



Ébauche d'évaluation préalable

Groupe des poly(alkoxylates/éthers)

Numéros de registre du Chemical Abstracts Service

9002-92-0	61791-24-0	68439-45-2
9002-93-1	61791-26-2	68439-46-3
9004-82-4	66455-14-9	68439-50-9
9036-19-5	67762-19-0	68439-72-5
25322-69-4	68002-97-1	68585-34-2
28724-32-5	68131-39-5	68603-75-8
30525-89-4	68155-39-5	68951-67-7

**Environnement et Changement climatique Canada
Santé Canada**

Décembre 2019

Résumé

En vertu des articles 68 et 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999* (LCPE), la ministre de l'Environnement et du Changement climatique et la ministre de la Santé ont réalisé l'évaluation préalable de 21 substances désignées collectivement par le Plan de gestion des produits chimiques comme étant le groupe des poly(alkoxylates/éthers). L'évaluation des substances de ce groupe — nommément les polypropylènes glycols (PPG), le paraformaldéhyde (PF), trois sulfates d'alcool éthoxylés (AES), huit éthoxylates d'alcool (AE), deux éthoxylates d'octylphénol (OPE) et six éthoxylates d'alkylamine (ANEO) — a été jugée prioritaire, car elles satisfont aux critères de catégorisation du paragraphe 73(1) de la LCPE ou ont été jugées prioritaires en raison d'autres préoccupations. L'évaluation des risques posés par l'une des substances du groupe (NR CAS¹ 68155-39-5) a été priorisée lors de l'examen en 2015 de la détermination des priorités en matière d'évaluation des risques (DPMER) dont on devait évaluer les risques². Leur numéro de registre du Chemical Abstract Service (NR CAS), leur nom dans la *Liste intérieure des substances* (LIS) et leur sous-groupe sont énumérés dans le tableau ci-dessous.

Substances du groupe des poly(alkoxylates/éthers)

NR CAS	Nom sur la <i>Liste intérieure des substances</i>	Sous-groupe ^a
25322-69-4	α -Hydro- ω -hydroxypoly[oxy(méthyléthylène)]	PPG
30525-89-4	Paraformaldéhyde	PF
9004-82-4	α -Sulfo- ω -(dodécyloxy)poly(oxyéthylène), sel de sodium	AES
67762-19-0	α -Sulfo- ω -hydroxypoly(oxyéthylène), éthers alkyliques en C ₁₀ -C ₁₆ , sels d'ammonium	AES
68585-34-2	α -Sulfo- ω -hydroxypoly(oxyéthylène), éthers alkyliques en C ₁₀ -C ₁₆ , sels de sodium	AES
9002-92-0	α -Dodécyl- ω -hydroxypoly(oxyéthylène)	AE
66455-14-9	Alcools en C ₁₂ -C ₁₃ , éthoxylés	AE
68002-97-1	Alcools en C ₁₀ -C ₁₆ , éthoxylés	AE

¹ Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (no CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution, sauf si elle sert à répondre aux besoins législatifs ou si elle est nécessaire à des rapports destinés au gouvernement fédéral lorsque des renseignements ou des rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society.

² Cette substance avait déjà été étudiée lors de l'examen préalable rapide des substances peu préoccupantes pour l'environnement et, en 2013, on avait conclu qu'elle n'était pas nocive pour l'environnement ou la santé humaine. Toutefois, en 2015, la DPMER l'a désignée comme étant prioritaire pour une évaluation plus poussée sur la base de renseignements plus récents qui indiquaient une forte hausse des activités commerciales visant ce polymère au Canada, par rapport à celle prise en compte lors de l'évaluation de 2013.

NR CAS	Nom sur la <i>Liste intérieure des substances</i>	Sous-groupe ^a
68131-39-5	Alcools en C ₁₂ -C ₁₅ , éthoxylés	AE
68439-45-2	Alcools en C ₆ -C ₁₂ éthoxylés	AE
68439-46-3	Alcools en C ₉ -C ₁₁ éthoxylés	AE
68439-50-9	Alcools en C ₁₂ -C ₁₄ éthoxylés	AE
68951-67-7	Alcools en C ₁₄ -C ₁₅ éthoxylés	AE
9002-93-1	α-[p-(1,1,3,3-Tétraméthylbutyl)phényl]-ω-hydroxypoly(oxyéthylène)	OPE
9036-19-5	α-[(1,1,3,3-Tétraméthylbutyl)phényl]-ω-hydroxypoly(oxyéthylène)	OPE
28724-32-5	α,α'-{[(Méthyl octadécyl)iminio]diéthylène}bis[ω-hydroxypoly(oxyéthylène)], chlorure	ANEO
61791-24-0	Alkyl(de soja)amines éthoxylées	ANEO
61791-26-2	Alkyl(de suif)amines éthoxylées (POEA)	ANEO
68155-39-5 ^b	Alkyl(en C ₁₄ -C ₁₈)amines et alkyl(en C ₁₆ -C ₁₈ insaturés)amines éthoxylées	ANEO
68439-72-5	Alkyl(en C ₈ -C ₁₈)amines et alkyl(en C ₁₈ insaturé)amines éthoxylées	ANEO
68603-75-8	N-Alkyl(de suif)triméthylènediamines propoxylées	ANEO

^a Abréviations des sous-groupes: PPG : polypropylène glycol, PF : paraformaldéhyde, AES : sulfates d'éthoxylates d'alcool, AE : éthoxylates d'alcool, OPE : éthoxylates d'octylphénol, ANEO : éthoxylates d'alkylamine.

^b Cette substance n'a pas été désignée en vertu du paragraphe 73(1) de la LCPE, mais elle a été visée par la présente évaluation, car elle est considérée d'intérêt prioritaire en raison d'autres préoccupations.

Plusieurs polymères de poly(alkoxylate/éther) visés par cette évaluation préalable sont des ingrédients actifs et des formulants homologués présents dans des produits antiparasitaires. Ces utilisations sont régies par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires*. La présente évaluation ne tient compte que des effets potentiels des poly(alkoxylate/éther) sur la santé humaine et l'environnement découlant de l'utilisation de ces substances à des fins autres qu'antiparasitaires.

Lors de la deuxième phase de l'évaluation rapide des polymères, on a évalué ces 21 substances et trouvé que les PPG et le paraformaldéhyde présentaient un faible potentiel d'effets nocifs pour l'environnement et que les sous-groupes des AES, AE, OPE et ANEO (sauf le POEA, NR CAS 61791-26-2) présentaient un faible potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine. On a jugé que les substances mentionnées plus haut nécessitaient une évaluation plus poussée, car des alertes relatives à leur structure ou une utilisation causant une forte exposition des consommateurs laissent à penser qu'elles pourraient poser des risques pour la santé humaine ou l'environnement. La présente évaluation étudie plus avant la possibilité que les PPG, le PF et le POEA du sous-groupe des ANEO soient nocifs pour la santé humaine, ainsi que la possibilité que les trois AES, les huit AE, les deux OPE et tous les ANEO soient nocifs pour l'environnement afin d'atteindre une conclusion au sens de l'article 64 de la LCPE sur l'acceptabilité du risque qu'ils posent à l'environnement ou la santé humaine.

Les PPG n'existent pas naturellement dans l'environnement, ils sont produits industriellement et leurs utilisations sont généralisées. On a déclaré qu'au Canada, ils étaient utilisés dans les enduits pour les papiers et les boîtes de conserve, les enduits laminés, les encres, les teintures de textiles, les matériaux faits de papier, les peintures, les produits pharmaceutiques, les pesticides, les jouets, les produits de soins personnels, ainsi que par les procédés de fabrication de pâte, dans les systèmes de traitement des eaux par ultrafiltration ou osmose inversée et pour la transformation des aliments. On a déclaré que plus d'un million de kilogrammes de PPG avaient été importés ou synthétisés au Canada en 2014. Les PPG ne contiennent aucun groupe chimique réactif fonctionnel ou d'autres caractéristiques structurales suscitant des préoccupations pour la santé humaine. Selon les directives de classification de l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (USEPA 2004), les PPG ont un profil faible de nocivité pour la santé humaine. Étant donné leurs propriétés physico-chimiques, on prévoit que les expositions directes (orales, cutanées ou par inhalation) et indirectes (par la consommation d'eau) de la population générale aux PPG devraient être minimales.

Le paraformaldéhyde n'existe pas naturellement dans l'environnement. Il est produit industriellement à partir du formaldéhyde, qui lui existe naturellement dans l'environnement. Il a de nombreuses utilisations dont la plus importante est comme substance première pour la production de formaldéhyde. Or, le paraformaldéhyde est consommé par cette réaction et seules des traces de paraformaldéhyde ou de formaldéhyde inaltérés devraient subsister. Au Canada, on utilise le paraformaldéhyde pour fabriquer des adhésifs, des scellants, des produits agricoles, des enduits, des encres, des emballages, alimentaires, des produits pharmaceutiques, des pesticides, des jouets et d'autres produits offerts aux consommateurs. On a déclaré que plus d'un million de kilogrammes de paraformaldéhyde étaient importés ou synthétisés au Canada en 2014. Le paraformaldéhyde ne contient aucun groupe chimique réactif fonctionnel ou d'autres caractéristiques structurales suscitant des préoccupations pour la santé humaine. Selon les directives de classification de l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (USEPA 2004), le paraformaldéhyde présente un profil modéré de nocivité pour la santé humaine. Les expositions directes et indirectes de la population générale au paraformaldéhyde devraient être minimales. Bien que cette substance soit une source potentielle de rejet de formaldéhyde, ce rejet serait très lent aux températures ambiantes, et donc, les concentrations atmosphériques de formaldéhyde devraient rester faibles.

Les AES sont des surfactants anioniques qui n'existent pas naturellement dans l'environnement. L'information disponible nous indique que l'on trouve principalement les trois AES visés par la présente évaluation dans des produits offerts aux consommateurs. Ils ne sont pas synthétisés au Canada, mais on en a importé une quantité combinée totale dépassant dix millions de kilogrammes en 2014. Au vu des profils actuels d'utilisation, il est peu probable que les trois AES soient susceptibles de nuire à l'environnement.

Les AE sont des surfactants non ioniques qui n'existent pas naturellement dans l'environnement. Selon l'information disponible, plusieurs secteurs utilisent les huit AE visés par la présente évaluation : ils se retrouvent principalement dans des produits offerts aux consommateurs comme des nettoyants. On a déclaré qu'une masse combinée totale entre un et dix millions de kilogrammes avait été importée en 2014. Au vu des profils actuels d'utilisation, il est peu probable que les huit AE soient susceptibles de nuire à l'environnement.

Les OPE sont des surfactants non ioniques qui n'existent pas naturellement dans l'environnement. Selon les renseignements disponibles, les deux OPE visés par la présente évaluation sont principalement employés dans des peintures, des revêtements et des produits offerts aux consommateurs. En 2014, on en a importé une masse combinée totale entre 0,1 et un million de kilogrammes. Au vu des profils actuels d'utilisation, il est peu probable que les deux OPE soient susceptibles de nuire à l'environnement. On a noté toutefois que les NPE (le nonylphénol et ses éthoxylates) et les OPE avaient des structures semblables et des propriétés physico-chimiques similaires. De plus, les NPE et les OPE posent des dangers écotoxicologiques similaires et leurs produits de dégradation ont un potentiel similaire d'être des perturbateurs endocriniens œstrogéniques. Donc, du point de vue environnemental, on ne devrait pas considérer les deux OPE surfactants visés par la présente évaluation comme des remplacements adéquats des NPE.

Les ANEO sont des surfactants aminés qui n'existent pas naturellement dans l'environnement. L'information disponible nous indique que les six ANEO visés par la présente évaluation sont principalement utilisés pour l'extraction du pétrole et du gaz, comme fluide pour l'usinage des métaux et dans des produits offerts aux consommateurs. Entre 1 et 10 millions de kilogrammes (masse combinée totale) ont été importés en 2014. Au vu des profils actuels d'utilisation, il est peu probable que les six ANEO puissent susciter des préoccupations pour l'environnement au Canada. Les ANEO ne comportent aucun groupe fonctionnel réactif ou d'autres caractéristiques structurales liées à des préoccupations pour la santé humaine. Une des substances du sous-groupe des ANEO, le POEA, présente un profil modéré de danger pour la santé humaine. Au vu de son utilisation généralisée, l'exposition directe et indirecte des humains au POEA devrait être modérée.

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente ébauche d'évaluation préalable, les 21 substances présentent un faible risque d'effets nocifs pour l'environnement. Il est proposé de conclure que les 21 substances visées par la présente évaluation ne satisfont pas aux critères énoncés aux alinéas 64a) ou b) de la LCPE, car elles ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

À la lumière des renseignements contenus dans la présente évaluation préalable, il est proposé de conclure que les 21 substances visées ne satisfont pas aux critères

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

Il est donc proposé de conclure que les 21 substances ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Table des matières

Résumé	i
1. Introduction	1
2. Polypropylène glycol (PPG).....	3
2.1 Identité de la substance.....	3
2.2 Propriétés physico-chimiques.....	3
2.3 Sources et utilisations.....	4
2.4 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement	6
2.5 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine	7
2.5.1 Évaluation de l'exposition	7
2.5.2 Évaluation des effets sur la santé	9
2.5.3 Caractérisation des risques sur la santé humaine	11
3. Paraformaldéhyde (PF).....	13
3.1 Identité de la substance.....	13
3.2 Propriétés physico-chimiques.....	13
3.3 Sources et utilisations.....	14
3.4 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement	17
3.5 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine	17
3.5.1 Évaluation de l'exposition	17
3.5.2 Évaluation des effets sur la santé	18
3.5.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine	19
4. Sulfates d'éthoxylate alcool (AES)	21
4.1 Identité des substances.....	21
4.2 Propriétés physico-chimiques.....	23
4.3 Sources et utilisations.....	23
4.4 Rejets dans l'environnement	24
4.5 Devenir et comportement dans l'environnement	24
4.5.1 Distribution dans l'environnement	24
4.5.2 Persistance dans l'environnement	25
4.5.3 Potentiel de bioaccumulation	25
4.6 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement	26
4.6.1 Évaluation des effets sur l'environnement	26
4.6.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement	28
4.6.3 Caractérisation des risques pour l'environnement	31
4.7 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine	32
5. Éthoxylates d'alcool (AE).....	32
5.1 Identité des substances.....	32
5.2 Propriétés physico-chimiques.....	33
5.3 Sources et utilisations.....	34
5.4 Rejets dans l'environnement	35
5.5 Devenir et comportement dans l'environnement	36
5.5.1 Distribution dans l'environnement	36
5.5.2 Persistance dans l'environnement	36
5.5.3 Potentiel de bioaccumulation	37
5.6 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement	37
5.6.1 Évaluation des effets sur l'environnement	37

5.6.2	Évaluation de l'exposition de l'environnement	39
5.6.3	Caractérisation des risques pour l'environnement	43
5.7	Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine	43
6.	Éthoxylates d'octylphénol (OPE)	44
6.1	Identité des substances	44
6.2	Propriétés physico-chimiques	45
6.3	Sources et utilisations	46
6.4	Rejets dans l'environnement	47
6.5	Devenir et comportement dans l'environnement	47
6.5.1	Distribution dans l'environnement	47
6.5.2	Persistance dans l'environnement	48
6.5.3	Potentiel de bioaccumulation	49
6.6	Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement	50
6.6.1	Évaluation des effets sur l'environnement	50
6.6.2	Évaluation de l'exposition de l'environnement	52
6.6.3	Caractérisation des risques pour l'environnement	55
6.7	Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine	56
7.	Éthoxylates d'alkylamine (ANEO)	57
7.1	Identité des substances	57
7.2	Propriétés physico-chimiques	60
7.3	Sources et utilisations	60
7.3.1	Utilisation des alkyl(de suif)amines éthoxylées	61
7.4	Rejets dans l'environnement	63
7.5	Devenir et comportement dans l'environnement	63
7.5.1	Distribution dans l'environnement	63
7.5.2	Persistance dans l'environnement	64
7.5.3	Potentiel de bioaccumulation	65
7.6	Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement	65
7.6.1	Évaluation des effets sur l'environnement	65
7.6.2	Évaluation de l'exposition de l'environnement	68
7.6.3	Caractérisation des risques pour l'environnement	71
7.7	Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine	73
7.7.1	Évaluation de l'exposition à alkyl(de suif)amines éthoxylées (RN CAS 61791-26-2)	73
7.7.2	Évaluation des effets sur la santé	76
7.7.3	Caractérisation des risques pour la santé humaine	77
8.	Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement	79
9.	Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine	79
10.	Conclusions	80
	Références	81
	Annexe. Démarches d'évaluation utilisées pendant la deuxième phase de l'évaluation rapide des polymères	93

Liste des tableaux

Tableau 2-1. Propriétés physico-chimiques du PPG (à la température normale).....	3
Tableau 2-2. Sommaire des quantités de PPG fabriquées, importées et utilisées au Canada en 2014, déclarées lors d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE	5
Tableau 2-3. Autres utilisations du PPG au Canada	5
Tableau 3-1. Propriétés physico-chimiques du paraformaldéhyde à la température normale	13
Tableau 3-2. Sommaire des quantités fabriquées, importées et utilisées au Canada en 2014 déclarées lors d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE	15
Tableau 3-3. Autres utilisations du paraformaldéhyde au Canada	15
Tableau 4-1. Sulfates d'éthoxylate alcool (AES)	21
Tableau 4-2. Composition des réactifs du NR CAS 67762-19-0	22
Tableau 4-3. Composition des réactifs du NR CAS 68585-34-2	22
Tableau 4-4. Composition des réactifs du NR CAS 9004-82-4	22
Tableau 4-5. Sommaire des quantités des trois AES fabriqués, importés et utilisés au Canada en 2014, déclarés lors d'une enquête volontaire et d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE	23
Tableau 4-6. Données colligées sur l'écotoxicité des AES tensioactifs.....	27
Tableau 4-7. Distribution des CEP pour les AES et des quotients de risque calculés à l'aide du modèle CRAM.....	30
Tableau 5-1. Éthoxylates d'alcool tensioactifs.....	33
Tableau 5-2. Sommaire des renseignements sur les quantités des huit substances du sous-groupe des AE fabriquées ou importées au Canada en 2014, déclarées lors d'une enquête à participation volontaire et d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE	35
Tableau 5-3. Distribution des CEP des AE et des quotients de risque calculés à l'aide du modèle CRAM	42
Tableau 6-1. OPE tensioactifs.....	44
Tableau 6-2. Sommaire des déclarations sur les quantités fabriquées ou importées au Canada des deux OPE tensioactifs en 2014, faites dans le cadre d'une enquête volontaire et d'une enquête en vertu de l'article 71 de la LCPE	47
Tableau 6-3. Distribution des CEP pour l'OPE et des quotients de risque calculés à l'aide du modèle CRAM.....	55
Tableau 7-1. ANEO tensioactifs	57
Tableau 7-2. Composition typique des huiles de suif et de soja en acides gras	58
Tableau 7-3. Propriétés physico-chimiques des ANEO.....	60
Tableau 7-4. Sommaire des quantités des six ANEO fabriquées ou importées au Canada en 2014 déclarées lors d'une enquête à participation volontaire et d'une enquête obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE	61
Tableau 7-5. Autres utilisation de la POEA au Canada.....	61
Tableau 7-6. Hydrolyse et biodégradation des POEA	64
Tableau 7-7. Sommaire des données agrégées sur l'écotoxicité des six ANEO tensioactifs ^a	66

Tableau 7-8. Distribution de la CEP des ANEO et des quotients de risque calculés avec le programme CRAM.....	71
Tableau 7-9. Évaluations des effets des ANEO sur la santé humaine	73
Tableau 7-10. Caractérisation des risques posés par la POEA	78

Liste des figures

Figure 2-1. Synthèse et structure représentative des polypropylènes glycol.....	3
Figure 3-1. Synthèse et structure représentative du paraformaldéhyde.....	13
Figure 4-1. Structure représentative des AES.....	22
Figure 5-1. Structure représentative des AE	33
Figure 6-1. Structure représentative des OPE	45
Figure 7-1. Structure représentative des ANEO	59
Figure 7-2. Structure représentative du 68063-75-8	59
Figure 7-3. Synthèse des ANEO (CIR 2015, Tush et Meyer 2016, Visek 2003)	59

1. Introduction

En vertu des articles 68 et 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999* (LCPE), la ministre de l'Environnement et la ministre de la Santé ont réalisé l'évaluation préalable de 21 substances désignées collectivement par le Plan de gestion des produits chimiques comme étant le groupe des poly(alkoxylates/éthers). On a priorisé l'évaluation des substances de ce groupe, car elles répondent aux critères de catégorisation du paragraphe 73(1) de la LCPE ou ont été jugées prioritaires en raison d'autres préoccupations (ECCC et SC [modifié 2017]). Une substance de ce groupe, le NR CAS 68155-39-5, a déjà été évaluée lors de l'Examen préalable rapide des substances préoccupantes (Environnement Canada et Santé Canada [modifié 2013]), qui avait trouvé qu'elle ne satisfaisait à aucun des critères formulés à l'article 64 de la LCPE. Toutefois, en 2015, la Démarche d'établissement des priorités d'évaluation des risques (Canada 2015b) l'a désignée comme étant prioritaire pour une évaluation plus poussée sur la base de renseignements obtenus lors de la phase 2 de la mise à jour de la *Liste intérieure des substances* (Environnement Canada et Santé Canada 2014) qui indiquaient une forte hausse des activités commerciales touchant ce polymère au Canada, par rapport à celles considérées lors de l'évaluation de 2013.

