SC, datée du 27 mai 2021; source non mentionnée. Les détails du plan expérimental ont été présentés ailleurs (c.-à-d. dans Weichenthal et coll., 2013).

^j Communication personnelle au sein du BQEA, SC, datée du 27 mai 2021; source non mentionnée. Les détails du plan expérimental ont été présentés ailleurs (c.-à-d. dans Mallach et coll., 2017).

Annexe B. Calcul du risque de cancer associé au bromoéthane, au chloroéthane et au 1-bromopropane

Afin d'estimer le risque de cancer associé à l'exposition au bromoéthane, au chloroéthane et au 1-bromopropane, une dose journalière moyenne à vie (DJMV) de la substance dans l'air a été calculée à l'aide de l'équation ci-dessous (Santé Canada, 2013).

$DJMV = \text{taux d'exposition} \times \text{durée de l'exposition} / \text{durée de vie}$

où,

taux d'exposition = absorption quotidienne en $\mu\text{g}/\text{kg p.c./j}$

durée de l'exposition = durée de l'exposition pour le stade de la vie (années)

durée de vie = années vécues dans une vie = 80 ans

Valeurs estimatives de l'absorption quotidienne et hypothèses pour les divers groupes d'âge dans la population générale du Canada :

- 0 à 5 mois : poids présumé de 6,3 kg (Santé Canada, 2015) et volume d'air respiré présumé de 3,7 m³ par jour (US EPA, 2011).
- 6 à 11 mois : poids présumé de 9,1 kg (Santé Canada, 2015) et volume d'air respiré présumé de 5,4 m³ par jour (US EPA, 2011).
- 1 an : poids présumé de 11,0 kg (Santé Canada, 2015) et volume d'air respiré présumé de 8,0 m³ par jour (US EPA, 2011).
- 2 à 3 ans : poids présumé de 15 kg (Santé Canada, 2015) et volume d'air respiré présumé de 9,2 m³ par jour (US EPA, 2011).
- 4 à 8 ans : poids présumé de 23 kg (Santé Canada, 2015) et volume d'air respiré présumé de 11,1 m³ par jour (US EPA, 2011).
- 9 à 13 ans : poids présumé de 42 kg (Santé Canada, 2015) et volume d'air respiré présumé de 13,9 m³ par jour (US EPA, 2011).
- 14 à 18 ans : poids présumé de 62 kg (Santé Canada, 2015) et volume d'air respiré présumé de 15,9 m³ par jour (US EPA, 2011).
- 19 ans et plus : poids présumé de 74 kg (Santé Canada, 2015) et volume d'air respiré présumé de 15,1 m³ par jour (US EPA, 2011).

Pour les cancérogènes sans seuil dont le mode d'action est mutagène, il est recommandé d'appliquer des facteurs d'ajustement en fonction de l'âge (FAFA) au coefficient de cancérogénicité pour une exposition moyenne à vie afin de tenir compte de la sensibilité de la population pendant la période d'exposition selon l'âge (Santé Canada, 2013). Par conséquent, les FAFA (US EPA, 2005) ont été ajustés à chaque groupe d'âge dans l'étude de Santé Canada (voir le tableau B-1) et appliqués.

Tableau B-1. Facteurs d'ajustement en fonction de l'âge (FAFA) utilisés pour déterminer, dans la population canadienne, le risque de cancer associé à l'exposition au bromoéthane et au chloroéthane

| Stade de la vie | Âge (ans) | FAFA |
|-----------------|-------------|------------------|
| Nourrisson | 0 à 5 mois | 10 |
| Nourrisson | 6 à 11 mois | 10 |
| Tout-petit | 1 | 10 |
| Tout-petit | 2 à 3 | 3 |
| Enfant | 4 à 8 | 3 |
| Pré-adolescent | 9 à 13 | 3 |
| Adolescent | 14 à 18 | 1,8 ^a |
| Adulte | 19 et plus | 1 |