Plusieurs polymères de poly(alkoxylate/éther) visés par cette évaluation préalable sont des ingrédients actifs et des formulants homologués de produits antiparasitaires. Ces utilisations sont régies par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires*. Ainsi, cette évaluation ne tiendra compte que des effets potentiels des poly(alkoxylate/éther) sur la santé humaine et l'environnement découlant de l'utilisation de ces substances à des fins autres qu'antiparasitaires.

Les 21 substances visées par cette évaluation sont collectivement désignées comme étant le groupe des poly(alkoxylates/éthers). Nous avons réparti 19 d'entre elles dans les sous-groupes des AE, AES, OPE et ANEO, y compris les alkyl(de suif)amines éthoxylées (NR CAS 61791-26-2 ou POEA). Ces sous-groupes ont des similitudes structurales qui permettent une caractérisation groupée de l'exposition, du danger et des risques. Ainsi, nous avons collectivement évalué les risques posés par chaque groupe à partir des profils d'exposition et de danger. Les deux substances restantes — le PPG et le paraformaldéhyde — sont abordées dans des chapitres séparés. Pour plus de clarté, dans la présente évaluation, nous utiliserons le mot *classe* pour désigner le grand éventail de polymères ayant une structure et des propriétés similaires, et les mots *groupe* ou *sous-groupe* pour désigner le sous-ensemble de substances visées par la présente évaluation.

Les 21 substances du groupe des poly(alkoxylates/éthers) avaient déjà été évaluées par la démarche d'examen préalable rapide. La démarche et les résultats de son application sont présentés dans le chapitre sur les résultats de l'évaluation préalable du rapport *Deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères* (ECCC et SC 2018). On trouvera à l'annexe, une présentation des démarches d'évaluation préalable rapide portant sur l'environnement et la santé humaine. Ces démarches ont trouvé que

le PPG et le paraformaldéhyde avaient un faible potentiel de nuire à l'environnement et a indiqué que les AES, AE, OPE et ANEO (hormis le POEA) présentaient un faible potentiel d'être nocifs pour la santé humaine. Les résultats présentés dans *Deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères* et tout autre renseignement pertinent publié après la parution de ce rapport soutiennent les conclusions relatives à l'article 64 de la LCPE dans la présente évaluation préalable.

La présente évaluation préalable prend en compte de nouveaux renseignements sur les propriétés chimiques, le devenir dans l'environnement, les dangers, les utilisations et l'exposition, y compris des renseignements communiqués par des parties intéressées. Nous avons colligé les données pertinentes publiées avant septembre 2017. Les données empiriques tirées d'études importantes ainsi que des résultats issus de modèles prévisionnels, le cas échéant, ont servi à tirer les conclusions proposées. Lorsqu'elle était disponible et pertinente, nous avons utilisé l'information contenue dans des évaluations effectuées par d'autres instances.

Le personnel du Programme d'évaluation des risques de la LCPE de Santé Canada et d'Environnement et Changement climatique Canada a rédigé la présente ébauche d'évaluation préalable qui inclut la contribution d'autres programmes de ces deux ministères. Les parties de la présente évaluation préalable portant sur l'environnement ont fait l'objet d'examen ou de consultations externes. M. David Shortt (KAND EHS Services), M. Geoff Granville (GC Granville Consulting Corp.) et le P^r Karsten Liber (centre de toxicologie, Université de Saskatchewan) ont émis des commentaires sur les aspects techniques liés à l'environnement. Si, d'une part, des commentaires de tiers ont été pris en compte, d'autre part, Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada demeurent responsables du contenu final et des conclusions de la présente évaluation préalable.

La présente ébauche d'évaluation préalable repose sur des renseignements critiques permettant de déterminer si les substances satisfont aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE. À cette fin, nous avons examiné les données scientifiques et adopté une démarche basée sur la pondération des éléments de preuve et le principe de précaution³. La présente évaluation préalable contient les renseignements et les considérations critiques sur lesquels reposent les conclusions proposées.

³ La détermination qu'une substance satisfait aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE repose sur une évaluation des risques pour l'environnement ou la santé humaine occasionnés par des expositions dans l'environnement, en général. Pour les humains, ces expositions découlent de la présence de la substance notamment dans l'air à l'extérieur ou l'intérieur, l'eau potable, les aliments et les produits offerts aux consommateurs. Une conclusion établie aux termes de la LCPE n'est pas pertinente pour une évaluation en fonction des critères de risque prévus au *Règlement sur les produits dangereux*, lequel fait partie du cadre réglementaire du Système d'information sur les matières dangereuses au travail et vise les produits dangereux destinés à être utilisés au travail, ni n'empêche une telle évaluation. De même, une conclusion s'appuyant sur les critères définis à l'article 64 de la LCPE n'empêche pas la prise de mesures en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

2. Polypropylène glycol (PPG)

2.1 Identité de la substance

Le polypropylène glycol (PPG), aussi connu sous le nom d'oxyde de polypropylène (PPO), résulte de la polymérisation d'oxyde de propylène (2-méthoxyxiane) avec le propylène glycol [(2R)-1,2-propanediol] (figure 2-1). En choisissant la méthode de polymérisation (cationique, anionique, coordination), l'amorceur, les réactifs, l'ordre de l'addition et les conditions de réaction, on peut produire du PPG ramifié ou linéaire, ayant un degré variable de polymérisation ou un nombre, n , moyen variable d'unités (Herzberger et coll. 2016, Gagnon 2000). On prévoit qu'aucun monomère résiduel (l'oxyde de propylène ou le propylène glycol) ne subsiste, car le procédé de fabrication comporte plusieurs stades de purification qui visent à retirer toutes les impuretés. Normalement, n tombe entre 3 et 69, ce qui se traduit par une fourchette de poids moléculaire allant de 200 à 4000 g/mol (MAK 2012). Les diverses nomenclatures désignent ces différentes formes du PPG par des noms différents. Le nom donné par nomenclature internationale des ingrédients cosmétiques (INCI) est notamment « PPG » suivi du nombre moyen de monomères, n . Par exemple, si n est 3, nous aurons PPG-3. Toutefois, on peut aussi identifier un PPG en utilisant son poids moléculaire moyen dans le nom (Fiume et coll. 2012). Par exemple, le PPG 200 a un poids moléculaire d'environ 200 g/mol). Le PPG ne contient pas de groupe fonctionnel réactif associé à des effets nocifs sur la santé humaine (USEPA 2010). Les PPG sont des liquides non volatils. En passant des polymères les plus légers aux plus lourds, les PPG sont d'abord miscibles puis deviennent très insolubles (Larrañaga et coll. 2016, MAK 2012).

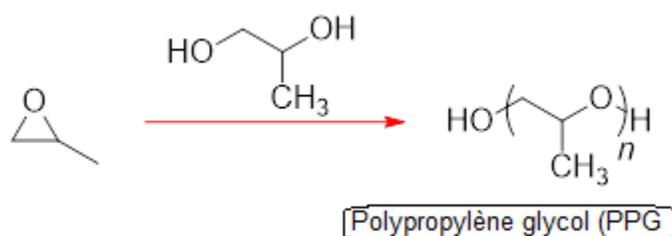


Figure 2-1. Synthèse et structure représentative des polypropylènes glycol

2.2 Propriétés physico-chimiques

Les propriétés physico-chimiques du PPG sont résumées au tableau 2.1.

Tableau 2-1. Propriétés physico-chimiques du PPG (à la température normale)

Propriété	PPG	Références principales
État physique	Liquide	Andersen 1994

Propriété	PPG	Références principales
Poids moléculaire (g/mol)	200 à 4000	MAK 2012, Andersen 1994
Point de fusion (°C)	-40 à -35	MAK 2012
Point d'ébullition (°C)	~ 270 (décomposition)	MAK 2012, ECHA 2017
pH	6 à 9	Andersen 1994, FCC 2004
Pression de vapeur (Pa)	0,084 Pa	ECHA 2017
Hydrosolubilité (en masse)	Miscible jusqu'à 1,5 %	MAK 2012
Hydrosolubilité (mg/L)	10 000 à 15 (PPG 425 à PPG 2700)	West et coll. 2007
Masse volumique (g/cm ³)	1,002 à 1,012	Andersen 1994, ECHA 2017
Coefficient de partition octanol/eau (log K _{oe})	1,7 à 3,0	Harris et Daugulis 2015, ECHA 2017
Biodégradation	Facilement biodégradable 83 % à 92 % en 28 jours (incluant les PPG 425 aux PPG 2000)	FDS 2017a, FDS 2017b, West et coll. 2007

2.3 Sources et utilisations

Le PPG n'existe pas naturellement dans l'environnement, il est produit industriellement et ses utilisations sont généralisées.

Le PPG a été visé par une enquête à participation volontaire (ECCC 2015), et une autre à participation obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015).

Le tableau 2.2 présente un sommaire des quantités totales manufacturées, importées et utilisées en 2014. Les sources mentionnent certaines utilisations du PPG au Canada comme agent anti-mousse, auxiliaire à l'absorption, surfactant, agent moussant, lubrifiant et durcisseur ou résine dans les systèmes d'adhésion, agent de réticulation, concentré de couleur, barrière contre l'humidité, adhésif pour revêtement de sol, agent de démoulage et additif à l'eau des chaudières. On l'a aussi utilisé dans la production d'enduits pour papiers et boîtes de conserve, de pâte, d'enduits laminés, d'encre, de teintures à tissus, de matériaux à base de papier, de peintures, de produits pharmaceutiques, de pesticides, de jouets et de produits de soin personnels, ainsi que dans les systèmes de traitement d'eau par ultrafiltration et osmose inverse et pour la transformation des aliments.

À l'échelle mondiale, les différentes formes de PPG sont utilisées comme additifs dans les fluides pour l'usinage des métaux, comme plastifiant, agent antimousse, comme additif dans les industries du caoutchouc et de la peinture, comme matières premières pour la synthèse de mousses et de résine d'uréthane, surfactants, éthers et esters de

polypropylène et pour la production de préparations cosmétiques (surtout ceux de poids moléculaire supérieur à 1200) [MAK 2012]. Le PPG se retrouve dans plusieurs formulations du polyuréthane. On l'utilise pour modifier la rhéologie, comme agent mouillant et comme dispersant. Le PPG figure dans le Règlement de la Commission européenne comme substance acceptable dans les plastiques qui entrent en contact avec les aliments, sans restriction liée à la migration ou de spécifications de poids moléculaire (EFSA 2011). Aux États-Unis, le PPG est un additif alimentaire indirect dont l'usage est homologué comme composant des enduits résineux ou polymères (21 CFR 175.300), des adhésifs (21 CFR 175-105), et des papiers et cartons en contact avec des aliments gras aqueux (21 CFR 176.170). Les formes de PPG dont le poids moléculaire dépasse 1000 sont utilisées comme additif à l'eau des chaudières (21 CFR 173.310) et agent antimousse (agent actif de surface, 21 CFR 173.340). On utilise le PPG comme solvant pour les cires, les résines, les produits nettoyants, les produits pour la vaisselle et les fluides hydrauliques. Il est aussi un ingrédient des balles de peinture, des antigels et des liquides pour frein (Polymer-Search 2017, Larrañaga et coll. 2016, ACI 2017).

Tableau 2-2. Sommaire des quantités de PPG fabriquées, importées et utilisées au Canada en 2014, déclarées lors d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE

Substance	Quantité totale fabriquée (kg)	Quantité totale importée ^a (kg)	Quantité totale fabriquée ou importée (kg)	Quantité totale utilisée ^a (kg)	Référence de l'enquête
PPG	N.D.	1 000 000 à 10 000 000	1 000 000 à 10 000 000	1 000 000 à 10 000 000	Canada 2015, ECCC 2015

Abréviation — N.D. : non disponible

^a Les valeurs sont les quantités déclarées en réponse à des enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). Voir les enquêtes pour les inclusions et exclusions particulières (annexes 2 et 3).

Nous avons interrogé différentes bases de données gouvernementales nationales pour découvrir les autres utilisations possibles du PPG au Canada. Ces utilisations figurent au tableau 2-3.

Tableau 2-3. Autres utilisations du PPG au Canada

Utilisation	PPG
Additif alimentaire ^a	N
Matériel d'emballage alimentaire et additif fortuit ^b	O
Base de données interne sur les produits pharmaceutiques en tant qu'ingrédient médicamenteux ou non médicamenteux dans des désinfectants, des drogues pour humains ou animaux au Canada ^c	O (INM)
Base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels ^d	O (INM)

Utilisation	PPG
Base de données des produits de santé naturels homologués comme ingrédient médicinal ou non médicinal dans des produits de santé naturels au Canada ^e	O
Liste des ingrédients dont l'utilisation est restreinte ou interdite dans les cosmétiques ^f	N
Déclaré présent dans les produits cosmétiques selon des avis soumis à Santé Canada en vertu du Règlement sur les cosmétiques ^g	O
Produit de formulation de produits antiparasitaires homologués au Canada ^h	O
Utilisation connue dans des jouets ⁱ	O

Abréviations : O : oui, N : non, INM : ingrédient non médicinal.

^a Santé Canada [modifié 2017], communication personnelle, courriel de la Direction des aliments, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

^b Communication personnelle courriel de la Direction des aliments, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

^c BDPP [modifié 2017], communication personnelle courriel de la Direction des produits thérapeutiques, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

^d BDIPSN [modifié 2019], communication personnelle, courriel de la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

^e BDPSNH [modifié 2018], communication personnelle, courriel de la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

^f Santé Canada [modifié 2015].

^g Communication personnelle, courriel de la Direction de la sécurité des produits de consommation, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

^h Communication personnelle, courriel de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

ⁱ Association canadienne du jouet (ACJ 2017).

2.4 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

ECCC (2016) donne les données critiques et les arguments présentés lors de la deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères qui ont servi à évaluer les effets nocifs potentiels propres à la substance sur l'environnement.

Ce dernier rapport indiquait que le PPG ne contenait pas de groupe fonctionnel réactif suscitant des préoccupations accrues pour l'environnement. Donc, on y a caractérisé la substance comme ayant un faible potentiel de poser un risque pour l'environnement et il est ainsi improbable qu'elle suscite des inquiétudes pour les organismes ou l'intégrité plus globale de l'environnement au Canada.

2.5 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

2.5.1 Évaluation de l'exposition

2.5.1.1 Exposition directe

On ne prévoit pas que la population générale soit directement exposée aux différentes formes du PPG lorsqu'elles sont employées par l'industrie, car ces substances sont utilisées dans un système fermé. De plus, les rejets de PPG occasionnés par les utilisations finales sont limités, car les différents PPG sont surtout combinés à d'autres substances des systèmes scellés qui sont thermiquement stables et résistantes à l'hydrolyse. Ces produits se biodégradent dans des conditions ambiantes et sont effectivement supprimés par les usines de traitement des eaux (Dow 2014).

Exposition par voie orale

Au chapitre des matériaux d'emballage alimentaire, le PPG peut être utilisé comme agent anti-mousse pour la fabrication de papier, de carton, d'enduits de papier et de carton et dans les adhésifs. Il existe donc trois scénarios pour la migration potentielle de la substance depuis l'emballage alimentaire aux aliments. En théorie, les adhésifs n'ont pas de contact direct avec les aliments en raison d'une barrière ou d'une couche prévenant la migration des composants depuis l'adhésif vers les aliments. Même en supposant l'exposition des consommateurs par des voies alimentaires en intégrant le pire scénario théorique (fondé sur une migration à 100 %), une exposition minimale est prévue (communication personnelle, courriels de la Direction des aliments de Santé Canada au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, mai 2017, sans référence).

Exposition par voie cutanée

Considérant la faible valeur de $\log K_{oe}$ de l'éventail des PPG (1,7 à 3), nous prévoyons une certaine absorption cutanée des PPG de faible poids moléculaire (de 200 à 500 g/mol, soit de PPG-3 à PPG-7) [OMS 2006]. Toutefois, pour la majorité des PPG (poids moléculaire supérieur à 500 g/mol), l'absorption cutanée devrait être minimale.

Selon les notices soumises à Santé Canada en vertu du *Règlement sur les cosmétiques*, les divers PPG sont présents dans certains produits cosmétiques au Canada, comme les dissolvants d'adhésifs, les nettoyants, les colorants capillaires permanents, les hydratants, les shampoings, les produits coiffants et les dentifrices (courriels de la Direction de la sécurité des produits de consommation de Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence). Les données indiquent qu'environ 15 % de ces produits contiennent des PPG-3 ou des PPG-7. On a déclaré que la concentration des PPG dans ces produits de soins personnels était inférieure à 10 %. À partir de ces données, nous pouvons estimer à l'aide du logiciel E-FAST (2014) que l'exposition cutanée au PPG-3 (le pire cas pour l'absorption cutanée) est de 2,6 µg/kg p.c./jour

(chronique ou sur toute la vie) et 43 µg/kg p.c./jour (aiguë) pour les utilisations générales, comme l'emploi de nettoyeurs (E-FAST 2014). Étant donné la distribution des poids moléculaires des PPG (surtout au-dessus de 500 g/mol), on peut prévoir que l'exposition par voie cutanée aux PPG sera plus faible que celle estimée par E-FAST.

Exposition par inhalation

À cause de leur faible volatilité, l'inhalation des divers PPG est improbable, sauf si un brouillard est formé par une agitation violente ou une température élevée (TOXNET 2017). Dans le cas des nettoyeurs à usage général, le logiciel E-FAST (2014) a estimé que l'exposition par inhalation du PPG-3 (le pire cas) était de 13 µg/kg p.c./jour (chronique/durée de la vie) et 175 µg/kg p.c./jour (aiguë). La concentration maximale a été estimée à 2,7 mg/m³ (E-FAST 2014). Étant donné la distribution des poids moléculaires des PPG (surtout au-dessus de 500 g/mol) et leur basse pression de vapeur, on peut prévoir que l'exposition par inhalation aux PPG sera plus faible que celle estimée par E-FAST.

Médicaments

Le PPG figure comme ingrédient non médicinal dans la Base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels (BDIPSN [modifiée 2019]). Il peut être utilisé comme agent anti-mousse ou agent revitalisant pour la peau à une dose de 1,5 mg/kg p.c./jour comme dose journalière admissible groupée avec de l'oxyde de 1,2-époxypropène et du dipropène glycol et jusqu'à 22 % pour une utilisation topique dans une formulation non irritante. Les PPG figurent à la Base de données des produits de santé naturels homologués (BDPSNH, modifiée 2018] comme ingrédient non médicinal présent dans certains produits de santé naturels actuellement homologués, ainsi que dans un petit nombre de médicaments en vente libre actuellement homologués ou commercialisés au Canada, BDPP [modifiée 2015]). Aucun renseignement n'est disponible sur la concentration des PPG dans ces médicaments (incluant les produits de santé naturels).

Pesticides

Le PPG figure dans la liste des produits de formulation des pesticides dressée par l'ARLA (Santé Canada 2010a). On le trouve dans 255 produits pesticides, dont des herbicides, insecticides, régulateurs de croissance des insectes, insectifuges, adjuvants, régulateurs de la croissance végétale, algicides pour piscine, myxobactéricides et peintures antisalissures (communication personnelle, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, mai 2017, sans référence).

Autres produits

Selon l'Association canadienne de produits de consommation spécialisés (ACPCS), le PPG est présent dans onze produits offerts aux consommateurs (communication de l'ACPCS, juin 2017, sans référence).

L'industrie forestière utilise le PPG comme agent antimousse dans le procédé de fabrication de la pâte lors de la fabrication d'enduits pour le carton (Environnement Canada 2015).

Selon l'Association canadienne du jouet (ACJ 2017), le PPG est utilisé comme polymère dans des jouets.

2.5.1.2 Exposition indirecte

Les divers PPG sont peu volatils et leur hydrosolubilité varie. S'ils sont mélangés à l'eau, ils tendent à rester dissous et peuvent être transportés par l'eau dans laquelle ils ont été rejetés. Toutefois, ils se biodégradent dans l'environnement avec un taux de dégradation d'environ 90 % après 28 jours (West et coll. 2007). Les usines de traitement des eaux usées éliminent efficacement les PPG (DOW 2014). En conséquence, l'exposition indirecte de la population générale aux PPG par les milieux environnementaux, comme l'eau potable, devrait être minimale.

2.5.2 Évaluation des effets sur la santé

Les résultats de la deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères indiquaient qu'il fallait évaluer davantage le polypropylène glycol (PPG), en raison du signalement de sa toxicité potentielle pour le système nerveux central ainsi que de sa toxicité pour le cœur. Or, le polymère ne contient pas de structure associée à des effets nocifs sur la santé humaine. Les polymères sont en général moins toxiques que leur monomère puisqu'ils sont plus gros et qu'ils ne sont pas absorbés aussi efficacement par voie cutanée ou orale que les monomères plus petits. Contrairement à l'éthylène glycol, le propylène glycol ne cause pas chez l'humain la néphrotoxicité causée par l'oxalate de calcium, un métabolite. Puisque le propylène glycol n'est pas métabolisé en acide oxalique, l'oxalate de calcium n'est pas déposé dans les reins (ATSDR 2007).

L'absorption des PPG dans la voie gastro-intestinale et leur toxicité dépend de leur poids moléculaire. Ce sont les espèces au poids moléculaire moins élevé qui sont les plus toxiques. La toxicité augmente d'abord avec la hausse de poids moléculaire, atteint un maximum pour les PPG 600 et PPG 750, puis diminue à mesure que le poids moléculaire s'élève. Les PPG dont le poids moléculaire est de 2000 ou plus ont une très faible toxicité aiguë (TOXNET 2017). Les symptômes d'intoxication aiguë aux PPG de faible poids moléculaire observés lors d'études sur des animaux sont l'excitation du système nerveux central et les arythmies cardiaques (MAK 2012).

L'Administration des aliments et drogues des États-Unis (USFDA) considère que le monomère, le propylène glycol (NR CAS 51-55-6) est généralement sûr dans les conditions d'utilisation prévues, mentionnées au paragraphe 184.1666 du titre 21 (aliments et drogues) du Code des règlements fédéraux, comme PPG de qualité alimentaire.

La toxicité orale aiguë des PPG est faible, allant d'une DL₅₀ de 2910 mg/kg p.c. pour le PPG 425 à DL₅₀ à 9760 mg/kg p.c. pour le PPG 2025 (Shaffer et coll. 1951). La toxicité aiguë par voie cutanée des PPG 425, PPG 1025 et PPG 2025 chez le lapin est basse et la DL₅₀ dépasse 10 000 mg/kg p.c.

On a administré par intraveineuse une dose de 20 mg/kg p.c. de PPG 400 en solution aqueuse à des chiens. Les résultats d'un électro-encéphalogramme (EEG) indiquent une hausse de l'activité électrique dans tous les lobes cérébraux. On a observé les mêmes résultats à l'EEG chez des chiens après l'administration par intraveineuse d'une solution aqueuse de PPG 750 et d'une solution aqueuse de PPG 1200 (doses de 10 mg/kg p.c.). Les tracés de l'électrocardiogramme suivant l'administration de PPG 400 et PPG 750 indiquent des changements du rythme cardiaque. Toutefois, on n'a pas observé de telles réactions après l'administration de PPG 1200 ou de PPG 2000 (Andersen 1994, Shideman et Procita 1951). Des manifestations de la hausse de l'activité du système nerveux central sous la forme d'une hausse des réflexes myotatiques, des spasmes musculaires et des mouvements ont aussi été observées avec l'administration de PPG 400, de PPG 750 et de PPG 1200. On a noté que des doses supérieures (25 mg/kg p.c.) induisaient des convulsions (Shideman et Procita 1951).

L'inhalation de vapeur de PPG en quantité où il serait toxique est improbable, car ces substances ont une faible pression de vapeur. Selon Andersen (1994), les PPG n'irritent pas la peau, mais la plupart sont légèrement irritants pour les yeux. On n'a pas observé de sensibilisation cutanée lors d'une étude de 300 hommes soumis à une application cutanée répétée de PPG 2000 non dilué sur la peau (Andersen 1994).

Lors d'une étude d'administration de PPG 2000 en doses orales subchroniques de 275 à 501 mg/kg p.c./jour, pendant 90 jours, aucun effet nocif histopathologique, hématologique ou de chimie clinique n'a été observé (MAK 2012). Des réductions du poids corporel n'ont été notées qu'aux doses les plus élevées. Des effets semblables ont été observés lors d'une étude sur 90 jours au cours desquels des chiens reçurent des doses orales de PPG à raison de 526 à 810 mg/kg p.c./jour (MAK 2012, Andersen 1994, AIHA 1980). Lors d'une autre étude, de cent jours, on a administré à des rats du PPG 750 à des concentrations de 0,1 ou 1 % à des doses de 50 ou 500 mg/kg p.c./jour. Le PPG 750 (à 0,1 %) n'a pas causé d'effets nocifs. Chez le groupe ayant reçu un traitement de 1 % de PPG 750, on a noté une légère hausse de la masse du foie et des reins, mais aucun changement histologique. Nous adoptons donc une dose sans effet nocif observé (DSENO) de 500 mg/kg p.c./jour. Aucune de ces doses n'a induit d'effet stimulant sur le système nerveux central (AIHA 1980). Lors d'une autre étude de toxicologie subchronique par voie orale, l'administration de PPG 2000 produit une

légère réduction de la croissance et du poids corporel, alors que l'administration de PPG 750 à des chiens et des rats a provoqué de légères hausses de la masse du foie et des reins chez ces derniers. On n'a signalé aucun autre effet lié au traitement. Une étude d'administration subchronique par voie orale n'a pas révélé d'effet pour des doses de 1 mL/kg p.c., mais des doses de 5 et 10 mL/kg p.c. ont induit une faible baisse de la croissance (CIR 2013).

La British Industrial Biological Research Association a signalé qu'une épreuve de mutation bactérienne d'Ames avait montré que des PPG de masse moléculaire et de pureté non définies étaient mutagènes (BIBRA 1990). Le groupe scientifique sur les contaminants dans la chaîne alimentaire (groupe CONTAM) de l'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) considère que ce résultat peut être écarté à la lumière de l'information sur l'absence de génotoxicité du propylène glycol monomère. Le groupe CONTAM a aussi signalé que deux études de toxicité chronique sur le propylène glycol monomère ne comportaient aucune preuve d'effet cancérigène (OCDE 2001). Il existe peu de données sur la toxicité du PPG sur le développement ou la reproduction. Toutefois, le groupe CONTAM a noté que la CIR (2013) considérait que le propylène glycol monomère n'avait pas d'effet nocif sur la reproduction ou le développement, lorsqu'il a été évalué sur des souris à des concentrations inférieures à 5 %, sur des rats à des doses inférieures ou égales à 1600 mg/kg p.c./jour et sur des lapins à des doses inférieures ou égales à 1230 mg/kg p.c./jour.

Le Comité scientifique de l'alimentation humaine (CSAH 1986) a adopté une dose journalière admissible (DJA) de 1,5 mg/kg p.c. (DJA groupée pour le polypropylène glycol et le dipropylène glycol) qui a été approuvée par le groupe CONTAM. Il existe peu de données toxicologiques sur le PPG, notamment sur sa toxicité à des doses chroniques et pour la reproduction. Toutefois, le groupe CONTAM considère que les valeurs de ces paramètres pourraient être déduites de la lecture croisée du propylène glycol monomère et il considère qu'elles sont faibles (EFSA 2011). L'utilisation des PPG dans des produits cosmétiques est sûre à une concentration jusqu'à 50,0 % (Fiume et coll. 2012, Andersen 1994) pour une DJA établie par le CSAH en 1986 (DJA de 1,5 mg/kg p.c.) sur la base d'un scénario considérant des PPG de divers poids moléculaires de PPG, y compris en combinaison avec des monomères et des dimères.

2.5.3 Caractérisation des risques sur la santé humaine

Dans la présente évaluation, nous avons déterminé les risques sur la santé humaine en considérant à la fois le danger et les expositions directes et indirectes à la substance découlant des utilisations actuelles déclarées lors d'une enquête non obligatoire et d'une autre en vertu de l'article 71 de la LCPE, ainsi que les utilisations recensées dans des bases de données gouvernementales.

En général, les problèmes de santé signalés, tels que la stimulation du système nerveux central et les arythmies cardiaques, étaient associés aux oligomères de faible poids moléculaire du PPG et ils ont été observés surtout après administration par intraveineuse. On n'a pas observé de tels effets à la suite de l'administration par voie

orale ou cutanée d'un PPG de poids moléculaire supérieur à 2000. La polydispersité (l'éventail de poids moléculaire d'un produit) est généralement étroite. Ainsi, les oligomères de faible poids moléculaire n'ayant pas réagi ne devraient pas se retrouver dans les produits. Une étude de toxicité subchronique nous donne une DSENO de 500 mg/kg p.c./jour. Toutefois, puisque seuls les produits de santé naturels, les médicaments et l'emballage alimentaire provoquent une exposition par voie orale, les PPG en cause se limitent à l'éventail de poids moléculaires approuvés pour les produits alimentaires et qui ne posent pas de risque pour la santé. Le CSAH (1986) a trouvé une DJA de 1,5 mg/kg p.c./jour, pour le scénario de la pire éventualité, soit celui incluant les monomères et dimères. Cette valeur comporte également des marges d'incertitude (sécurité), mais indique que même le monomère peut être toléré en quantités de l'ordre du milligramme sur des périodes d'ingestion chronique. Cette valeur ne peut être comparée directement à l'exposition potentielle estimée de 25 mg/kg p.c. par les produits pharmaceutiques, puisque cette valeur s'applique à tous les produits à base de glycol, et non seulement au PPG, et qu'elle ne tient pas compte des facteurs d'incertitude. On s'attend à ce que l'exposition réelle au PPG à des fins médicales soit beaucoup plus faible que l'exposition à la valeur totale des produits à base de glycol indiquée ci-dessus.

Il n'existe pas suffisamment d'études sur l'exposition cutanée chronique au PPG ou au propylène glycol monomère. Toutefois, on ne peut établir une marge d'exposition à partir des valeurs de l'exposition cutanée. Nous ne prévoyons pas d'effets toxiques aigus ou subchroniques sur la santé résultant de l'exposition cutanée au PPG à cause de la faible toxicité aiguë par voie cutanée des polymères et du monomère (propylène glycol). Les études ont aussi montré que lorsque le PPG et le propylène glycol sont appliqués sur la peau, ils ne sont pas irritants et ne sont pas des sensibilisants de la peau (CIR 2013). Les PPG de poids moléculaires supérieurs à 500 ne sont pas bien systématiquement absorbés par voie cutanée à cause de leur fort poids moléculaire. On s'attend à ce que l'exposition cutanée au PPG par l'intermédiaire des produits manufacturés offerts aux consommateurs soit faible, car ils ne sont pas facilement libérés une fois intégrés à une matrice solide et, en raison de la taille des molécules, seraient mal absorbés.

Puisque nous ne disposons pas d'études sur l'exposition subchronique aux PPG par l'inhalation, nous n'avons pas pu calculer de marge d'exposition à partir de valeurs estimées de l'exposition par inhalation. L'utilisation de certains produits offerts aux consommateurs pourrait entraîner des expositions par inhalation. Or, les PPG ne présentent pas de réactivité chimique sur les muqueuses. Donc, le dépôt de particules dans les régions du rhinopharynx ou des bronches à la suite d'une inhalation accidentelle ne suscite pas d'inquiétude d'ordre toxicologique (CIR 2013).

On a démontré l'existence d'effets transitoires sur le système nerveux central et le cœur suivant l'administration de PPG légers par intraveineuse. Or, il ne s'agit pas d'une voie d'exposition généralement prévue d'absorption de produits offerts aux consommateurs. Nous n'avons pas trouvé dans les publications scientifiques de mention de la cancérogénicité, de la génotoxicité ou de la toxicité pour la reproduction du PPG. Les

éthers de glycol polymérisés ont une toxicité inférieure à celle de leur monomère. En 1996, le CSAH (1986) a évalué les PPG de poids moléculaire supérieur à 400 et obtenu une DJA de 1,5 mg/kg p.c./jour (EFSA 2011). Cette valeur vaut pour le monomère et le dimère, mais elle peut varier en fonction de la fourchette des poids moléculaires du polymère.

Compte tenu des expositions directes et indirectes des Canadiens aux PPG, ainsi que du faible risque généralement posé par les PPG, nous jugeons que le risque posé par ce polymère pour la santé humaine est faible.

3. Paraformaldéhyde (PF)

3.1 Identité de la substance

Le paraformaldéhyde (PF) est un polyéther produit par la polymérisation de formaldéhyde en présence d'eau (figure 3-1). Le degré de polymérisation, n , varie selon la méthode de préparation, les réactifs et les conditions de réaction (Franz et coll. 2016). Le paraformaldéhyde appartient à un groupe plus large de polymères du formaldéhyde appelé poly(oxyméthylènes) ou « POM ». Pour les POM de poids moléculaires n se situe entre 2 et 8, n se situe entre 8 et 100 pour le paraformaldéhyde et pour les POM de fort poids moléculaire, n dépasse 100. La présente évaluation préalable ne porte pas sur les POM (NR CAS 9002-81-7). Le paraformaldéhyde ne contient aucun groupe fonctionnel réactif associé à des effets nocifs sur la santé humaine (USEPA 2010). C'est un solide qui se décompose lentement en formaldéhyde gazeux même à température ambiante, un processus qui est accéléré par la chaleur. Dans l'eau chaude, le paraformaldéhyde subit une hydrolyse et une dépolymérisation et donne une solution de formaldéhyde (Franz et coll. 2016).

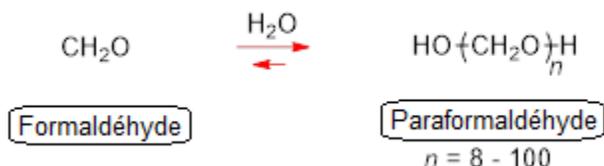


Figure 3-1. Synthèse et structure représentative du paraformaldéhyde

3.2 Propriétés physico-chimiques

Le tableau 3-1 résume les propriétés physico-chimiques du paraformaldéhyde.

Tableau 3-1. Propriétés physico-chimiques du paraformaldéhyde à la température normale

Propriété	Paraformaldéhyde	Références principales
État physique	solide	USEPA 2008, Rumble 2017
Poids moléculaire (g/mol)	258 à 3000 (moy ~ 900)	USEPA 2008, ECCC 2015
Point de fusion (°C)	120 à 170	USEPA 2008, Rumble 2017
Pression de vapeur (Pa)	133 à 193	USEPA 2008, Santé Canada 2010b
Hydrosolubilité	de partielle ($n < 15$) à insoluble	USEPA 2008, FDS 2012, TOXNET 2017a
Coefficient de partition octanol-eau (log K_{oe})	< -4	EPI suite c2000-2012 (estimation)
pH	3,5 à 5,5	USEPA 2008, FDS Celanese 2015
Masse volumique (g/cm ³)	1,30 à 1,46	USEPA 2008, FDS 2017c

3.3 Sources et utilisations

Le paraformaldéhyde n'existe pas naturellement dans l'environnement. Il sert toutefois à la production du formaldéhyde, une substance abondante dans la nature (atmosphère et organismes vivants) (BDIPSN [modifié 2019]). On en produit industriellement de grandes quantités. Le formaldéhyde a déjà été évalué en vertu de la *Loi canadienne de protection de l'environnement* et y figure à l'annexe 1. Le paraformaldéhyde a de nombreuses utilisations, notamment comme substance génératrice de formaldéhyde. On considère que le paraformaldéhyde est une façon simple de polymériser le formaldéhyde, car on peut le préparer par une réaction d'hydrolyse à température contrôlée. En outre, contrairement à l'aldéhyde formique, une autre source de formaldéhyde, l'évaporation de la solution de paraformaldéhyde ne laisse pas de contaminants sous forme de résidus (Al-Adham et coll. 2013, Kiernan 2000). Le procédé consiste habituellement à chauffer (à 100 °C pendant environ 16 heures) une solution de paraformaldéhyde (Fernandez et coll. 1999).

Le paraformaldéhyde a été visé par une enquête à participation volontaire (ECCC 2015) et une enquête obligatoire effectuée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). Le tableau 3-2 présente un sommaire des quantités totales fabriquées, importées et utilisées en 2014. Les sources interrogées ont déclaré certaines utilisations du paraformaldéhyde au Canada comme intermédiaire chimique, produit de formulation, composant de polymères, agent antimicrobien et médicament. La substance peut être utilisée dans les adhésifs, les scellants, les produits agricoles, les revêtements, les encres, les emballages alimentaires, les produits pharmaceutiques, les pesticides, les jouets et d'autres produits offerts aux consommateurs. Le paraformaldéhyde est également appliqué par fumigation (des granulés sont chauffés pendant l'utilisation, ce qui entraîne la libération de formaldéhyde gazeux) sur des matériaux fournis pour la nidification des abeilles (bois, plastique) et sur les alvéoles pendant la diapause précédant le stade prépupal (Santé Canada 2010b).

Tableau 3-2. Sommaire des quantités fabriquées, importées et utilisées au Canada en 2014 déclarées lors d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE

Substance	Quantité totale fabriquée (kg)	Quantité totale importée ^a (kg)	Quantité totale fabriquée ou importée (kg)	Quantité totale utilisée ^a (kg)	Références des enquêtes
PF	N.D.	> 100 000	N.D.	1 000 000 à 10 000 000	Canada 2015, ECCC 2015

Abréviation — N.D. : non disponible

^a Les valeurs sont les quantités déclarées en réponse à des enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). Voir les enquêtes pour les inclusions et exclusions particulières (annexes 2 et 3).

Nous avons exploré un certain nombre de bases de données gouvernementales pour trouver d'autres utilisations potentielles du paraformaldéhyde au Canada. Le tableau 3-3 énumère ces utilisations du paraformaldéhyde.