^a $FAFA_{14-18} = (FAFA_{14-15} \times D_{14-15}/D_{14-18}) + (FAFA_{16-18} \times D_{16-18}/D_{14-18}) = 1,8$, où D_i = Durée de l'exposition (années)
 $[FAFA_{14-18} = (3 \times 2/5) + (1 \times 3/5) = 1,8]$

Bromoéthane

Tableau B-2. Valeurs estimatives de l'absorption quotidienne ($\mu\text{g}/\text{kg p.c./an}$) de bromoéthane dans la population générale du Canada

| Voie d'exposition | 0 à 5 mois | 6 à 11 mois | 1 an | 2 à 3 ans | 4 à 8 ans | 9 à 13 ans | 14 à 18 ans | 19 ans et plus |
|----------------------------|------------|-------------|-----------|-----------|-----------|------------|-------------|----------------|
| Air ambiant ^a | 5,43 E-03 | 5,49 E-03 | 6,73 E-03 | 5,67 E-03 | 4,46 E-03 | 3,06 E-03 | 2,37 E-03 | 1,89 E-03 |
| Air intérieur ^a | 3,80 E-02 | 3,84 E-02 | 4,71 E-02 | 3,97 E-02 | 3,12 E-02 | 2,14 E-02 | 1,66 E-02 | 1,32 E-02 |
| Absorption totale | 4,35 E-02 | 4,39 E-02 | 5,38 E-02 | 4,54 E-02 | 3,57 E-02 | 2,45 E-02 | 1,90 E-02 | 1,51 E-02 |

^a Concentrations estimatives de l'exposition quotidienne à $0,074 \mu\text{g}/\text{m}^3$ déterminées à l'aide du SD le plus élevé des données de surveillance de la qualité de l'air au Canada (c.-à-d. dans le programme du RNSPA et les sept études canadiennes sur l'air menées à Windsor, Regina, Halifax, Edmonton, Montréal, Sault Ste. Marie et Ottawa (Santé Canada, 2010a,b,c, 2012, 2013 [communication personnelle au sein du BQEA, SC, datée du 27 mai 2021; source non mentionnée, les détails du plan expérimental ont été présentés ailleurs (dans Dales et coll., 2013, et Mallach et coll., 2017))). Dans les calculs, on a supposé que les Canadiens passent 3 heures par jour à l'extérieur (Santé Canada, 1998).

Les valeurs estimatives de la dose journalière provenant de l'air, présentées dans le tableau B-2, ont été utilisées pour calculer la dose journalière moyenne à vie (DJMV) pour la population générale.

DJMV (substance dans l'air) :

$$DJMV : (4,35E-02 \times 0,5/80) + (4,39E-02 \times 0,5/80) + (5,38 E-02 \times 1/80) + (4,54 E-02 \times 2/80) + (3,57 E-02 \times 5/80) + (2,45 E-02 \times 5/80) + (1,90 E-02 \times 5/80) + (1,51 E-02 \times 61/80)$$

$$= 1,88 E-02 \mu\text{g}/\text{kg p.c./j} \text{ ou } 1,88 E-05 \text{ mg}/\text{kg p.c./j}$$

Les FAFA du tableau B-1 ont ensuite été utilisés dans le calcul du risque de cancer pour chaque groupe d'âge et dans celui du risque de cancer à vie (voir le tableau B-3).

Tableau B-3. Risque de cancer selon l'âge utilisé pour le calcul du risque de cancer à vie associé au bromoéthane

| Groupe d'âge | Risque de cancer selon l'âge ^a |
|-------------------------------------|---|
| 0 à 5 mois | 1,98 E-08 |
| 6 à 11 mois | 2,00 E-08 |
| 1 an | 4,91 E-08 |
| 2 à 3 ans | 2,48 E-08 |
| 4 à 8 ans | 4,89 E-08 |
| 9 à 13 ans | 3,35 E-08 |
| 14 à 18 ans | 1,51 E-07 |
| 19 ans et plus | 8,41 E-08 |
| Risque de cancer à vie ^b | 4,3 E-07 |