Tableau 3-3. Autres utilisations du paraformaldéhyde au Canada

Utilisation	PF
Additif alimentaire ^a	N
Matériaux d'emballage alimentaire ^b	O
Base de données interne sur les produits pharmaceutiques en tant qu'ingrédient médicamenteux ou non médicamenteux dans des désinfectants, des drogues pour humains ou animaux au Canada ^c	N
Base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels ^d	O
Base de données des produits de santé naturels homologués comme ingrédient médicamenteux ou non médicamenteux dans des produits de santé naturels au Canada ^e	N
Liste des ingrédients dont l'utilisation est restreinte ou interdite dans les cosmétiques ^f	N
Déclaré présent dans les produits cosmétiques selon des avis soumis à Santé Canada en vertu du Règlement sur les cosmétiques ^g	N
Produit de formulation de produits antiparasitaires homologués au Canada ^h	O
Utilisation connue dans des jouets ⁱ	O

Abréviations — O : oui, N : non.

^a Santé Canada [modifié 2017], communication personnelle, courriel de la Direction des aliments, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

^b Communication personnelle, courriel de la Direction des aliments, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

^c BDPP [modifié 2017], communication personnelle, courriel de la Direction des produits thérapeutiques, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

^d BDIPSN [modifié 2019], communication personnelle, courriel de la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

^e BDPSNH [modifié 2018], communication personnelle, courriel de la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

^f Santé Canada [modifié 2015].

^g Communication personnelle, courriel de la Direction de la sécurité des produits de consommation, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

^h Communication personnelle, courriel de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

ⁱ Association canadienne du jouet (ACJ 2017).

À l'échelle mondiale, on utilise le paraformaldéhyde pour remplacer les solutions aqueuses de formaldéhyde, notamment lorsque la présence d'eau interfère avec les procédés. Par exemple, l'industrie des plastiques l'utilise pour la préparation de résines à base de phénol, d'urée et de mélamine, ainsi que des résines de vernis, des résines thermodurcissables et des résines de fonderie. Ces résines sont utilisées comme poudres à mouler; dans l'industrie du bois, comme agents de conservation ainsi que comme liants des panneaux de particules, des contre-plaqués et des meubles; comme résines de liaison pour les freins, abrasifs et teintures de fonderie; comme résines de finition pour les papiers et les textiles; comme agents de séchage et brillants pour les peintures; et comme vernis isolant des pièces électriques. D'autres utilisations sont la synthèse de substances organiques par les industries chimique et pharmaceutique, dans les laboratoires de biologie (comme fixateur), pour la production d'agents auxiliaires pour les textiles ainsi que la préparation de désinfectants et de déodorants (Santé Canada 2010b, CIRC 2012, Franz et coll. 2016).

Le paraformaldéhyde sert d'inhibiteur de corrosion, de piègeur de sulfure d'hydrogène de biocide lors d'activités de production pétrolière comme le forage, l'injection d'eau et la récupération assistée du pétrole (Gerberich et Seaman 2013). Il est utilisé comme fongicide et bactéricide dans des industries aussi variées que le raffinage du sucre de betterave et son entreposage. Pour prévenir la formation de moisissures dans les hôtels et les motels construits dans des zones humides, leurs exploitants suspendent souvent dans les placards de petits sacs contenant du paraformaldéhyde, avec ou sans agents antimites. On l'utilise pour fumiger les tiroirs contenant du matériel de coupe de cheveux et comme agent anti-moisissure dans les maisons de villégiature inoccupées. On emploie le paraformaldéhyde comme durcisseur gélatineux qui accélère les étapes du développement photographique. Il est également une matière première de production de formaldéhyde utilisée dans certains traitements de la fourrure. Le paraformaldéhyde entre dans la composition de certaines poudres antisudorifiques. On réduit le retrait du bois en le traitant avec des vapeurs de paraformaldéhyde chauffé (USEPA 2008, Ash et Ash 2004).

Le paraformaldéhyde est présent dans des pastilles contre les maux de gorge mineurs. En dentisterie, il a été utilisé comme lénitif (substance utilisée pour atténuer l'irritation ou la douleur) pour la dentine sensible et comme antiseptique dans les pâtes nécrosantes et pour les canaux radiculaires. Le paraformaldéhyde peut être utilisé pour décontaminer les appareils soupçonnés de contamination par des spores du *Bacillus anthracis* (Brayfield 2017). Le paraformaldéhyde est utilisé pour désinfecter des chambres des malades, des ustensiles d'hôpital, des vêtements et du linge. Il est un ingrédient actif de crèmes contraceptives (Merck 2013).

Environ 2 % du paraformaldéhyde produit aux États-Unis est utilisé dans des produits offerts aux consommateurs (EPA 1991).

3.4 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

On trouvera dans ECCC (2016) les données critiques et les arguments présentés lors de la deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères qui soutiennent l'évaluation du potentiel d'effets nocifs propres à la substance sur l'environnement.

Le rapport précité indiquait que le paraformaldéhyde ne contenait pas de groupe fonctionnel réactif suscitant des préoccupations accrues pour l'environnement. On a donc caractérisé la substance comme ayant un faible potentiel de poser un risque pour l'environnement. Ainsi, il est improbable qu'elle suscite des inquiétudes pour les organismes ou l'intégrité plus globale de l'environnement au Canada.

3.5 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

3.5.1 Évaluation de l'exposition

3.5.1.1 Exposition directe

On ne prévoit pas que la population générale soit directement exposée au paraformaldéhyde lorsqu'il est employé par l'industrie, car cette substance est utilisée dans un système fermé. De plus, le paraformaldéhyde et le formaldéhyde généré sont consommés par la réaction.

Étant donné la forte pression de vapeur du paraformaldéhyde, l'inhalation devrait être la voie d'exposition la plus critique. Or, la substance émise est le formaldéhyde. À la température ambiante, le taux de transformation du paraformaldéhyde en formaldéhyde est très lent (Helander 1999). Compte tenu de la lente libération du formaldéhyde par le paraformaldéhyde à la température ambiante, on s'attend à ce que la hausse de quantité de formaldéhyde soit minuscule par rapport à ses concentrations environnementales normales. Les concentrations moyennes de formaldéhyde mesurées sur une journée dans les maisons canadiennes se situent entre 20 et 40 µg/m³ (16 à 32,5 ppb) (Environnement Canada et Santé Canada 2013).

Le paraformaldéhyde figure sur la liste des formulants des pesticides de l'ARLA (avec une concentration maximale autorisée de 1 % dans les produits antiparasitaires) ainsi que sur la liste des ingrédients actifs des pesticides (désinfectants et fumigants). Il est présent dans un produit pesticide : un fumigant (communication personnelle, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles de Santé Canada, mai 2019, sans référence).

Le paraformaldéhyde peut être utilisé comme ingrédient d'adhésifs utilisés dans les matériaux d'emballage alimentaire et ingrédient de résines isolant les aliments du contact direct avec les boîtes de conserve. Même en posant le scénario de la pire

situation théorique, soit une migration de 100 %, l'exposition devrait être très faible (communication personnelle, courriels de la Direction des aliments de la Direction générale des produits de santé et des aliments au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles de Santé Canada, mai 2017, sans référence).

On peut utiliser le paraformaldéhyde comme matière première pour produire du formaldéhyde et il figure dans cette capacité dans la BDIPSN (modifiée 2019). On n'a toutefois pas relevé un tel usage dans les produits de santé naturels actuellement homologués. (BDPSNH [modifié 2018], BDPP [modifié 2017]).

Selon l'Association canadienne de produits de consommation spécialisés (ACPCS), le paraformaldéhyde ne se trouve que dans un seul produit offert aux consommateurs (communication personnelle, de l'ACPCS au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, mai 2017, sans référence). Selon l'Association canadienne du jouet, le paraformaldéhyde est utilisé comme polymère ou pigment dans les jouets (ACJ 2017).

Considérant la très faible valeur estimée de $\log K_{oe}$ (< -4) et le fort poids moléculaire (moyenne ~ 900 g/mole) du paraformaldéhyde, on ne s'attend pas à ce que son absorption par voie cutanée soit importante (plus que 10 %) (OMS 2006).

Pour conclure, on peut s'attendre à ce que l'exposition directe de la population générale au paraformaldéhyde (par voie orale ou cutanée ou par inhalation) soit minime.

3.5.1.2 Exposition indirecte

Dans l'éventualité d'un rejet imprévu de paraformaldéhyde dans l'environnement, on ne s'attend pas à ce qu'il se répartisse largement dans le milieu aquatique, en raison de sa très faible hydrosolubilité. Le paraformaldéhyde est biodégradable et se transforme en formaldéhyde dans les milieux aquatiques. À l'instar du formaldéhyde, le paraformaldéhyde se volatilise lentement depuis le sol, aux températures ambiantes. Ainsi, on s'attend à ce que l'exposition indirecte de la population générale au paraformaldéhyde par l'intermédiaire des milieux naturels, comme l'eau potable, soit minime.

3.5.2 Évaluation des effets sur la santé

La *Deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères* a établi que l'évaluation du paraformaldéhyde devait être davantage poussée en raison d'indications d'une potentielle toxicité pulmonaire. C'est pourquoi nous considérerons que l'inhalation est la voie d'exposition la plus critique.

En raison de la capacité du paraformaldéhyde de libérer du formaldéhyde et de la difficulté de distinguer les effets toxicologiques des deux substances, on les évalue souvent de concert. S'il existe peu de données sur la toxicité du paraformaldéhyde, par

contre, la toxicité du formaldéhyde est bien établie (Environnement Canada et Santé Canada 2013).

Selon une fiche de données de sécurité (FDS) sur le paraformaldéhyde d'une pureté de 100 % produit par Ted Pella inc. (FDS 2015), la substance présente une toxicité orale aiguë modérée chez le rat avec une DL₅₀ par voie orale de 800 mg/kg p.c. et une faible toxicité aiguë par voie cutanée chez le lapin avec une DL₅₀ de 10 000 mg/kg p.c. La toxicité du paraformaldéhyde par inhalation est modérée, la CL₅₀ sur 4 h est de 1070 mg/m³ (FDS 2012). Le paraformaldéhyde est un irritant pour la peau et les yeux et vraisemblablement un sensibilisant par inhalation et par contact cutané. La FDS indique l'existence possible d'effets sur le foie d'après des données probantes chez l'humain. Toutefois, ni le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC 2018), ni le National Toxicology Program des États-Unis (NTP 2016), ni le National Institute for Occupational Safety and Health des États-Unis (NIOSH 2018) ne l'a classé comme cancérigène.

En revanche, le formaldéhyde présente une plus grave toxicité aiguë, avec une DL₅₀ par voie orale peu élevée de 100 mg/kg p.c. chez le rat, une toxicité aiguë par voie cutanée de 270 mg/kg chez le lapin et une CL₅₀ aiguë par inhalation sur 2 h de 203 mg/m³ chez le rat. Il figure aussi sur les listes des substances cancérigènes du NTP (2010) et de l'IARC (2012).

Selon une FDS de la société Celanese, un essai d'aberration chromosomique des cellules ovariennes de hamster de Chine causée par le paraformaldéhyde s'est révélé négatif. Toutefois, un test d'échange *in vitro* de chromatides sœurs de cellules ovariennes du hamster de Chine avec et sans activation métabolique s'est révélé positif tout comme un essai de mutation génique sur cellules de lymphome de souris avec et sans activation métabolique (FDS 2015a). Cela donne à penser que la substance d'essai est mutagène et clastogène, cependant les renseignements obtenus ne permettent pas de distinguer les contributions du paraformaldéhyde de celles du formaldéhyde à ces effets.

3.5.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

Dans la présente évaluation, nous avons établi les risques pour la santé humaine en tenant compte du danger et de l'exposition directe ou indirecte à la substance occasionnée par les utilisations courantes recensées lors d'une enquête à participation volontaire et d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE, ainsi que celles trouvées dans des bases de données gouvernementales.

Il existe peu d'information sur la toxicité du paraformaldéhyde. On sait toutefois que la toxicité aiguë du paraformaldéhyde est environ huit fois moindre que celle du formaldéhyde. Si, d'une part, il existe peu de données sur l'exposition sous-chronique ou chronique au paraformaldéhyde, d'autre part, en raison des résultats sur la toxicité aiguë présentés plus haut et de son poids moléculaire plus élevé, on prévoit qu'il sera moins toxique que le formaldéhyde. Compte tenu des utilisations relevées au Canada,

l'exposition directe au paraformaldéhyde par voie orale et cutanée devrait être minime. Étant donné que le paraformaldéhyde est une matière première pour la production du formaldéhyde, il est logique de prévoir que le formaldéhyde, son produit de dégradation soit intrinsèquement toxique.

Se basant sur les fortes pressions de vapeurs du formaldéhyde et du paraformaldéhyde, l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis a conclu que l'inhalation est la voie d'exposition la plus critique. Santé Canada a évalué les risques pour la santé causés par le formaldéhyde et a conclu qu'il pénètre dans l'environnement au Canada en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger pour l'environnement essentiel pour la vie ou la santé humaine (Environnement Canada et Santé Canada 2001). On ne prévoit toutefois pas que les utilisations du paraformaldéhyde contribuent de manière importante à l'exposition au formaldéhyde, lesquelles ont été évaluées dans le Rapport d'évaluation de la Liste des substances d'intérêt prioritaire sur le formaldéhyde.

L'Agence de protection de l'environnement des États-Unis a conclu que la présence de formaldéhyde et de paraformaldéhyde dans les pesticides n'était pas susceptible d'affecter la santé humaine pourvu que l'on ait mis en œuvre des mesures de réduction des risques (USEPA 2008). Au Canada, des mesures analogues concernant l'utilisation du formaldéhyde et du paraformaldéhyde dans les pesticides ont été adoptées (Santé Canada 2010b).

L'inhalation du paraformaldéhyde ne devrait pas poser un risque pour la santé humaine. L'exposition directe des consommateurs au paraformaldéhyde découlant de son emploi par l'industrie devrait être négligeable, puisque seulement 2 % du paraformaldéhyde synthétisé entre dans la production de produits directement accessibles aux consommateurs et que le formaldéhyde résultant réagit chimiquement avec d'autres composants du mélange réactionnel et n'existe plus dans les produits finis. Des traces de formaldéhyde peuvent être présentes, mais elles ne sont pas suffisantes pour poser un risque pour la santé, car on ne s'attend pas à ce qu'elles contribuent de manière importante aux concentrations ambiantes de formaldéhyde. La Base de données des produits ménagers contenant du paraformaldéhyde ne mentionne aucun produit contenant du formaldéhyde (Base de données des produits ménagers 2018).

Certains utilisateurs pourraient être directement exposés en raison de l'utilisation commerciale par des professionnels comme fumigant ou fixateur en laboratoire. On s'attend à ce que les utilisateurs portent un équipement de protection individuelle et qu'ils ne soient exposés que brièvement pendant l'application ou la préparation. Lorsqu'il est utilisé comme fumigant, on s'attend à ce que personne ne soit présent dans la zone de traitement avant que la concentration de formaldéhyde ne soit revenue aux concentrations ambiantes normales. On prévoit que l'exposition à des fins médicales soit faible et que les avantages l'emportent sur les risques potentiels occasionnés par la substance.

Compte tenu des profils d'utilisation actuels du paraformaldéhyde et de sa faible hydrosolubilité, on ne prévoit pas de rejets importants dans l'environnement. Par conséquent, on ne s'attend pas à des risques pour la santé associés à une exposition indirecte par l'eau potable.

Bien que le paraformaldéhyde présente une toxicité aiguë modérée par voie orale et une toxicité modérée par inhalation, compte tenu des expositions directe ou indirecte au paraformaldéhyde découlant d'utilisations connues au Canada, nous avons déterminé que le risque global pour la santé humaine occasionné par une exposition au paraformaldéhyde est faible.

4. Sulfates d'éthoxylate alcool (AES)

4.1 Identité des substances

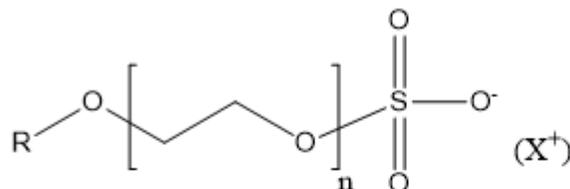
Les trois substances (tableau 4-1) que nous considérons ici sont des surfactants anioniques que nous désignerons collectivement comme le sous-groupe des sulfates d'éthoxylate alcool (AES). La figure 4-1 montre la structure représentative du sous-groupe des AES. Les AES sont synthétisés par une série de réactions chimiques, au cours desquelles un alcool à chaîne grasse (hydrocarboné) est éthoxylé, suivi d'une réaction de sulfatation pour introduire la fonctionnalité sulfate, et enfin neutralisé avec une base pour donner le surfactant final (Little 1991, Tadros 2012, Cowan-Ellsberry et coll. 2014). Les trois AES appartiennent à une classe plus large de surfactants anioniques de différentes longueurs de chaîne d'alcool gras, différents degrés d'éthoxylation et différents sels contre-ions. Cette plus grande famille d'AES est appelée la classe chimique. On représente généralement la classe des AES par la notation abrégée « C_xEO_nS », où x est la longueur de la chaîne alkyle et n est le degré d'éthoxylation (Cowan-Ellsberry et coll. 2014). Par exemple, on peut représenter par $C_{12}EO_2S$ un AES avec une chaîne alkyle de douze atomes de carbone (C) et deux unités éthoxyle (EO).

En raison des similitudes entre les AES au sein de cette classe de substances, nous avons utilisé les données obtenues par lecture croisée dans cette classe lorsqu'elle était appropriée. Cela dit, la présente évaluation ne vise que les trois substances énumérées au tableau 4-1. Compte tenu de la chaîne des alcools gras, du degré d'éthoxylation et du contre-ion associé, la fourchette de poids moléculaire moyen s'étend de 283 à 900 et plus. Le monomère et les réactifs des trois surfactants AES sont présentés aux tableaux 4-2, 4-3 et 4-4.

Tableau 4-1. Sulfates d'éthoxylate alcool (AES)

NR CAS	Nom	Notation abrégée
67762-19-0	α -Sulfo- ω -hydroxypoly(oxyéthylène), éthers alkylés en C_{10} - C_{16} , sel d'ammonium	$C_{10-16}EO_nS$
68585-34-2	α -Sulfo- ω -hydroxypoly(oxyéthylène), éthers alkylés en C_{10} - C_{16} , sel de sodium	$C_{10-16}EO_nS$

NR CAS	Nom	Notation abrégée
9004-82-4	α -Sulfo- ω -(dodécyloxy)poly(oxyéthylène), sel de sodium	C ₁₂ EO _n S



n = nombre d'unités éthoxyle répétées

NR CAS 67762-19-0 : R = C₁₀-C₁₆, X⁺ = sel d'ammonium (NH₄⁺)

NR CAS 68585-34-2 : R = C₁₀-C₁₆, X⁺ = sel de sodium (Na⁺)

NR CAS 9004-82-4 : R = C₁₂, X⁺ = sel de sodium (Na⁺)

Figure 4-1. Structure représentative des AES

Tableau 4-2. Composition des réactifs du NR CAS 67762-19-0

Réactifs	NR CAS
Alcools avec une chaîne de C ₁₀ à C ₁₆	67762-41-8
Oxyde d'éthylène	75-21-8
Trioxyde de soufre	7446-11-9
Hydroxyde d'ammonium, NH ₄ OH	1336-21-6

Tableau 4-3. Composition des réactifs du NR CAS 68585-34-2

Réactifs	NR CAS
Alcools avec une chaîne de C ₁₀ à C ₁₆	67762-41-8
Oxyde d'éthylène	75-21-8
Trioxyde de soufre	7446-11-9
Hydroxyde de sodium, NaOH	1310-73-2

Tableau 4-4. Composition des réactifs du NR CAS 9004-82-4

Réactifs	NR CAS
1-Dodécanol	27342-88-7
Oxyde d'éthylène	75-21-8
Trioxyde de soufre	7446-11-9
Hydroxyde de sodium, NaOH	1310-73-2

4.2 Propriétés physico-chimiques

La classe plus large des AES est formée de surfactants présentant un éventail de poids moléculaire et de propriétés physico-chimiques. Selon l'information recueillie lors d'une enquête à participation volontaire (ECCC 2015) et d'une autre à participation obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015), la masse moléculaire moyenne des trois AES visés par la présente évaluation se situe entre 283 et 900. De plus, les données des enquêtes indiquent que les substances sont très hydrosolubles, ce qui est conforme au comportement tensioactif des surfactants. Des données sur la pression de vapeur n'étaient pas disponibles pour les trois AES. Toutefois, les pressions de vapeur de la catégorie plus large des AES laissent à penser que la pression de vapeur des AES devrait être faible. Selon Urano et coll. (1984), le K_{oc} du $C_{12}EO_5S$ est de 1,1 L/kg.

4.3 Sources et utilisations

Les renseignements sur les AES publiés dans le rapport HERA (2004) indiquent qu'un grand nombre de secteurs utilisent cette classe de substances, et ce, à de multiples fins. Ces substances se retrouvent couramment dans les produits d'entretien ménager et industriel, les produits de soins personnels et d'autres produits industriels (HERA 2004).

Les trois AES étudiés ont été visés par une enquête à participation volontaire (ECCC 2015) ainsi qu'une enquête obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). Le tableau 4-5 résume les quantités totales de ces substances fabriquées, importées et utilisées en 2014. Ces sources indiquent que le sous-groupe des AES est surtout utilisé dans les produits offerts aux consommateurs et pour la fabrication des pâtes et papiers. On a également déclaré des utilisations mineures dans les peintures et revêtements et la récupération du pétrole et du gaz. Une utilisation dans les adhésifs a également été signalée.

Tableau 4-5. Sommaire des quantités des trois AES fabriqués, importés et utilisés au Canada en 2014, déclarés lors d'une enquête volontaire et d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE

NR CAS	Nom	Quantité totale fabriquée ^a (kg)	Quantité totale importée ^a (kg)
67762-19-0	α -Sulfo- ω -hydroxypoly(oxyéthylène), éthers alkyliques en C_{10} - C_{16} , sels d'ammonium	10 000 à 100 000	100 000 à 1 000 000
68585-34-2	α -Sulfo- ω -hydroxypoly(oxyéthylène), éthers alkyliques en C_{10} - C_{16} , sels de sodium	100 000 à 1 000 000 ^b	10 000 000 à 100 000 000

NR CAS	Nom	Quantité totale fabriquée ^a (kg)	Quantité totale importée ^a (kg)
9004-82-4	α -Sulfo- ω -(dodécyloxy)poly(oxyéthylène), sel de sodium	100 000 à 1 000 000 ^b	1 000 000 à 10 000 000

^a Les valeurs représentent les quantités déclarées lors d'une enquête à participation volontaire (ECCC 2015) et d'une enquête obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). Voir les enquêtes pour les inclusions et exclusions particulières (annexes 2 et 3).

^b Selon des communications consécutives de l'industrie, un grand producteur canadien a cessé la fabrication en 2016.

4.4 Rejets dans l'environnement

Selon les renseignements colligés par les enquêtes, les trois AES ont été fabriqués et importés au Canada en 2014. Selon les renseignements recueillis en suivi, depuis 2016, la fabrication des substances du sous-groupe des AES a quasi cessé au Canada et ces substances y sont surtout importées. Au Canada, elles entrent dans la formulation de produits variés, tels les produits de nettoyage ou de soins personnels. Selon l'utilisation, la concentration des AES dans différents produits se situe généralement entre 1 % et plus de 50 % (Robinson et coll. 2010).

Selon l'information recueillie lors des enquêtes, les trois substances du sous-groupe des AES sont importées au Canada et entrent dans la composition de différents produits offerts aux consommateurs, notamment les shampoings, les détergents à lessive, les savons et les produits nettoyants. Elles peuvent donc être rejetées pendant la formulation des produits et lors de leur utilisation finale.

4.5 Devenir et comportement dans l'environnement

4.5.1 Distribution dans l'environnement

Puisque nous prévoyons que le comportement des trois AES du sous-groupe évalué ici soit semblable à celui de la catégorie plus large des AES, nous ferons une lecture croisée des comportements de la catégorie plus large pour estimer la distribution des trois AES dans l'environnement. La classe des AES est formée de surfactants de faible poids moléculaire dont la pression de vapeur devrait être faible (HERA 2004) et l'hydrosolubilité forte. Ceux-ci entrent surtout dans la composition de produits qui seront ultimement versés à l'égout tels que les produits de nettoyage et les produits de soins personnels. Les publications scientifiques (Little 1991, McAvoy et coll. 1998, Matthijs et coll. 1999, Scott et Jones 2000) indiquent que le traitement des eaux usées élimine efficacement ces surfactants.

En général, les AES rejetés dans l'environnement ne devraient pas se volatiliser dans l'air, en raison de leur faible pression de vapeur (HERA 2004). On prévoit qu'ils se biodégraderont dans l'environnement et seront éliminés de la colonne d'eau (Little 1991, McAvoy et coll. 1998, Matthijs et coll. 1999, Scott et Jones 2000).

S'il est rejeté dans le sol, le polymère résultant devrait se dissoudre dans l'eau interstitielle et subir une biodégradation. On ne s'attend pas à ce qu'il se volatilise depuis le sol ou l'eau interstitielle du sol, en raison de la faible pression de vapeur prévue.

4.5.2 Persistance dans l'environnement

Au fil des ans, la classe plus large des AES a fait l'objet d'études approfondies, notamment sur la biodégradabilité des différents AES dans diverses conditions environnementales. Sibila et coll. (2008) ont trouvé que, dans l'eau de mer, 25 % du $C_{10-16}EO_3S$ était biodégradé en 9 jours et plus de 96 % en 124 jours. On a également signalé que les sulfates d'éthoxylate alcool sont fortement dégradés en conditions aérobies et anaérobies (Swisher 1970, Little 1991, Scott et Jones 2000, HERA 2004, Cowan-Ellsberry et coll. 2014). De plus, l'information colligée lors d'enquêtes à participation volontaire ou obligatoire (ECCC 2015, Canada 2015) indique que les trois AES sont rapidement biodégradables. La biodégradation des AES peut se produire par la combinaison de trois voies différentes, à savoir : *i*) l'oméga-oxydation ou bêta-oxydation de la chaîne alkyle, *ii*) la coupure enzymatique du substituant sulfate ce qui produit un éthoxylate d'alcool, et *iii*) la coupure d'une liaison éther dans la molécule d'AES ce qui produit soit l'alcool (clivage central), soit un alcool éthoxylate et un oligo (éthylène glycol) sulfate (Swisher 1987, Steber et Berger 1995, HERA 2004). La biodégradation complète des AES produit du CO_2 , de l' H_2O et des anions sulfate (Paulo et coll. 2017), lesquels ne devraient pas poser de risques l'environnement. D'après les études retrouvées sur la biodégradation, les trois AES devraient subir une biodégradation importante et ne pas y être persistants dans l'environnement.

4.5.3 Potentiel de bioaccumulation

Selon les renseignements résumés de Black et Howes (1992), différents AES marqués au ^{14}C , soient le $C_{16}EO_{3,9}S$, le $C_{11}EO_3S$, le $C_{12}EO_3S$ et le $C_{12}EO_3S$, ont été administrés par voie orale à des rats qui les ont éliminés par l'urine, les matières fécales et le CO_2 expiré. Cela laisse à penser que les AES testés sont éliminés par les organismes et qu'ils ont un potentiel limité de bioaccumulation.

Les éthoxylates alcool (AE) constituent une classe de surfactants non ioniques dont la structure est semblable à celle de la classe plus large des AES. La différence entre les deux classes de substances est la présence d'une fonction sulfate dans les surfactants AES, ce qui peut créer une différence entre leurs potentiels de bioaccumulation. Toutefois les résultats sur les éthoxylates alcools sont considérés être indicateurs du potentiel de bioaccumulation de la classe plus large des AES. Les AE sont absorbés par les poissons qui les éliminent par métabolisme rapide (Bishop et Maki 1980, Wakabayashi et coll. 1987, Tolls et coll. 1994, Environnement Canada 2013). Selon Tolls et coll. (2000), les AE sont fortement biotransformés par les têtes-de-boule (*Pimephales promelas*) et devraient avoir un facteur de bioconcentration entre < 5 L/kg et 390 L/kg. Comber et coll. (2003) ont conclu que les chaînes alkyles des surfactants peuvent subir une oméga-oxydation ou une bêta-oxydation dans les poissons et les

rats, notamment certains surfactants anioniques, non ioniques et cationiques, dont les AE et les AES.

Étant donné que les organismes biologiques éliminent par transformation les AES ($C_{16}EO_{3,9}S$, $C_{11}EO_3S$ et $C_{12}EO_3S$) et les surfactants AE, nous considérons que le potentiel de bioaccumulation des trois AES est faible.

4.6 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

4.6.1 Évaluation des effets sur l'environnement

Nous n'avons pas modélisé les trois polymères AES, car nous ne disposons pas d'assez de données écotoxicologiques.

Comme nous le mentionnions à la section 4.1, la classe plus large des AES est formée de surfactants comportant une chaîne alkyle de longueur diverse, d'un nombre variable d'unités éthoxyle répétées et de différents sels contre-ions. En raison de ces différences, la toxicité des AES est variable, même pour deux polymères désignés par le même numéro de registre CAS. Par exemple, Dyer et coll. (2000) ont rapporté que la CL_{50} de la toxicité aiguë après 48 h pour la daphnie dulcicole *Ceriodaphnia dubia* allait de 0,76 mg/L pour le $C_{15}EO_1S$ à 167,31 mg/L pour le $C_{15}EO_8S$. Les différences de toxicité peuvent être attribuées à la variation de la solubilité du surfactant qui change en fonction de la longueur de la chaîne éthoxylate.

Divers articles de revues et rapports d'évaluation des risques (RIVM 1995, Dyer et coll. 2000, HERA 2004, Cowan-Ellsberry et coll. 2014) ont rapporté des effets toxicologiques de différents AES dans l'environnement. Le tableau 4-6 résume les données sur ces effets. Les répondants aux enquêtes à participation volontaire (ECCC 2015) ou obligatoire (Canada 2015) ont aussi soumis des études sur les effets écotoxicologiques des trois AES évalués. La toxicité des trois surfactants AES est semblable à celles mentionnées dans les publications scientifiques et tombe dans la fourchette des valeurs de toxicité typiques des autres AES.

Les données publiées sur la toxicité concernent divers surfactants AES, différents sur les plans de la nature du contre-ion, de la longueur de la chaîne alkyle et du nombre d'unités éthoxyle. Selon Little (1991), la toxicité de l'AES $C_{12-14}EO_3S$ sel de sodium semble moins toxique que $C_{12-14}EO_3S$ sel d'ammonium. Cette toxicité pourrait provenir de l'ion ammonium plutôt que l'AES. De plus, on a observé que la toxicité des AES semble augmenter avec la longueur des chaînes alkyles (Little 1991, Dyer et coll. 2000). Little (1991) a aussi signalé que pour les AES ayant la même longueur de chaîne alkyle (jusqu'à C_{16}), le surfactant devenait moins toxique à l'augmentation du nombre d'unités éthoxyle. Dyer et coll. (2000) ont observé une tendance similaire.

Le tableau 4-6 montre que la toxicité des AES varie fortement en fonction de l'espèce. La toxicité d'un AES donné peut varier de faible à élevée selon que des poissons, des

algues ou des invertébrés y sont exposés. Les données disponibles nous indiquent que les poissons et les invertébrés sont les organismes les plus sensibles.

Tableau 4-6. Données colligées sur l'écotoxicité des AES tensioactifs

Organisme	Toxicité aiguë (mg/L) ^a	Toxicité chronique (mg/L) ^a
Algues ^b	CE ₅₀ = 2,45 – 1000	CSEO = 0,35 – 50,5
Invertébrés ^b	CE ₅₀ = 0,78 – 350	CSEO = 0,06 – 6,3
Poisson ^b	CL ₅₀ = 0,3 – 375	CSEO = 0,1 – 2,2
Mésocosme (<i>Corbicula fluminea</i>) ^c	–	CSEO = 0,075
Mésocosme (<i>Goniobasis</i> spp) ^c	–	CSEO > 0,75
Mésocosme (<i>Periphyton</i>) ^c	–	CSEO = 0,61
Mésocosme (invertébrés spp) ^c	–	CSEO = 0,25
Mésocosme (taxons de poissons, invertébrés et algues) ^c	–	CSEO > 2
Algues marines ^d	CE ₅₀ = 4,68 – 24,02	CSEO = 2,8 – 16,8
Invertébrés marins ^d	CL ₅₀ = 23,92	–

^a La CE₅₀ est la concentration ayant un effet sur 50 % de la population, CL₅₀ est la concentration létale pour 50 % de la population, CSEO est la concentration sans effet observé, CME0 est la concentration minimale entraînant un effet.

^b Les effets toxicologiques sont tirées des données de Little 1991, RIVM 1995, Dyer et coll. 2000, HERA 2004, Ivanković et Hrenović 2009, et Cowan-Ellsberry et coll. 2014.

^c Les effets toxicologiques sont tirés de HERA 2004.

^d Les effets toxicologiques sont tirés de Sibila et coll. 2008.

Puisque chaque étude s'intéressait à un AES différent, il est plus difficile de comparer les diverses toxicités trouvées. On a antérieurement utilisé les équations de relation quantitative structure-activité (QSAR) pour normaliser les toxicités publiées (Cowan-Ellsberry et coll. 2014, HERA 2004). Nous avons normalisé la toxicité chronique pour les invertébrés de chaque série homologue de AES à l'aide des équations QSAR créées par Dyer et coll. (2000). Pour les chaînes alkyles longues de 12 à 18 atomes de carbone, la concentration estimée sans effet (CESE) prédite se situait entre 0,035 mg/L et 0,89 mg/L. Cowan-Ellsberry et coll. (2014) ont également mentionné leur utilisation des équations QSAR de Dyer et coll. (2000) pour normaliser la toxicité de différents AES à un seul AES. La première étape exige de savoir quels AES sont les plus courants dans l'environnement. Sur la base de la toxicité chronique, Cowan-Ellsberry et coll. (2014) ont estimé à 0,073 mg/L la CESE de la distribution de la sensibilité au 5^e centile au C_{13,5}E₃S pour les espèces.

Puisque nous ne savons pas quels sont les AES les plus fréquents dans l'environnement au Canada, il n'est pas possible de calculer une valeur pour CESE, à l'instar de HERA (2004) et Cowan-Ellsberry et coll. (2014). Par conséquent, nous avons choisi, dans les données disponibles (tableau 4-6), la CSEO chronique de 0,06 mg/L pour les invertébrés comme valeur critique de toxicité (VCT).

La CESE en milieu aquatique est calculée en divisant la VCT par un facteur d'évaluation, FE, comme suit :

$$\text{CESE en milieu aquatique} = \text{VCT} / \text{FE}$$

$$\text{CESE en milieu aquatique} = 0,06 \text{ mg/L} / 1$$

$$\text{CESE en milieu aquatique} = 0,06 \text{ mg/L ou } 60,0 \text{ } \mu\text{g/L}$$

Nous avons choisi un facteur d'évaluation global de 1 pour estimer la CESE en milieu aquatique. La FE correspond à 1 pour la toxicité chronique et à 1 pour la sensibilité des espèces. Puisque la VCT choisie est déjà une valeur chronique, il est inutile d'appliquer un facteur supérieur à 1 pour normaliser la valeur de toxicité de la VCT, c'est-à-dire la normalisation de la toxicité aiguë à la toxicité chronique. De plus, compte tenu des données disponibles sur l'écotoxicité des AES (plus de trois catégories et plus de sept espèces), nous avons choisi un facteur de 1 pour représenter la variation de sensibilité des espèces.

Si nous comparons la CESE estimée à 60,0 $\mu\text{g/L}$ à celles publiées par HERA (2004) et Cowan-Ellsberry (2014), nous constatons qu'elle se situe dans la fourchette des CESE estimées par les équations de QSAR. C'est pourquoi nous considérons que la CESE de 60 $\mu\text{g/L}$ est fiable pour l'évaluation des risques posés par les trois AES.

4.6.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement

Les données recueillies par une enquête à participation volontaire (ECCC 2015) et une autre à participation obligatoire (Canada 2015) nous informent que les trois AES servent de surfactants dans des produits offerts aux consommateurs. L'information de suivi obtenue indique que, bien que l'on ait cessé la fabrication des trois AES au Canada, ces substances continuent d'être importées au Canada. Puisqu'aucune des substances du sous-groupe des AES n'est fabriquée au Canada, nous ne considérons pas ici l'exposition environnementale occasionnée par cette fabrication.

Les réponses aux enquêtes nous indiquent que deux activités importantes produisent des rejets en milieu aquatique : l'inclusion des trois AES dans la formulation de produits offerts aux consommateurs et le rejet par ceux-ci desdits produits. Nous résumons dans ce qui suit les rejets et les calculs d'exposition pour le sous-groupe des AES. Le lecteur trouvera les analyses détaillées de l'exposition dans le rapport d'ECCC (2018) *Supporting Documentation: Ecological Exposure Analysis of Poly(Alkoxylates/Ether)*.

Les taux d'élimination moyens des substances de la classe plus large des AES varient de 69,7 % à 98,2 %, selon le type de traitement des eaux usées en cause (McAvoy et coll. 1998). Les concentrations dans l'effluent rejeté par la station de traitement des eaux usées tombent entre 4 $\mu\text{g/L}$ et 58 $\mu\text{g/L}$. Un site présentait une concentration de 167 $\mu\text{g/L}$ (McAvoy et coll. 1998). Le site dont l'effluent présentait la plus forte concentration d'AES avait subi une surcharge hydraulique et sa capacité maximale prévue était dépassée. Toutefois, le taux d'élimination signalé pour ce site était toujours de 97,7 %. On doit souligner que la concentration mesurée de l'effluent ne tient pas compte de la dilution dans les eaux de surface. Par conséquent, on s'attend à ce que la

concentration globale dans les eaux de surface soit inférieure. Aux fins de la présente évaluation, nous présumerons un taux moyen global d'élimination des trois AES de 88 %, calculé à l'aide du taux d'élimination mentionné par McAvoy et coll. (1998).

Formulation des produits offerts aux consommateurs

Nous avons créé un scénario d'exposition pour la formulation des cosmétiques et des produits offerts aux consommateurs, tels que les détergents à lessive et les nettoyants. Les installations en cause rejettent leurs eaux usées traitées ou non traitées dans des systèmes de traitement des eaux usées⁴ pour un traitement final avant leur rejet dans le milieu aquatique. Puisque les formulateurs n'ont pas tous le matériel nécessaire pour prétraiter leurs eaux usées avant de les décharger dans les systèmes de traitement des eaux usées, nous supposerons, aux fins de la présente évaluation, qu'ils rejettent leurs eaux usées non traitées directement dans le système de traitement.

La concentration environnementale prévue (CEP) des trois AES dans les eaux réceptrices est estimée à partir de la quantité rejetée dans l'eau réceptrice, du débit de l'effluent et du facteur de dilution du cours d'eau récepteur.

$$CEP = [10^9 \times Q \times E \times (1-R)] / [F \times D \times N]$$

Où :

CEP est la concentration environnementale prévue en µg/L dans les eaux réceptrices près du point de rejet

Q est la quantité totale d'AES utilisée par année en kg/an

E est le facteur d'émission dans les eaux usées (sans unités)

R est l'élimination globale par le traitement des eaux usées (sans unités)

F est le débit journalier des eaux usées en L/j

D est le facteur de dilution dans les eaux réceptrices près du point de rejet (sans unités)

N est le nombre de jours d'activité par année en j/an

10⁹ est le facteur de conversion de kg en µg (µg/kg)

⁴Dans la présente évaluation, par *système de traitement des eaux usées*, on entend un réseau qui collecte possiblement les eaux industrielles (après leur rejet dans les égouts) et les eaux d'égout d'origine résidentielle, commerciale ou institutionnelle, habituellement en vue de leur traitement ou de leur rejet éventuel dans l'environnement. Sauf indication contraire, cette expression ne fait aucune distinction entre un propriétaire et un type d'exploitant (municipal, provincial, fédéral, autochtone, privé ou en partenariat). Par ailleurs, les termes « système de traitement des eaux usées sur place » et « système de traitement des eaux usées industrielles » seront employés pour désigner les systèmes installés dans des exploitations industrielles et qui ont été spécifiquement conçus pour traiter les effluents propres auxdites exploitations.