^a Risque de cancer selon l'âge = [coefficient de cancérogénicité (mg/kg p.c./j)⁻¹ × FAFA × valeur estimative de l'exposition (mg/kg p.c./j) × durée moyenne selon le groupe d'âge]; exemple pour les nourrissons âgés de 0 à 5 mois = 0,0073 (mg/kg p.c./j)⁻¹ × 10 × (4,35 E-5 mg/kg p.c./j × 0,5/80)/1 000 = 1,98 E-08

^b Risque de cancer à vie = somme de tous les risques de cancer selon l'âge

Chloroéthane

Tableau B-4. Valeurs estimatives de l'absorption quotidienne (µg/kg p.c./an) de chloroéthane dans la population générale du Canada

| Voie d'exposition | 0 à 5 mois | 6 à 11 mois | 1 an | 2 à 3 ans | 4 à 8 ans | 9 à 13 ans | 14 à 18 ans | 19 ans + |
|----------------------------|------------|-------------|-----------|-----------|-----------|------------|-------------|-----------|
| Air ambiant ^a | 2,70 E-02 | 2,73 E-02 | 3,35 E-02 | 2,82 E-02 | 2,22 E-02 | 1,52 E-02 | 1,18 E-02 | 9,39 E-03 |
| Air intérieur ^b | 1,20 E-01 | 1,21 E-01 | 1,48 E-01 | 1,25 E-01 | 9,84 E-02 | 6,75 E-02 | 5,23 E-02 | 4,16 E-02 |
| Absorption totale | 1,47 E-01 | 1,48 E-01 | 1,82 E-01 | 1,53 E-01 | 1,21 E-01 | 8,27 E-02 | 6,41 E-02 | 5,10 E-02 |

^a Exposition quotidienne estimée à 0,368 µg/m³ lorsqu'on utilise la concentration la plus élevée au 95^e centile mesurée dans l'air ambiant au Canada (c.-à-d. dans le programme du RNSPA). Dans les calculs, on a supposé que les Canadiens passent 3 heures par jour à l'extérieur (Santé Canada, 1998).

^b Exposition quotidienne estimée à 0,233 µg/m³ en utilisant la concentration la plus élevée au 95^e centile mesurée dans l'air intérieur au Canada (Santé Canada, 2010a,b,c, 2012, 2013 [communication personnelle au sein du BQEA, SC, datée du 27 mai 2021; source non mentionnée, les détails du plan expérimental ont été présentés ailleurs (dans Dales et coll., 2013; Mallach et coll., 2017; Weichenthal et coll., 2012)]).

Les valeurs estimatives de l'absorption quotidienne de la substance dans l'air, présentées au tableau B-4, ont été utilisées pour calculer la dose journalière moyenne à vie pour la population générale.

DJMV (substance dans l'air) :

$$\text{DJMV} : 1,47\text{E-}01 \times 0,5/80 + (1,48\text{E-}01 \times 0,5/80) + (1,82\text{E-}01 \times 1/80) + (1,53\text{E-}01 \times 2/80) + (1,21\text{E-}01 \times 5/80) + (8,27\text{E-}02 \times 5/80) + (6,41\text{E-}02 \times 5/80) + (5,10\text{E-}02 \times 61/80)$$

$$= 6,35\text{E-}02 \mu\text{g/kg p.c./j ou } 6,35\text{E-}05 \text{ mg/kg p.c./j}$$

Les FAFA du tableau B-1 ont ensuite été utilisés dans le calcul du risque de cancer pour chaque groupe d'âge et dans celui du risque de cancer à vie (voir le tableau B-5).