Le scénario reposait sur des formulateurs connus qui achètent des mélanges de surfactants d'un fournisseur pour les intégrer à divers produits. La plus grande quantité utilisée par un de ces formulateurs se situe entre 100 000 kg et 1 000 000 kg par année (ECCC 2015, Canada 2015). Compte tenu de l'ampleur de cette fourchette, nous avons utilisé la moyenne logarithmique pour les calculs. Nous supposons que la quantité Q d'AES utilisée par une installation de formulation donnée sera 316 200 kg/an. De plus, nous supposons que l'installation fonctionnera 300 jours/an (N) avec un taux d'émission, E , de 0,3 % (Bureau européen des substances chimiques 2003). Il est également supposé que le taux moyen d'élimination, R , des AES par l'installation de traitement des eaux usées sera de 88 %. Le volume de dilution quotidien⁵ au dixième centile des systèmes de traitement des eaux usées associées aux installations industrielles est de $2,289 \times 10^7$ L/j. Cette exposition proche du point de rejet est considérée être la concentration environnementale prévue des AES en milieu aquatique. Nous estimons à 16,58 µg/L la CEP en milieu aquatique.

Rejets à l'égout par les consommateurs

Les trois AES sont surtout utilisés comme surfactants dans les cosmétiques et des produits offerts aux consommateurs, comme les nettoyeurs et les détergents à lessive. Des produits contenant des AES seront donc rejetés par des consommateurs de partout au Canada. Nous avons estimé la concentration environnementale prévue occasionnée par les rejets à l'égout à l'aide du modèle aquatique CRAM de rejet par les consommateurs (CRAM 2017). Le modèle CRAM est un modèle probabiliste basé sur la population canadienne, utilisé pour estimer l'exposition environnementale occasionnée par le rejet dans les égouts de substances chimiques présentes dans les produits offerts aux consommateurs en tenant compte de différents types de système de traitement des eaux usées.

On a déclaré qu'en 2014, une masse totale d'AES de l'ordre de 1 à 10 millions de kg/an avait été intégrée aux nettoyeurs, détergents à lessive et produits de soins personnels (Canada 2015). Aux fins d'une estimation prudente, nous avons utilisé une quantité maximale de 10 millions de kg/an pour la prévision. Le tableau 4-7 présente la distribution des CEP découlant du rejet à l'égout des AES.

Tableau 4-7. Distribution des CEP pour les AES et des quotients de risque calculés à l'aide du modèle CRAM

Percentile ^a	CEP (µg/L)	Quotient de risque
10	54,87	0,91
20	33,92	0,57

⁵ Le volume de dilution quotidien (L/d) est défini comme étant le débit de l'effluent de l'installation de traitement des eaux usées ou de l'installation déversé dans l'environnement, multiplié par le facteur de dilution dans les eaux réceptrices. À moins d'indication contraire, le facteur de dilution repose sur la valeur du 10^e percentile du débit du cours d'eau récepteur et est limité à un maximum de 10 près des points de rejet.

30	25,06	0,42
40	20,12	0,34
50	16,63	0,28
60	13,85	0,23
70	11,51	0,19
80	9,22	0,15
90	6,45	0,11
100	0,42	0,01

^a Le centile est la distribution des résultats du CRAM.

4.6.3 Caractérisation des risques pour l'environnement

La présente évaluation des risques pour l'environnement repose sur l'examen des renseignements directs et auxiliaires et la formulation de conclusions fondées sur le poids de la preuve. La preuve examinée comprend des renseignements sur les sources et le devenir des substances, leur persistance, leur bioaccumulation, l'estimation des expositions qu'elles suscitent et les propriétés du danger pour l'environnement. Le sous-groupe des AES comprend des surfactants anioniques aux utilisations diverses, y compris comme détergents à lessive, savons et produits de nettoyage. D'après les renseignements disponibles, on a importé au Canada plus de 10 000 000 kg des substances du sous-groupe des AES en 2014.

D'après les renseignements disponibles, les trois AES devraient se disperser dans l'eau. En raison de leur faible pression de vapeur et de leur faible log K_{oc} , on ne prévoit pas qu'ils se dispersent dans l'air ou les sédiments. De plus, on prévoit que les trois AES se biodégraderont fortement en conditions aérobie et anaérobie. Puisque l'on ne s'attend pas à ce que les produits de dégradation des AES, à savoir le CO_2 , l' H_2O et les anions sulfates (Paulo et coll. 2017), posent un risque écologique, nous ne les examinerons pas davantage dans la présente évaluation.

Nous n'avons pas de données sur les facteurs de bioaccumulation ou les facteurs de bioconcentration que nous pourrions utiliser pour évaluer le potentiel de bioaccumulation des trois AES. Toutefois, la lecture croisée des études d'élimination par les rats d'AES ($C_{16}EO_{3,9}S$, $C_{11}EO_{3}S$ et $C_{12}EO_{3}S$) marqués au ^{14}C indique que les AES étudiés s'éliminent rapidement du corps et ne s'y accumulent pas. De plus, différents auteurs (Bishop et Maki 1980, Wakabayashi et coll. 1987, Tolls et coll. 1994, Environnement Canada 2013) ont signalé que les éthoxylates alcool avaient des taux métaboliques élevés chez les poissons et devraient avoir des facteurs de bioconcentration entre < 5 L/kg et 390 L/kg (Tolls et coll. 2000). L'information disponible nous indique que les trois AES devraient avoir un faible potentiel de bioconcentration.

Selon le profil de danger des différents AES pour l'environnement, l'écotoxicité des trois AES devrait se situer de basse à élevée tant pour les toxicités aiguë et chronique. Comme hypothèse prudente, nous avons choisi la plus basse valeur critique de toxicité chronique pour estimer la CESE. Nous estimons à 60 µg/L la CESE de ces trois AES.

Sur la base de la CESE de 60 µg/L et de la CEP estimée du formulateur de 16,58 µg/L, nous calculons un quotient de risque CEP/CESE = 0,28. Une série de quotients de risque calculés sur la base des différentes CEP estimées par le modèle CRAM sont aussi présentés au tableau 4-7.

D'après le quotient de risque estimé pour les rejets dans l'environnement par les formulateurs industriels et les produits offerts aux consommateurs, aucun des scénarios visant les AES ne devrait susciter de préoccupations environnementales (c.-à-d. des quotients de risque supérieurs à 1). Cependant, le quotient de risque au 10^e centile calculé par le modèle CRAM s'approche de 1. Étant donné que l'estimation de la CESE et la CEP repose sur des valeurs prudentes, comme la faible VCT choisie et les forts volumes, nous prévoyons que le quotient de risque surestime le risque potentiel. Pour conclure, d'après les renseignements disponibles, nous ne nous attendons pas à ce que les trois AES suscitent des préoccupations environnementales.

4.7 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

Le rapport *Supporting Documentation : Final Risk Matrix Location of Polymers* de Santé Canada (2017) présente la classification des données sur le danger et les profils d'exposition utilisés pour calculer le potentiel des risques pour la santé humaine occasionnés par les AES.

Bien que nous ayons établi que l'exposition était élevée, nous avons déterminé que le risque pour la santé humaine associé aux trois AES était faible. Par conséquent, compte tenu des données disponibles, il est peu probable que les trois AES constituent un risque pour la santé humaine.

5. Éthoxylates d'alcool (AE)

5.1 Identité des substances

Les huit substances (voir tableau 5-1) évaluées sont des surfactants non ioniques qui seront collectivement désignés sous le nom du sous-groupe des éthoxylates d'alcool (AE). La figure 5.1 montre la structure représentative de ce sous-groupe. On les synthétise par une série de réactions chimiques au cours desquelles des alcools gras hydrophobes de différentes longueurs de chaîne sont liés à des unités d'oxyde d'éthylène hydrophiles (c.-à-d. éthoxylés) par une liaison éther dans des conditions de réaction alcaline pour donner le surfactant final (Talmage 1994, Tadros 2012, Cowan-Ellsberry et coll. 2014). Les éthoxylates d'alcool évalués appartiennent à une classe plus large de surfactants non ioniques ayant différentes longueurs de chaîne d'alcool gras et divers degrés d'éthoxylation. Cette plus grande famille d'AE est appelée la classe chimique.

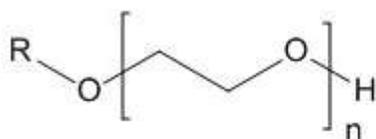
En raison de la similitude entre tous les éthoxylates d'alcool au sein du sous-groupe et parmi la classe chimique plus large, nous avons obtenu pour la présente évaluation

préalable des données s'appliquant aux huit éthoxylates d'alcool (lorsqu'elles étaient disponibles) et à la classe chimique élargie.

Les AE sont souvent représentés par la notation abrégée « C_xEO_n », où « x » est la longueur de la chaîne alkyle et « n » le degré d'éthoxylation. La longueur des chaînes d'alcool gras peut varier en nombre d'atomes de carbone et en linéarité et, pour ce type de surfactant, en degré d'éthoxylation. La chaîne compte généralement de 8 à 18 atomes de carbone. Le squelette de carbone est habituellement une structure primaire tandis que le nombre d'unités éthoxyle (OE) répétées varie généralement de 3 à 10, 11 ou 12. En tenant compte de la chaîne typique des alcools gras et du degré d'éthoxylation, le poids moléculaire moyen se situe entre 174 et 798.

Tableau 5-1. Éthoxylates d'alcool tensioactifs

NR CAS	Nom
9002-92-0	α-Dodécyl-ω-hydroxypoly(oxyéthylène)
66455-14-9	Alcools en C ₁₂ -C ₁₃ , éthoxylés
68002-97-1	Alcools en C ₁₀ -C ₁₆ , éthoxylés
68131-39-5	Alcools en C ₁₂ -C ₁₅ , éthoxylés
68439-45-2	Alcools en C ₆ -C ₁₂ , éthoxylés
68439-46-3	Alcools en C ₆ -C ₁₁ , éthoxylés
68439-50-9	Alcools en C ₁₂ -C ₁₄ , éthoxylés
68951-67-7	Alcools en C ₁₄ -C ₁₅ , éthoxylés



R = C₈ à C₁₈ (typique)

n = nombre d'unités éthoxyle (EO) répétées

Figure 5-1. Structure représentative des AE

5.2 Propriétés physico-chimiques

Les propriétés physico-chimiques du sous-groupe des surfactants varient en raison de leur fourchette de poids moléculaires moyens et de leur degré d'éthoxylation (liée à l'hydrophilicité). La variation de l'hydrosolubilité des substances du sous-groupe est la principale manifestation de cette diversité. Les fiches de données de sécurité (FDS) pour les substances du sous-groupe des AE énumérés au tableau 5-1 qualifient de manière variée leur hydrosolubilité : « complètement soluble », « soluble », « se disperse », « miscible », « s'émulsifie », « partiellement soluble » et « insoluble ». La solubilité des éthoxylates d'alcool dépend à la fois de la longueur de la chaîne alkyle et du nombre d'unités éthoxyle. En général, les molécules ayant une longueur moyenne de chaîne alkyle de douze atomes de carbone ou moins et comportant cinq unités éthoxyle ou plus sont entièrement solubles dans l'eau à température ambiante (Tadros

2012). Les AE sont tensioactifs et, à des concentrations suffisamment élevées, peuvent former des micelles. Leur *solubilité* qui comprend la concentration critique en micelles, est de l'ordre du milligramme par litre et moins. La solubilité augmente avec le nombre d'unités éthoxyle (HERA 2009).

Nous n'avons pas de données sur la pression de vapeur des huit AE sous étude. On s'attend toutefois à ce que la pression de vapeur de la classe plus large des éthoxylates d'alcool soit faible puisque la pression de vapeur correspondante des alcools purs, qui constituerait une limite supérieure pour la pression de vapeur a été mesurée et elle est faible. Puisque l'affinité à l'eau de la classe des AE tensioactifs est relativement élevée et étant donné la faible valeur prédite de la pression de vapeur, la constante de la loi de Henry sera faible et, par conséquent, l'évaporation depuis les milieux aqueux sera insignifiante.

Pour la plupart des produits chimiques organiques, le coefficient de partage octanol-eau, K_{oe} , est une propriété très utile et comparable pour déterminer des caractéristiques telles que l'adsorption sur la matière organique (dans les sols, les sédiments, le carbone organique dissous par exemple) et pour déterminer la bioaccumulation et l'écotoxicité. Cependant, le K_{oe} des surfactants est difficile à mesurer puisqu'ils se placent de préférence aux interfaces octanol-eau. Le devenir et la distribution des surfactants dans l'environnement dépendent de l'adsorption et d'effets de surface plutôt que de la répartition classique en fonction du coefficient K_{oe} . C'est pourquoi on n'utilise pas souvent le K_{oe} comme paramètre dans les évaluations des risques pour l'environnement posés par les surfactants lors de l'évaluation de leur devenir. Toutefois, on a colligé des K_{oe} pour la classe des AE tensioactifs (HERA 2009, Cowan-Ellsbury et coll. 2014). Les valeurs publiées de $\log K_{oe}$ varient d'environ 8,5 jusqu'à environ 1. La valeur de $\log K_{oe}$ tend à baisser avec la hausse du nombre d'unités éthoxyle (hydrophilie plus élevée) et à augmenter avec l'allongement des chaînes alkyles de l'alcool concerné (lipophilie plus élevée).

5.3 Sources et utilisations

Le sous-groupe des AE et la classe plus large des AE sont des surfactants non ioniques généraux, employés par plusieurs secteurs de l'industrie chimique pour diverses applications. On retrouve les éthoxylates d'alcool surtout dans les détergents à lessive ou pour lave-vaisselle, ainsi que dans les nettoyants ménagers, industriels et institutionnels. On les retrouve également dans les produits de soins personnels tels que les shampooings, les gels douche et les savons liquides pour les mains ainsi que les détergents à vaisselle. Les secteurs des pâtes et papiers, du pétrole et du gaz, des cosmétiques, du textile et de l'agriculture (HERA 2009) les utilisent, mais en moindres quantités. De grandes quantités de substances de la classe des AE sont aussi utilisées comme matières premières pour la synthèse par sulfonation de surfactants à base de sulfates d'éthoxylate alcool (AES).

Les huit éthoxylates d'alcool tensioactifs évalués ont été visés par une enquête à participation volontaire (ECCC 2015) et une enquête obligatoire menée en vertu de

l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). Le tableau 5-2 résume les déclarations sur les quantités totales fabriquées et importées en 2014. Les réponses à ces enquêtes indiquent que les substances du sous-groupe des AE sont surtout utilisées dans les produits de nettoyage et de soins personnels. On en a aussi déclaré une utilisation mineure dans les peintures et revêtements, pour la récupération du pétrole et du gaz, et dans les lubrifiants.

Tableau 5-2. Sommaire des renseignements sur les quantités des huit substances du sous-groupe des AE fabriquées ou importées au Canada en 2014, déclarées lors d'une enquête à participation volontaire et d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE

NR CAS	Nom	Quantité totale fabriquée ^a (kg)	Quantité totale importée ^a (kg)
9002-92-0	α -Dodécyl- ω -hydroxypoly(oxyéthylène)	100 000 à 1 000 000 ^b	100 000 à 1 000 000
66455-14-9	Alcools en C ₁₂ -C ₁₃ , éthoxylés	100 000 à 1 000 000 ^b	100 000 à 1 000 000
68002-97-1	Alcools en C ₁₀ -C ₁₆ , éthoxylés	100 000 à 1 000 000 ^b	100 000 à 1 000 000
68131-39-5	Alcools en C ₁₂ -C ₁₅ , éthoxylés	1 000 000 à 10 000 000 ^b	1 000 000 à 10 000 000
68439-45-2	Alcools en C ₆ -C ₁₂ , éthoxylés	1 000 000 à 10 000 000 ^b	100 000 à 1 000 000
68439-46-3	Alcools en C ₆ -C ₁₁ , éthoxylés	1 000 000 à 10 000 000 ^b	1 000 000 à 10 000 000
68439-50-9	Alcools en C ₁₂ -C ₁₄ , éthoxylés	1 000 à 10 000 ^b	1 000 000 à 10 000 000
68951-67-7	Alcools en C ₁₄ -C ₁₅ , éthoxylés	0	100 000 à 1 000 000

^a Les valeurs sont les quantités déclarées en réponse à une enquête à participation volontaire (ECCC 2015) et une enquête obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). Voir les enquêtes pour les inclusions et exclusions particulières (annexes 2 et 3).

^b Selon les communications de suivi, à la fin de 2016, un grand fabricant canadien de produits chimiques avait cessé sa production d'éthoxylates d'alcool tensioactifs. Les quantités fabriquées au Canada moins les quantités exportées du Canada sont incluses dans le calcul des concentrations environnementales prévues (CEP), ce qui rehausse la prudence de l'estimation.

5.4 Rejets dans l'environnement

Les données obtenues par les enquêtes nous informent que des substances du sous-groupe des AE ont été fabriquées et importées au Canada en 2014. À la fin de 2016, nous avons subséquentement appris que leur fabrication avait cessé au Canada et qu'elles n'y étaient qu'importées. Au Canada, les huit AE entrent dans la formulation de divers produits comme les détergents à lessive, les produits de nettoyage et les produits de soins personnels. Selon l'utilisation, la concentration des substances de la classe des éthoxylates d'alcool dans la formulation de différents produits peut atteindre

24 % (HERA 2009). Par conséquent, les AE visés par la présente évaluation pourraient être rejetés pendant la formulation des produits ou lors de leur utilisation finale. Compte tenu du profil d'emploi de ces produits, nous prévoyons que toutes les substances du sous-groupe des AE seront intégralement rejetées dans des systèmes de traitement des eaux usées.

5.5 Devenir et comportement dans l'environnement

5.5.1 Distribution dans l'environnement

Les substances de la classe AE sont des surfactants de faible poids moléculaire dont la pression de vapeur devrait être faible (HERA 2009) et qui présentent une gamme d'hydrosolubilités — de complètement soluble à insoluble — qui dépend de la longueur de leur chaîne alkyle et de leur degré d'éthoxylation. Les AE sont surtout utilisés dans les produits qui seront évacués par l'égout, notamment les produits de nettoyage et les produits de soins personnels. Des études portant sur différentes substances de la classe AE indiquent que ces surfactants sont effectivement éliminés par le traitement des eaux usées (Talmage 1994, McAvoy et coll. 1998, Matthijs et coll. 1999, Scott et Jones 2000). Une fois rejetés dans l'environnement, les AE ne devraient pas se volatiliser, car ils devraient avoir une faible pression de vapeur (HERA 2009). On prévoit que les substances de la classe AE seront biodégradées dans l'environnement et disparaîtront de la colonne d'eau (Talmage 1994, McAvoy et coll. 1998, Matthijs et coll. 1999, Scott et Jones 2000).

Les AE peuvent potentiellement migrer depuis la colonne d'eau et s'adsorber sur des matières telles les matières inorganiques et organiques en suspension, des boues activées ou des sédiments, en fonction des propriétés de chaque AE (longueur de chaîne carbonée et degré d'éthoxylation) et des propriétés de ces matières.

S'ils sont rejetés dans le sol, les huit AE visés par l'évaluation devraient se dissoudre dans l'eau interstitielle du sol ou s'adsorber à la matière organique pour éventuellement se biodégrader. En raison de leur faible pression de vapeur prévue, on n'anticipe pas que les AE se volatilisent à partir du sol ou de l'eau interstitielle du sol.

5.5.2 Persistance dans l'environnement

Les renseignements divulgués en réponse aux enquêtes volontaire ou obligatoire (ECCC 2015, Canada 2015) indiquent que les huit AE se biodégradent rapidement. De plus, la biodégradabilité des éthoxylates d'alcool dans l'environnement a été étudiée exhaustivement pendant de nombreuses années. On a signalé qu'ils subissent une biodégradation rapide dans des conditions aérobie et anaérobie, en laboratoire ou sur le terrain (Swisher 1987, Talmage 1994, Scott et Jones 2000, HERA 2009, Cowan-Ellsberry et coll. 2014). La biodégradabilité des différents AE est relativement peu affectée par la longueur de la chaîne alkyle et le nombre d'unités éthoxylate. La dégradation en condition anaérobie est plus lente qu'en condition aérobie. De plus, le degré de ramification de la chaîne alkyle allonge le temps nécessaire à la dégradation

finale. Le mécanisme de biodégradation de la classe AE est le même que celui de la classe AES, décrit plus haut à la sous-section 4.5.2.

Selon les études disponibles sur la biodégradation, les huit AE actuellement évalués devraient largement se biodégrader dans l'environnement et ne pas y persister.

5.5.3 Potentiel de bioaccumulation

Il existe peu de données dans les publications scientifiques sur la bioconcentration des substances de la classe des AE dans les poissons.

La majorité des données disponibles proviennent d'études sur des composés radiomarqués au ^{14}C qui ne distinguent pas les composés parents et de leurs métabolites. Ainsi, ce type d'expériences surestime probablement les facteurs de bioconcentration du composé d'origine (Madsen et coll. 2001). À l'aide de ces surfactants marqués au ^{14}C , on a estimé les rapports de concentration (FCC) de quatre AE différents dans le corps entier de poissons. Ceux-ci varient de < 5 L/kg à 799 L/kg (Bishop et Maki 1980, Wakabayashi et coll. 1987, Tolls et coll. 1994 et 2000, Environnement Canada 2013).

Les poissons absorbent les substances de la classe des AE, mais les métabolisent et les éliminent rapidement (Bishop et Maki 1980, Wakabayashi et coll. 1987, Tolls et coll. 1994 et 2000, Environnement Canada 2013). Tolls et coll. (2000) ont conclu que les têtes-de-boule (*Pimephales promelas*) n'accumulaient pas ces surfactants, à cause de leur forte biotransformation dans ce poisson. Ainsi, les facteurs de bioconcentration devraient tomber entre < 5 L/kg et 390 L/kg. Comber et coll. (2003) concluent que les chaînes alkyles des surfactants absorbés dans les poissons et les rats peuvent subir une oméga-oxydation ou une bêta-oxydation, notamment un certain nombre de surfactants anioniques, non ioniques et cationiques, dont les AE.

Puisque les organismes biologiques éliminent par biotransformation les AE tensioactifs, nous ne considérerons pas que les huit AE évalués aient un potentiel important de bioaccumulation.

5.6 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

5.6.1 Évaluation des effets sur l'environnement

Comme nous le mentionnions à la section 5.1, les AE sont une classe de surfactants ayant différentes longueurs de chaîne alkyle et un nombre varié d'unités éthoxyle répétées. En raison de cette variation dans les structures, la toxicité des homologues de la classe des éthoxylates d'alcool varie considérablement même pour deux polymères portant le même NR CAS. Considérés individuellement, la toxicité des substances s'accroît généralement avec la longueur de la chaîne alkyle et, inversement, décroît avec l'augmentation du nombre d'unités éthoxyle.

Un grand nombre d'articles de revue, d'articles de synthèse et de rapports d'évaluation des risques ont mentionné les effets toxiques de diverses substances de la classe des AE sur l'environnement. Une enquête à participation volontaire (ECCC 2015) et une autre à participation obligatoire (Canada 2015) ont aussi colligé des données sur l'écotoxicité des huit AE évalués. Nous avons trouvé que la toxicité des huit AE tensioactifs était similaire à celle publiée dans les écrits scientifiques et autant la toxicité aiguë que la toxicité chronique tombent dans la fourchette des toxicités publiées.

Puisque les diverses études écotoxicologiques présentées dans les publications scientifiques s'intéressaient à différents mélanges d'AE composés de diverses quantités d'homologues, il est difficile de comparer la toxicité obtenue d'une étude à l'autre (Cowan-Ellsberry et coll. 2014). Des équations quantitatives de la relation structure-activité (QSAR) ont conséquemment été créées pour normaliser les toxicités publiées. HERA (2009), Cowan-Ellsberry et coll. (2014) et Environnement Canada (2013) ont utilisé des équations QSAR pour normaliser la toxicité aiguë et chronique pour plusieurs espèces aquatiques d'un ensemble d'homologues ayant des chaînes d'une longueur donnée et un nombre particulier d'unités d'éthoxyle.

Environnement Canada (2013) a publié une recommandation fédérale pour la qualité de l'eau visant les éthoxyates d'alcool pour le Canada. La première étape de la production de cette recommandation consistait à déterminer, à partir des données de surveillance, l'homologue moyen dans les effluents d'eaux usées municipales canadiennes. Il s'agit du « C_{13,7}EO₅ ». On a ensuite obtenu un ensemble de données de la CL₂₀ ou de la CE₂₀ sur la toxicité chronique en milieu aquatique pour trois espèces de poissons, huit espèces d'invertébrés et six espèces de plantes et on l'a normalisé à la moyenne des homologues, le « C_{13,7}EO₅ ». Enfin, un ensemble de courbes de distribution de la sensibilité des espèces (DSS) a été ajusté à cet ensemble de données de toxicité chronique. Un modèle logistique a donné le meilleur ajustement aux modèles testés, et on a déterminé que le 5^e centile (HC5) de la courbe de la distribution de la sensibilité était 70 µg/L avec des limites de confiance inférieure et supérieure de 50 et 110 µg/L.

On a recommandé la valeur de 70 µg/L comme recommandation fédérale pour la qualité de l'eau par défaut au Canada. Nous utiliserons cette valeur comme valeur critique de toxicité (VCT) pour les huit éthoxyates d'alcool visés par la présente évaluation, en particulier parce que sept des huit substances énumérées au tableau 5-1 sont spécifiquement désignées comme substances auxquelles s'applique la recommandation fédérale pour la qualité de l'eau.

$$\text{CESE en milieu aquatique (mg/L)} = \text{VCT} / \text{FE}$$

$$\text{CESE en milieu aquatique} = (0,070 \text{ mg/L}) / 1$$

$$\text{CESE en milieu aquatique} = 0,070 \text{ mg/L} = 70 \text{ µg/L}$$

Nous avons choisi un FE de 1 pour obtenir la CESE en milieu aquatique. Le FE choisi correspond à une toxicité chronique de 1 et une sensibilité pour l'espèce de 1. La VCT

choisie est déjà une valeur chronique, il n'est donc pas nécessaire d'appliquer un facteur supérieur à 1 pour normaliser la valeur de toxicité de la VCT (c.-à-d. qu'il n'est pas nécessaire de normaliser la toxicité aiguë à la toxicité chronique). De plus, compte tenu de la grande quantité de données sur l'écotoxicité disponibles pour la classe des AE (plus de quinze espèces différentes, couvrant plus de dix groupes taxonomiques), nous avons choisi un facteur de 1 pour représenter la variation de sensibilité des espèces.

Nous n'avons pas modélisé les AE, car nous disposons de suffisamment de données écotoxicologiques expérimentales.

5.6.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement

Les données recueillies dans le cadre d'une participation volontaire (ECCC 2015) et d'une autre participation obligatoire (Canada 2015) révèlent que les huit AE évalués sont principalement utilisés par les secteurs suivants : les produits offerts aux consommateurs comme les nettoyeurs, l'extraction du pétrole et du gaz naturel, les pâtes et papiers, les adhésifs et produits d'étanchéité, les lubrifiants et graisses, les peintures et revêtements.

Une entreprise a signalé la fabrication et l'importation d'AE et de mélanges de surfactants (Environnement Canada 2015). Or, en décembre 2016, elle a cessé toute production d'AE et n'importe actuellement ces produits que pour la vente (communication personnelle, partie prenante de l'industrie – surfactants éthoxylés 2017). Aucune autre entreprise ne fabrique d'AE (y compris les huit substances évaluées) au Canada et on prévoit qu'à l'avenir ces surfactants non ioniques seront uniquement importés au Canada. Par conséquent, nous n'avons produit aucun scénario d'exposition découlant de la synthèse des AE.

Les données des enquêtes nous informent que les principales causes de la présence des huit AE en milieu aquatique sont la formulation de divers produits — notamment les produits de soins personnels, les nettoyeurs et les détergents à lessive —, le déversement de produits commerciaux ou de consommation contenant ces surfactants et les déversements par l'industrie des pâtes et papiers. Nous résumons dans ce qui suit les déversements d'AE entraînant une exposition tels qu'ils sont présentés en détail dans le rapport *Supporting Documentation: Ecological Exposure Analysis of Poly(Alkoxylates/Ethers)* (ECCC 2018).

Nous avons recensé des utilisations par le secteur de l'extraction du pétrole et du gaz naturel, mais nous n'avons produit aucun scénario quantitatif pour ce secteur parce que les eaux de procédé pour l'extraction du pétrole en milieu terrestre ne sont normalement pas rejetées dans un égout ou dans les eaux douces. Dans le cadre d'utilisations normales en milieu terrestre en Amérique du Nord, les eaux de procédé sont utilisées pour stimuler la production de puits de pétrole ou sont éliminées par injection dans des puits profonds (OCDE 2012).

L'utilisation des AE par le secteur des pâtes et papiers

Les données des enquêtes nous indiquent que les papetières utilisent pour leur production un ou plusieurs des huit AE visés par la présente évaluation. Ils peuvent servir de floculants, d'adjuvants pour la fabrication, adjuvants de rétention, nettoyants pour feutres et à d'autres utilisations. Les produits utilisés comme adjuvants pour la rétention et le drainage devraient être retenus à 98 % dans le papier et à 2 % dans les boues. Cependant, n'importe lequel des huit AE utilisés dans le procédé de traitement de l'eau des pâtes et papiers pourrait être rejeté à 100 % dans les eaux usées. Nous utiliserons cette valeur comme hypothèse prudente pour les calculs.

La plupart des renseignements obtenus lors des enquêtes indiquent que les produits contenant les huit AE sont utilisés comme adjuvant de rétention et de drainage (ils ne sont pas rejetés dans l'eau), nous avons toutefois élaboré un scénario d'exposition tenant compte d'autres utilisations possibles, notamment comme adjuvant de procédé et pour le traitement de l'eau utilisée pour la fabrication du papier.

Les usines de pâtes et papiers en consomment annuellement entre 1 000 et 10 000 kg/an, et nous avons utilisé la valeur supérieure de cette fourchette. Nous avons calculé les CEP en nous fondant sur les volumes quotidiens de dilution (L/j), fondés sur les données pertinentes pour les usines de pâtes et papiers (débit des eaux usées, dilution). Le calcul du 10^e centile de la CEP pour le milieu aquatique donne 34 µg/L, et nous l'avons choisi comme étant une CEP représentative convenable.

Outre ce scénario générique, nous avons considéré une deuxième approche constituée de la pire éventualité soit celle d'une installation représentative qui utiliserait les huit AE à différentes fins afin de déterminer si ce site où l'utilisation est importante serait préoccupant.

Cette deuxième approche repose sur l'utilisation de la plus grande quantité d'éthoxylates d'alcool déclarée par une seule usine. On avait indiqué que cette quantité déclarée servait à la fabrication de pâtes et papiers, mais on n'avait pas précisé où et comment elle était utilisée dans les procédés. Nous avons supposé à des fins de prudence qu'ils seraient complètement (100 %) rejetés dans les eaux usées. Nous avons utilisé l'information propre au site de cette usine pour calculer la CEP et obtenu 21,5 µg/L.

Formulation des produits offerts aux consommateurs

Nous avons créé un scénario de formulation basé sur les quantités importées ou fabriquées déclarées des substances du sous-groupe des AE et un scénario générique de rejet indirect pour l'estimation de l'exposition. Le scénario considère des installations où l'on mélange ces AE pour produire divers cosmétiques et produits offerts aux consommateurs, comme des produits de nettoyage, des détergents à lessive, et des installations de formulation d'adhésifs et de produits d'étanchéité, de peintures et de revêtements, de lubrifiants et de produits d'entretien automobile.

La concentration environnementale prévue (CEP) de ces AE dans les eaux réceptrices est estimée à partir de la quantité rejetée par les eaux usées, du débit des effluents et du facteur de dilution de chaque cours d'eau récepteur.

$$CEP = [10^9 \times Q \times E \times (1-R)] / [F \times D \times N]$$

où

CEP est la concentration environnementale prévue dans les eaux réceptrices près d'un point de rejet en µg/L

Q est la quantité de la substance utilisée annuellement par l'installation en kg/an

E est le facteur d'émission dans les eaux usées (sans unité)

R est la proportion retirée par le traitement des eaux usées (sans unité)

F est le débit d'eaux usées quotidien en L/j

D est le facteur de dilution des eaux réceptrices près du point de rejet (sans unité)

N est le nombre de jours de fonctionnement par année en j/a

10⁹ est le facteur de conversion des kg aux µg (µg/kg)

L'élimination des substances de la classe des AE par le traitement des eaux usées a largement été étudiée et a fait l'objet de nombreuses publications. Ces substances sont connues pour être hautement biodégradables. HERA (2009) a présenté une série d'essais par l'OCDE (OCDE 1992) de biodégradation rapide, tirée de diverses publications et qui indique que les différents éthoxylates d'alcool sont facilement biodégradables. Selon les publications étudiées, le plus faible taux d'élimination était de 97,3 %. Aux fins du calcul de la CEP dans la présente évaluation, nous avons utilisé un taux plus prudent d'élimination par les systèmes d'eaux usées de 95 % pour tous les types de traitement.

Le scénario générique de déversement indirect de divers produits formulés repose sur l'éventail des quantités déclarées pour les huit AE évalués. La plus grande quantité utilisée pour produire l'une des formulations se situe entre 1 000 000 et 10 000 000 kg/an. Compte tenu de l'ampleur de cette fourchette, nous avons utilisé la moyenne logarithmique pour les calculs. Nous présumerons que la quantité Q d'AE qu'utilise une seule installation pour une formulation est $3,162 \times 10^6$ kg/an. En outre, nous supposerons que l'installation fonctionnera 300 jours par année (N) et que son taux de déversement, E, est de 0,3 %. Le taux d'élimination maximal, R, par le système de traitement des eaux usées est de 95 %. Le 10^e centile du volume de dilution quotidien des installations industrielles s'élève à $2,289 \times 10^7$ L/j. Nous considérons que l'exposition proche du point de décharge est la CEP des AE en milieu aquatique. À partir de ces entrées, nous calculons une CEP en milieu aquatique de 69,1 µg/L.

Outre ce scénario générique couvrant les activités de formulation, la concentration d'AE dans les eaux réceptrices résultant de l'activité ayant fait l'objet de la déclaration par l'installation ayant divulgué la plus grande quantité utilisée a également été calculée afin de s'assurer que ce site utilisant de grandes quantités ne pose pas un risque. Les mêmes hypothèses, données d'entrée et calculs ont été utilisés comme ci-dessus, mais nous avons utilisé pour le calcul le débit quotidien réel de l'effluent et la dilution

associés à cette installation de formulation. Il en résulte une CEP pour le milieu aquatique de 10,49 µg/L.

Rejets à l'égout par les consommateurs

Le scénario d'utilisation par les consommateurs repose sur l'hypothèse du rejet à l'égout de produits offerts aux consommateurs puisque ces produits devraient être largement employés par plusieurs utilisateurs à travers le Canada et que les volumes déversés transiteront par des systèmes de traitement des eaux usées avant d'être déversés.

Nous avons produit un calcul « tout-à-l'égout » pour le sous-groupe des AE, lorsqu'ils sont utilisés comme surfactant dans des produits tels que les nettoyants, les détergents à lessive et les produits de soins personnels. Nous avons utilisé le modèle CRAM (2017) pour estimer la CEP puisque nous nous attendons à ce que des consommateurs de partout au Canada rejettent à l'égout des produits contenant des AE.

Afin de tenir compte des utilisations maximales des AE, nous avons, pour le scénario de pire situation, exécuté le CRAM avec une quantité de 10 000 000 kg/an, laquelle est supérieure aux quantités déclarées lors d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE. Cette analyse a été effectuée pour trouver quelles conditions auraient le potentiel de causer des dommages. Nous présumons un taux d'élimination dans les eaux usées de 95 % pour tous les types de traitement des eaux usées. La distribution de la CEP pour l'analyse des concentrations en aval apparaît au tableau 5-3.

Compte tenu des hypothèses du scénario, le 10^e centile de la distribution des résultats du modèle CRAM a été choisi pour la CEP appropriée pour un milieu aquatique représentatif.

Tableau 5-3. Distribution des CEP des AE et des quotients de risque calculés à l'aide du modèle CRAM

Centile ^a	CEP (µg/L)	Quotient de risque
10	16,76	0,24
20	10,00	0,14
30	7,47	0,11
40	5,99	0,09
50	5,00	0,07
60	4,18	0,06
70	3,45	0,05
80	2,75	0,04
90	1,98	0,03
100	0,06	0,001

^a Les centiles sont la distribution des résultats du modèle CRAM.

5.6.3 Caractérisation des risques pour l'environnement

La démarche de la présente évaluation des risques pour l'environnement consistait à étudier les données directes et auxiliaires et à tirer des conclusions reposant sur le poids de la preuve. Les données étudiées comprennent des renseignements sur les sources et le devenir de la substance, sa persistance, sa bioaccumulation, l'exposition estimée à la substance et ses propriétés de danger écologique. D'après les renseignements disponibles, on a utilisé entre 1 million et 10 millions de kilogrammes de chaque AE au Canada en 2014. En raison de leurs propriétés physico-chimiques, les substances du sous-groupe des AE devraient se disperser dans l'eau, mais ne pas se distribuer dans l'air ou les sédiments. De plus, les huit AE évalués seraient fortement biodégradables dans l'environnement et auraient un faible potentiel de bioaccumulation. La CESE des huit EA évalués est estimée à 70 µg/L, selon les Recommandations fédérales canadiennes pour la qualité des eaux.

Les concentrations environnementales prévues découlant des activités de formulation (69 µg/L), l'utilisation des produits offerts aux consommateurs (17 µg/L) et l'utilisation par le secteur des pâtes et papiers (34 µg/L) sont toutes inférieures à la valeur de la CESE (70 µg/L). Compte tenu des quotients de risque calculés (CEP/CESE) pour les scénarios présentés de déversement dans l'environnement, nous ne prévoyons pas que les huit AE évalués soient préoccupants pour l'environnement (les quotients de risque sont inférieurs à 1). Le déversement indirect générique présente un quotient de risque proche de 1. Toutefois, considérant l'utilisation de valeurs prudentes, comme un plus faible taux d'élimination par le système de traitement des eaux usées et des quantités d'utilisation plus élevées (habituellement, la valeur supérieure de l'éventail des volumes déclarés a été utilisée pour estimer la CEP), il est raisonnable de penser que ces quotients de risque calculés surestiment le risque potentiel. Dans l'ensemble, sur la base des renseignements disponibles, les huit AE en cours d'évaluation ne devraient pas susciter de préoccupations pour l'environnement.

5.7 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

La classification des données sur les dangers et les profils d'exposition utilisés pour établir les risques potentiels pour la santé humaine occasionnés par les éthoxylates d'alcool est présentée dans le rapport de Santé Canada (2017) *Supporting documentation: Final Risk Matrix Location of Polymers*.

Bien que nous ayons trouvé que l'exposition était élevée, nous avons déterminé que le danger pour la santé humaine occasionné par les huit AE évalués était faible. Par conséquent, sur la base des données disponibles, il est peu probable que l'exposition aux huit substances du sous-groupe des AE constitue un risque pour la santé humaine.