Tableau B-5. Risque de cancer selon l'âge utilisé pour le calcul du risque de cancer à vie associé au chloroéthane

| Groupe d'âge | Risque de cancer selon l'âge ^a |
|-------------------------------------|---|
| 0 à 5 mois | 2,29 E-08 |
| 6 à 11 mois | 2,32 E-08 |
| 1 an | 5,68 E-08 |
| 2 à 3 ans | 2,87 E-08 |
| 4 à 8 ans | 5,65 E-08 |
| 9 à 13 ans | 3,88 E-08 |
| 14 à 18 ans | 1,75 E-07 |
| 19 ans et plus | 9,72 E-08 |
| Risque de cancer à vie ^b | 5,0 E-07 |

^a Risque de cancer selon l'âge = [coefficient de cancérogénicité (mg/kg p.c./j)-1 × FAFA × valeur estimative de l'exposition (mg/kg p.c./j) × durée moyenne selon le groupe d'âge]; exemple pour les nourrissons âgés de 0 à 5 mois = $0,0025 \text{ (mg/kg p.c./j)}^{-1} \times 10 \times (1,47\text{E-}04 \text{ mg/kg p.c./j} \times 0,5/80)/1000 = 2,29\text{E-}08$

^b Risque de cancer à vie = somme de tous les risques de cancer selon l'âge

1-Bromopropane

Tableau B-6. Valeurs estimatives de l'absorption quotidienne ($\mu\text{g/kg p.c./an}$) de 1-bromopropane dans la population générale du Canada

| Voie d'exposition | 0 à 5 mois | 6 à 11 mois | 1 an | 2 à 3 ans | 4 à 8 ans | 9 à 13 ans | 14 à 18 ans | ≥ 19 ans |
|----------------------------|------------|-------------|------|-----------|-----------|------------|-------------|----------|
| Air intérieur ^a | 1,59 | 1,61 | 1,97 | 1,66 | 1,31 | 8,98 | 0,696 | 0,553 |

^a Exposition quotidienne estimée à $3,1 \mu\text{g/m}^3$ en utilisant la concentration maximale mesurée dans les foyers canadiens (Li et coll., 2019).

Les valeurs estimatives de l'absorption quotidienne de la substance dans l'air présentées au tableau B-6 ont été utilisées pour calculer la dose journalière moyenne à vie pour la population générale.

DJMV (substance dans l'air) :

$$\text{DJMV} : (1,59 \times 0,5/80) + (1,61 \times 0,5/80) + (1,97 \times 1/80) + (1,66 \times 2/80) + (1,31 \times 5/80) + (0,898 \times 5/80) + (0,696 \times 5/80) + (0,553 \times 61/80)$$

= 0,690 µg/kg p.c./j

Les FAFA du tableau B-1 ont ensuite été utilisés dans le calcul du risque de cancer pour chaque groupe d'âge et dans celui du risque de cancer à vie (voir le tableau B-3).

Tableau B-7. Risque de cancer selon l'âge utilisé pour le calcul du risque de cancer à vie associé au 1-bromopropane

| Groupe d'âge | Risque de cancer selon l'âge ^a |
|-------------------------------------|---|
| 0 à 5 mois | 1,70 E-07 |
| 6 à 11 mois | 1,70 E-07 |
| 1 an | 3,39 E-07 |
| 2 à 3 ans | 2,03 E-07 |
| 4 à 8 ans | 5,09 E-07 |
| 9 à 13 ans | 5,09 E-07 |
| 14 à 18 ans | 3,05 E-07 |
| 19 ans et plus | 2,07 E-06 |
| Risque de cancer à vie ^b | 4,3 E-06 |

^a Risque de cancer selon l'âge = [coefficient de cancérrogénicité (mg/kg p.c./j)⁻¹ × FAFA × estimation de l'exposition (mg/kg p.c./j) × durée moyenne selon le groupe d'âge], où le coefficient de cancérrogénicité selon l'âge (µg/kg p.c./j)⁻¹ = risque unitaire pour l'exposition par inhalation (µg/m³)⁻¹ × poids corporel (kg) / taux d'inhalation (m³/j). (Exemple pour les nourrissons de 0 à 5 mois : coefficient de cancérrogénicité selon l'âge = 1 × 10⁻⁶ (µg/m³)⁻¹ × 6,3 kg / 3,7 m³/j = 1,7 × 10⁻⁶ (µg/kg p.c./j)⁻¹, et risque de cancer selon l'âge = 1,7 × 10⁻⁶ (µg/kg p.c./j)⁻¹ × 10 × (1,7 × 10⁻⁶ µg/kg p.c./j × 0,5/80) = 1,7 × 10⁻⁷)

^b Risque de cancer à vie = somme de tous les risques de cancer selon l'âge

Annexe C. Estimation de l'exposition par inhalation et par voie cutanée aux substances dans les produits de consommation, chez les humains - scénarios sentinelles

Les hypothèses utilisées dans les scénarios pour estimer l'exposition aux substances du groupe des halogénures d'alkyle présents, le cas échéant, dans les produits de consommation au Canada sont présentées en synthèse dans le tableau C-1. Comme ces produits ne sont pas censés être utilisés par des enfants, les valeurs d'exposition ont été estimées à l'aide du poids présumé d'un adulte (74 kg; Santé Canada, 2015), du taux d'inhalation d'un adulte (15,1 m³/j; US EPA, 2011) et des modes d'utilisation d'un adulte. Les expositions ont été estimées à l'aide du logiciel ConsExpo Web version 1.0.5 (ConsExpo Web, 2018). Les paramètres par défaut de la version ConsExpo Web ont été utilisés, sauf indication contraire.

Tableau C-1. Hypothèses du scénario d'exposition humaine aux substances du groupe des halogénures d'alkyle

| Scénario | Substance | Hypothèses |
|--|--------------|---|
| Liquide d'allumage (dispositif de démarrage du moteur) (aérosol) | Chloroéthane | <p>Concentration maximale : 1 % (MSDS, 2017a) Fréquence : 8 fois par an (jugement professionnel)</p> <p><u>Inhalation</u> : exposition aux aérosols, émission instantanée. Masse émise : 14,4 g (jugement professionnel) Durée de l'exposition : 1 min (jugement professionnel) Volume de la pièce : 34 m³ (garage) Taux de renouvellement de l'air : 1,5/h (garage) Taux d'inhalation chez l'adulte : 15,1 m³/j (US EPA, 2011)</p> <p><u>Voie cutanée</u> : contact direct, débit constant Superficie exposée : 2 190 cm² (adulte, somme de la superficie des mains et des avant-bras; Santé Canada, 2018). Taux de contact : 100 mg/min (pour les bombes aérosol; RIVM, 2018) Durée de l'émission : 12 secondes (pour une masse émise de 14,4 g et un taux de production massique de 1,2 g/s pour les bombes aérosol (RIVM, 2018))</p> |

| | | |
|--|----------------|---|
| Aérosols de démoulage pour moules en silicone | 1-Bromopropane | <p>Concentration maximale : 30 % (MSDS, 2016a) Fréquence : 12 fois par an (jugement professionnel)</p> <p><u>Inhalation</u> : exposition à la vapeur, émission instantanée Masse émise : 192 g (US EPA, 1987, mentionné dans l'US EPA, 2020) Durée de l'exposition : 30 minutes (US EPA, 1987, mentionné dans l'US EPA, 2020) Volume de la pièce : 20 m³ (pièce non précisée dans RIVM, 2014; correspond à la salle de rangement (20 m³) mentionnée dans l'US EPA, 2020) Taux de renouvellement de l'air : 0,6 par heure (pour une pièce non précisée, RIVM, 2014) Taux d'inhalation chez l'adulte : 15,1 m³/j (US EPA, 2011)</p> <p><u>Voie cutanée</u> : contact direct, débit constant Superficie exposée : 2 190 cm² (adulte, somme de la superficie des mains et des avant-bras, Santé Canada, 2018). Taux de contact : 100 mg/min (pour les bombes aérosol, RIVM, 2018) Durée d'émission : 160 secondes (pour une masse émise de 192 g et un taux de production massique de 1,2 g/s, pour les bombes aérosol [RIVM, 2018]). Fraction absorbée : 0,29 % (US EPA, 2020)</p> |
| Produits pour la vidange du fluide frigorigène des climatiseurs d'automobiles (liquides) | 1-Bromopropane | <p>Concentration maximale : 100 % (MSDS, 2017c)</p> <p>Fréquence : 1 fois par an (jugement professionnel)</p> <p><u>Inhalation</u> : exposition à la vapeur, évaporation - débit constant Quantité de produit : 573 g (US EPA, 2020) Durée de l'exposition : 30 minutes (US EPA, 1987, mentionné dans l'US EPA, 2020) Volume de la pièce : 34 m³ (garage, dans RIVM, 2014) Taux de renouvellement de l'air : 1,5 par heure (pour le garage, RIVM, 2014) Taux d'inhalation chez l'adulte : 15,1 m³/j (US EPA, 2011) Température lors de l'utilisation : 20 °C (US EPA, 2019) Pression de vapeur : 110,8 mm Hg (Boublik et coll., 1984, mentionné dans l'US EPA, 2020) Coefficient de transfert de masse : 3,47 m/h (US EPA, 2020) Surface d'émission : 730 cm² (US EPA, 2020)</p> |

| | | |
|---|----------------|---|
| | | <p>Durée d'émission : 30 minutes (durée du chargement ou de la vidange du fluide frigorigène; US EPA, 1987, mentionné dans l'US EPA, 2020)</p> <p><u>Voie cutanée</u> : contact direct, application instantanée Superficie exposée : 2 190 cm² (adulte, somme de la superficie des mains et des avant-bras, Santé Canada, 2018) Quantité de produit : 0,0121 g (fondée sur la valeur par défaut indiquée dans le site Web de ConsExpo de 0,01 ml, multipliée par la densité du produit de 1,21 g/cm³; RIVM, 2018) Fraction absorbée : 0,29 %</p> |
| Nettoyant pour contacts pour appareils électroniques (aérosols) | 1-Bromopropane | <p>Concentration maximale : 44,4 % (MSDS, 2017 b) Fréquence : 2 fois par an (jugement professionnel)</p> <p><u>Inhalation</u> : exposition à la vapeur – émission instantanée Masse émise : 293 g (US EPA, 1987, mentionné dans l'US EPA, 2020) Durée d'exposition : 30 minutes (US EPA, 1987, mentionné dans l'US EPA, 2020) Volume de la pièce : 58 m³ (salle de séjour dans RIVM, 2014; concorde avec la salle de séjour dans l'US EPA, 2020) Taux de renouvellement de l'air : 0,5 par heure (pour une salle de séjour, RIVM, 2014) Taux d'inhalation chez l'adulte : 15,1 m³/j (US EPA, 2011) Température d'utilisation : 20 °C (US EPA, 2020) Pression de vapeur : 110,8 mm Hg (Boublik et coll., 1984, mentionné dans l'US EPA, 2020)</p> <p><u>Voie cutanée</u> : contact direct, débit constant Superficie exposée : 2 190 cm² (adulte, somme de la superficie des mains et des avant-bras, Santé Canada, 2018) Taux de contact : 100 mg/min (pour les bombes aérosols [RIVM, 2018]) Durée de l'émission : 244 secondes (pour une masse émise de 293 g et un taux de production massique de 1,2 g/s, pour les aérosols (RIVM, 2018) Fraction absorbée : 0,29 % (US EPA, 2020)</p> |

| | | |
|---|--------------------------------|--|
| Encrivores en aérosol pour tissus | 1-Bromopropane | <p>Concentration maximale : 70 % (MSDS, 2015b) Fréquence : 52 fois par an (jugement professionnel)</p> <p><u>Inhalation</u> : exposition à la vapeur, émission instantanée Masse émise : 434 g (US EPA, 1987, mentionné dans l'US EPA, 2020) Durée de l'exposition : 30 minutes (US EPA, 1987, mentionné dans l'US EPA, 2020) Volume de la pièce : 20 m³ (pièce non précisée dans RIVM, 2014; concorde avec la salle de rangement [20 m³] dans l'US EPA, 2020) Taux de renouvellement de l'air : 0,6 par heure (pour la pièce non précisée; RIVM, 2014) Taux d'inhalation chez l'adulte : 15,1 m³/j (US EPA, 2011)</p> <p><u>Voie cutanée</u> : contact direct, débit constant Superficie exposée : 2,190 cm² (adulte, somme de la superficie des mains et des avant-bras; Santé Canada, 2018) Taux de contact : 100 mg/min (pour les bombes aérosol; RIVM, 2018) Durée de pulvérisation : 6 minutes (établie d'après la masse pulvérisée de 434 g et le taux de production massique de 1,2 g/s, pour les bombes aérosol [RIVM, 2018]) Fraction absorbée : 0,29 % (US EPA, 2020)</p> <p>Remarque : Ce produit est sous forme d'un liquide contenu dans un réservoir sous pression doté d'une gâchette.</p> |
| Détachant en poudre pour tissus (aérosol) | <i>trans</i> -dichloroéthylène | <p>Concentration maximale : 60 % (MSDS, 2017d) Fréquence : 12 fois par an (jugement professionnel)</p> <p><u>Inhalation</u> : exposition aux aérosols, émission instantanée. Masse émise : 23 g (jugement professionnel) Durée d'exposition : 1 heure (jugement professionnel) Volume de la pièce : 20 m³ (pièce non précisée) Taux de renouvellement de l'air : 0,6/h (pièce non précisée) Taux d'inhalation chez l'adulte : 15,1 m³/j (US EPA, 2011)</p> <p><u>Voie cutanée</u> : contact direct, débit constant</p> |

| | | |
|--|--|---|
| | | <p>Superficie exposée : 2 190 cm² (adulte, somme de la superficie des mains et des avant-bras, Santé Canada, 2018b)</p> <p>Taux de contact : 100 mg/min (bombes aérosol, RIVM, 2018)</p> <p>Durée de l'émission : 19,2 s (pour une masse émise de 23 g et un taux de production massique de 1,2 g/s, pour les bombes aérosol [RIVM, 2018])</p> |
|--|--|---|

Annexe D. Estimation de l'absorption quotidienne de *trans*-dichloroéthylène dans l'air découlant de l'exposition par inhalation dans l'air

Tableau D-1. Estimation de l'absorption quotidienne ($\mu\text{g}/\text{kg p.c./j}$) de *trans*-dichloroéthylène dans l'air, le cas échéant, découlant de l'exposition par inhalation^a

| Groupe d'âge | 0 à 5 mois | 6 à 11 mois | 1 an | 2 à 3 ans | 4 à 8 ans | 9 à 13 ans | 14 à 18 ans | 19 ans et plus |
|--|------------|-------------|------|-----------|-----------|------------|-------------|----------------|
| Concentration dans l'air (95 ^e centile) (0,314 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) | 0,18 | 0,19 | 0,23 | 0,19 | 0,15 | 0,10 | 0,08 | 0,06 |

^a La concentration la plus élevée au 95^e centile mesurée dans l'air au Canada a été transformée en dose quotidienne estimative pour chaque sous-groupe de la population à l'aide de l'équation suivante : dose interne ($\mu\text{g}/\text{kg p.c./j}$) = concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) \times absorption par inhalation à 100 % \times taux d'inhalation (TI) (m^3/j) \div poids corporel (p.c.) (kg), où les facteurs d'exposition selon le groupe d'âge étaient les suivants : 0 à 5 mois : p.c. = 6,3 kg, TI = 3,7 m^3/j ; 6 à 11 mois : p.c. = 9,1 kg, TI = 5,4 m^3/j ; 1 an : p.c. = 11 kg, TI = 8,0 m^3/j ; 2 à 3 ans : p.c. = 15 kg, TI = 9,2 m^3/j ; 4 à 8 ans : p.c. = 23 kg, TI = 11,1 m^3/j ; 9 à 13 ans : p.c. = 42 kg, TI = 13,9 m^3/j ; 14 à 18 ans : p.c. = 62 kg, TI = 15,9 m^3/j ; 19 ans et plus : p.c. = 74 kg, TI = 15,1 m^3/j (US EPA, 2011; Santé Canada, 2015)