6. Éthoxylates d'octylphénol (OPE)

6.1 Identité des substances

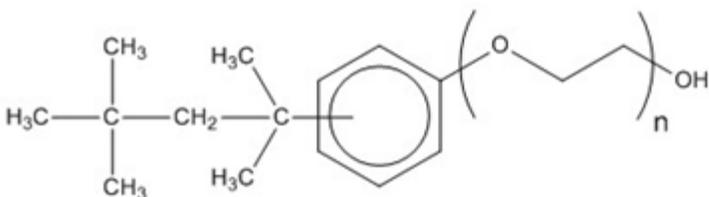
Les deux substances (voir le tableau 6-1) évaluées sont des surfactants non ioniques que nous désignerons collectivement comme le sous-groupe des éthoxylates d'octylphénol ou OPE. La structure représentative du sous-groupe des OPE est montrée à la figure 6-1. Ils sont synthétisés par la réaction préalable du diisobutylène (2,4,4-triméthyl-1-pentène) avec du phénol en conditions acides. Ensuite, l'OPE final est produit en faisant réagir le 2-octylphénol avec des unités d'oxyde d'éthylène hydrophile (donc éthoxylés) par une liaison éther dans des conditions alcalines donnant le surfactant final (Talmage 1994). Le sous-groupe OPE évalué ici appartient à une série plus vaste de surfactants ayant divers degrés d'éthoxylation. Dans la présente évaluation, nous désignerons cette série plus étendue d'OPE sous le nom de classe des OPE.

Les OPE sont souvent représentées par les notations abrégées, « OPEO_n », « OPE_n » ou parfois « OP_nEO », où *n* est le nombre d'unités éthoxyle (ou degré d'éthoxylation). Le degré d'éthoxylation varie et Talmage (1994) signale que dès que *n* dépasse 6, les nonylphénols éthoxylés, des surfactants similaires, deviennent complètement hydrosolubles. Pour le degré d'éthoxylation typique de 9 ou 10, trouvé dans des produits commercialisés, les masses moléculaires moyennes sont respectivement de 602 et de 646 (Swisher 1987).

Les deux substances évaluées appartiennent à la classe chimique plus large des éthoxylates d'octylphénol tensioactifs. Étant donné la rareté des données d'essais disponibles pour ces deux substances, nous avons dû déduire par la lecture croisée les propriétés physico-chimiques et les données sur le devenir dans l'environnement et l'écotoxicité. Cette technique permet de prédire les propriétés d'une ou de plusieurs substances (dans ce cas, les deux OPE) à partir des valeurs des mêmes propriétés d'autres substances analogues (dans le cas présent, la classe élargie des OPE tensioactifs). Nous pouvons recourir à cette technique parce que les différentes propriétés chimiques ou environnementales sont uniformes dans l'ensemble des substances du sous-groupe et du groupe plus large. Nous avons aussi complété notre lecture croisée avec les données publiées dans des écrits scientifiques et des références.

Tableau 6-1. OPE tensioactifs

NR CAS	Nom
9002-93-1	α-[p-(1,1,3,3-Tétraméthylbutyl)phényl]-ω-hydroxypoly(oxyéthylène)
9036-19-5	α-[(1,1,3,3-Tétraméthylbutyl)phényl]-ω-hydroxypoly(oxyéthylène)



n = nombre d'unités éthoxyle (EO) répétées ou degré d'éthoxylation

Dans le cas du NR CAS 9002-93-1, le groupe octyle peut être en position *para* par rapport au groupe éthoxylate et dans celui du NR CAS 9036-19-5 dans une position non précisée (tel que montrée). L'isomère avec la position *para* prédomine dans le mélange et constitue plus de 90 % de tous les isomères.

Figure 6-1. Structure représentative des OPE

6.2 Propriétés physico-chimiques

Le sous-groupe des OPE tensioactifs présente un éventail de poids moléculaires en raison du degré d'éthoxylation, une propriété liée à l'hydrophilicité. Il présente également différents degrés de ramification de la chaîne octylique. L'hydrosolubilité augmente de manière monotone avec le nombre d'unités d'éthoxyle (EO) et le degré de ramification de la chaîne octylique. Les fiches de données de sécurité (FDS) pour les composés énumérés au tableau 6-1 donnent différentes valeurs pour l'hydrosolubilité, notamment soluble, complètement soluble, facilement soluble et entièrement soluble. Puisque les deux OPE évalués sont utilisées comme surfactants aqueux (section 6.3), nous assumerons qu'ils sont totalement hydrosolubles.

Pour de nombreuses substances organiques distinctes, le coefficient de partage octanol-eau (K_{oe}) est le principal facteur permettant de déterminer des propriétés telles que l'adsorption sur la matière organique (dans les sols, les sédiments, le carbone organique dissous, par exemple), la bioaccumulation et l'écotoxicité. Il est toutefois difficile de mesurer le K_{oe} des surfactants puisqu'ils se situent de préférence à l'interface octanol-eau. De plus, le devenir et la distribution des surfactants dans l'environnement tendent à dépendre davantage de l'adsorption et des effets de surface plutôt que la répartition classique dans les milieux en fonction de K_{oe} . C'est pourquoi on n'utilise pas souvent le K_{oe} comme paramètre pour évaluer le devenir des surfactants lors des évaluations des risques qu'ils posent à l'environnement.

Malgré ces limitations, on a toutefois publié certaines valeurs $\log K_{oe}$ pour la plus grande classe des OPE et des nonylphénols éthoxylés (les NPEO ou les NPE), une classe similaire de surfactants dont la chaîne alkyle compte un atome de carbone de plus que celle d'un OPE. Une valeur de 3,59 a été publiée pour le $\log K_{oe}$ du NPEO₉ (Environnement Canada et Santé Canada 2001). Une fiche de sécurité d'un produit commercial (FDS du produit N6507 du Sigma-Aldrich, NR CAS 9036-19-5, pureté ~ 95 %) donne une estimation de 2,7 pour le $\log K_{oe}$, mais ne contient aucune indication

du degré d'éthoxylation. De plus, l'ECHA a publié des valeurs de 2,94, 3,49 et 3,82 pour le log K_{oe} de l'OPEO₈ (ECHA 2012). Le rapport de l'ECHA signale aussi qu'on n'a pu retrouver aucune propriété physico-chimique pour les quatre composés d'octylphénol éthoxylés qu'il vise (dont le NR CAS 9002-93-1) dans les bases de données homologuées et qu'aucun dossier d'enregistrement n'était disponible.

La pression de vapeur des substances du sous-groupe des OPE est faible : 0,01 mm Hg, 20 °C (FDS du Nonidet-P40 (NP40), NR CAS 9002-93-1, pureté de 90 à 100 %), < 1,00 mm Hg à 20 °C (FDS du Triton™ X-100 de Sigma-Aldrich, NR CAS 9002-93-1, pureté ≤ 100 %) et $2,75 \times 10^{-12}$ mm Hg (valeur calculée) pour le OPEO₈ (ECHA 2012). En outre, SRC (2017) donne une estimation de 3×10^{-6} mm Hg à 25 °C pour la pression de vapeur du NR CAS 9002-93-1 avec une unité d'éthoxylation (PM : 250,38). Ces faibles pressions de vapeur et la forte hydrosolubilité connue des OPE tensioactifs suggèrent que la constante de la loi de Henry sera faible et que l'évaporation de ces substances depuis les milieux aqueux serait donc insignifiante.

6.3 Sources et utilisations

Les deux substances à l'étude ont été visées par une enquête à participation volontaire (ECCC 2015) et une enquête obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). Le tableau 6-2 présente pour ces deux substances un sommaire des quantités totales fabriquées ou importées en 2014. Ces mêmes sources indiquent que ces deux substances peuvent avoir diverses utilisations comme surfactants. Les plus grandes utilisations sont faites par le secteur de l'extraction du pétrole et du gaz naturel, le secteur des revêtements (additifs dans les peintures, revêtements, produits d'étanchéité et adhésifs), et lors de l'utilisation de solvants pour le nettoyage et le dégraissage, et de la fabrication de substance chimique (polymérisation en émulsion). On a divulgué des utilisations mineures lors de la fabrication d'encre d'imprimerie, la fabrication de produits de détartrage et d'inhibiteurs de corrosion, la fabrication de savons et de composés nettoyants, comme plastifiants, dans la fabrication d'emballages alimentaires et aussi dans la formulation de pesticides. Le plus souvent, les concentrations utilisées dans ces produits sont faibles, de l'ordre de 0,01 à 2 %. Toutefois, certaines utilisations requièrent des concentrations nettement plus élevées, par exemple pour l'extraction pétrolière, on a déclaré des concentrations maximales de 10 à 23 % et jusqu'à 5 à 15 % dans les nettoyants et dégraissants.

Selon Dow (2015), un important fabricant d'OPE, on intègre couramment les substances de la classe chimique des OPE tensioactifs aux peintures, émulsions et agents mouillants. De plus, ils sont un type d'alkylphénol éthoxylate (APE) souvent vendu sous le nom commercial de surfactant TRITON™ X octylphénol éthoxylate, où X est un nombre, 100 ou un nombre similaire. Cette série de surfactants, c'est-à-dire la classe chimique plus large, est surtout utilisée pour des applications industrielles et dans les peintures et émulsions. Toutefois, ils peuvent servir à plusieurs fins, dans les émulsifiants (dans la fabrication de polymères en émulsion), comme stabilisants (dans les polymères de latex), dans les revêtements (pour mouiller et stabiliser les pigments), en agriculture (comme émulsifiants ou dispersants) et dans les produits de nettoyage

(un usage limité) comme les liquides, pâtes ou produits nettoyants en poudre et les produits industriels lourds.

Tableau 6-2. Sommaire des déclarations sur les quantités fabriquées ou importées au Canada des deux OPE tensioactifs en 2014, faites dans le cadre d'une enquête volontaire et d'une enquête en vertu de l'article 71 de la LCPE

NR CAS	Nom	Quantité totale fabriquée ^a (kg)	Quantité totale importée ^a (kg)
9002-93-1	α-[p-(1,1,3,3-Tétraméthylbutyl)phényl]-ω-hydroxypoly(oxyéthylène)	0	10 000 à 100 000
9036-19-5	α-[(1,1,3,3-Tétraméthylbutyl)phényl]-ω-hydroxypoly(oxyéthylène)	100 000 – 1 000 000 ^b	10 000 à 100 000 ^b

^a Les valeurs reflètent les quantités déclarées en réponse à une enquête volontaire (ECCC 2015) et à une enquête obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). Voir les enquêtes pour les inclusions et exclusions particulières (annexes 2 et 3).

^b Lors de communications ultérieures, un important fabricant canadien a révélé les quantités fabriquées et importées pendant cinq mois, quantités que nous avons ensuite extrapolées sur toute l'année. De plus, la fabrication d'OPE au Canada a cessé depuis la réalisation des enquêtes.

6.4 Rejets dans l'environnement

Les données obtenues lors des enquêtes indiquent que les deux OPE évaluées pourraient être rejetés au Canada pendant la formulation de produits et lors de l'utilisation finale. Compte tenu du profil d'emploi des produits susmentionnés, nous prévoyons que les deux OPE seront surtout rejetés dans les systèmes de traitement des eaux usées. En outre, il est possible que l'utilisation de ces substances chimiques ou les activités de nettoyage et de dégraissage occasionnent des rejets dans les sols agricoles. Qui plus est, ces deux OPE peuvent être injectés dans des puits profonds, une mesure de gestion des déchets dans le cadre des procédures d'extraction du pétrole, ou faire partie des matières premières pétrolières utilisées dans les raffineries.

6.5 Devenir et comportement dans l'environnement

6.5.1 Distribution dans l'environnement

Sur la base des informations tirées de la lecture croisée de la classe chimique plus large des OPE que nous expliquons plus bas, les propriétés physico-chimiques des deux OPE évalués suggèrent qu'ils ont une faible pression de vapeur, une forte hydrosolubilité et divers degrés d'affinité pour les substances organiques carbonées.

Les résultats de la modélisation des 4-tert-octylphénols éthoxylés de différents degrés d'éthoxylation (ECHA 2012) laissent à penser que l'affinité des substances de la classe des OPE pour les phases organiques (sol, sédiments, matière organique) varie en fonction inverse du degré d'éthoxylation. En effet, les valeurs de $\log K_{oe}$ et $\log K_{co}$ des

espèces à chaîne courte sont plus élevées. On peut donc s'attendre à ce que tous les OPE ayant un degré plus élevé d'éthoxylation (de 9 à 10 environ) — les surfactants les plus couramment observés — demeureront dans la phase aqueuse tandis que les espèces ayant une plus courte chaîne seront sorbées sur la matière organique disponible.

Les substances du sous-groupe OPE utilisées comme surfactants seraient surtout rejetées par l'industrie et les consommateurs dans les systèmes municipaux de traitement des eaux usées avant d'aboutir dans l'environnement. Nous ne nous attendons pas à ce que ces substances se volatilisent dans l'air depuis ces systèmes de traitement, étant donné leur faible pression de vapeur prévue. En raison de la grande quantité de microorganismes, la biodégradation des substances de la classe — dont les deux OPE évalués — serait un mécanisme d'élimination important par les stations de traitement des eaux usées. En général, la biodégradation des alkylphénols (y compris les OPE) mène à la perte ou à la troncation de la chaîne éthoxyle plutôt qu'une minéralisation rapide (Staples et coll. 2008). En conséquence, divers produits de dégradation stables sont ainsi formés.

L'adsorption sur les solides en suspension supprime les produits de dégradation lipophiles et des OPE à chaîne plus courte qui, dans les systèmes de traitement des eaux usées, sont ensuite éliminés de l'eau par des méthodes physiques comme la sédimentation. Ensuite, les OPE à chaîne courte et les produits de dégradation lipophiles se répartissent aussi dans les boues d'épuration. Les boues qui sont physiquement évacuées des stations d'épuration des eaux usées subissent généralement une digestion anaérobie (c'est-à-dire une dégradation plus poussée) avant d'être éliminées par application sur le sol, l'incinération ou l'enfouissement.

Les produits de dégradation les plus hydrophiles et les quantités résiduelles des OPE à longue chaîne demeurent dans l'eau et sont rejetés dans le milieu aquatique après le traitement des eaux usées.

6.5.2 Persistance dans l'environnement

La biodégradation dans les stations d'épuration des eaux usées et les eaux de surface transforme en structures moins complexes tous les éthoxylates d'alkylphénol, y compris les deux substances du sous-groupe OPE évaluées. Le mécanisme cause d'abord la perte des groupes éthoxyles et produit divers intermédiaires dont l'octylphénol et, après une longue période, la minéralisation (RU 2005).

En conditions anaérobies, la classe chimique des OPE se dégrade principalement en monoéthoxylate d'octylphénol (OP₁EO) et en diéthoxylate d'octylphénol (OP₂EO) tandis qu'en conditions aérobies elle se dégrade surtout en acide octylphénoxyacétique (OP₁EC) et acide octylphénol monoéthoxyacétique (OP₂EC) (Royaume-Uni 2005, Frazee et coll. 1964, Ball et coll. 1989, Ahel et coll. 1996, Field et Reed 1996, Lee et Peart 1998). L'OP₁EC est l'acide carboxylique de l'octylphénol mononéthoxylé (c'est-à-dire OP₁EO) formé par oxydation du groupe OH terminal de la chaîne éthoxylate.

L'OP₂EC est l'acide carboxylique correspondant du diéthoxylate (OP₂EO) également formé par oxydation du groupe OH terminal. Ces intermédiaires sont eux-mêmes convertis en octylphénol, mais à un taux plus lent que la dégradation rapide initiale des polymères OPE.

Les systèmes de traitement des eaux usées éliminent généralement plus de 90 % des alkylphénols contenant au moins huit unités d'éthoxyle (la longueur de chaîne la plus courante dans les produits commerciaux). Les essais de Jonkers et coll. (2001) sur la dégradation des nonylphénols dans l'eau douce ont donné, après 100 heures, une dégradation primaire de 99 % du NP₄EO (éventail de deux à neuf éthoxylates) et du NP₁₀EO (fourchette de quatre à quinze éthoxylates). Ces résultats nous incitent à penser que les OPE seront semblablement dégradés, car ces composés ne diffèrent des NPE que par un seul atome de carbone.

Si, d'une part, les conclusions des écrits scientifiques sur la biodégradation rapide des OPE diffèrent, d'autre part, il est généralement admis que l'ensemble de la classe des OPE se dégrade rapidement et produit des intermédiaires plus persistants et stables, comme nous le mentionnions plus haut. Souvent, la cause de la non-satisfaction des critères plus stricts de biodégradation rapide des essais de dépistage n'est pas un déficit de dégradation observée (plus de 60 %), mais la non-atteinte de la *fenêtre de 10 jours*, c'est-à-dire de l'obtention d'une dégradation suffisante 10 jours après avoir observé une dégradation de 10 %. Habituellement, cela se produit lorsque l'inoculum n'a pas été acclimaté à l'OPE.

Les OPE devraient être globalement similaires aux NPE donc, comme l'indiquent les essais normalisés, qu'il ne se biodégraderont pas facilement, ce que constitue démarche prudente. En contrepartie, puisqu'une forte dégradation se produit généralement après l'acclimatation, on devrait considérer que les OPE sont intrinsèquement biodégradables. La dégradation aérobie de l'OPE produit d'abord la formation d'intermédiaires stables, — principalement les OP₁EO, OP₂EO, OP₁EC et l'OP₂EC — et, en moindre quantité, l'octylphénol (RU 2005).

Par conséquent, nous prévoyons que les propriétés de dégradation des deux substances OPE évalués soient similaires à celles de la classe plus large des OPE et que ces deux OPE soient intrinsèquement biodégradables mais non facilement biodégradables.

6.5.3 Potentiel de bioaccumulation

La base de données J-CHECK (2010) contient une étude de bioconcentration de la substance NR CAS 9036-19-5 par le *Cyprinus carpio*, l'espèce visée par un essai réalisé selon les lignes directrice 305 de l'OCDE. La substance mise à l'essai a été décrite comme étant du poly(oxyéthylène) octylphényléther avec un *n* entre 7 et 11 (avec un degré moyen de polymérisation de 9). On a également mentionné que cette substance était pure à 98,93 % et que son hydrosolubilité égalait ou dépassait 100 g/L. On a mesuré les facteurs de bioconcentration (le rapport de la concentration dans le

poisson sur celle dans l'eau, CPE) pour deux valeurs nominales de concentration de la substance d'essai, soient 0,2 et 0,02 mg/L. Un essai exploratoire pour déterminer la fourchette d'exposition réalisé sur le médaka (*Oryzias latipes*) a donné une CL₅₀ de 28 mg/L après 96 heures.

Pour chacun des deux niveaux de concentration, on a publié la valeur maximale de la CPE (L/kg) au cours de la période de l'étude de 28 jours de chaque pic, pour chaque espèce chimique ayant un degré donné d'éthoxylation, elles sont :

Pic A (n = 11 ou OPEO₁₁) : CPE < 3 pour 0,2 mg/L, CPE < 30 pour 0,02 mg/L

Pic B (n = 10 ou OPEO₁₀) : CPE < 3 pour 0,2 mg/L, CPE < 30 pour 0,02 mg/L

Pic C (n = 9 ou OPEO₉) : CPE < 3 pour 0,2 mg/L, CPE < 31 pour 0,02 mg/L

Pic D (n = 8 ou OPEO₈) : CPE < 3 pour 0,2 mg/L, CPE < 30 pour 0,02 mg/L

Pic E (n = 7 ou OPEO₇) : CPE < 3 pour 0,2 mg/L, CPE < 31 pour 0,02 mg/L.

Ces résultats nous indiquent que les deux OPE évalués ne sont pas considérés avoir un potentiel important de bioaccumulation.

6.6 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

6.6.1 Évaluation des effets sur l'environnement

Les effets écotoxicologiques aigus de l'octylphénol (OP) et de la classe des OPE ont déjà été étudiés et examinés. Les substances de la classe OPE sont des surfactants non ioniques extrêmement toxiques pour différents organismes (RU 2005). Les données sommaires pour l'OP et l'OPE (RU 2005, Environnement Canada 2002), indiquent que les OPE ont généralement une toxicité chronique inférieure à celle de l'OP. En outre, la toxicité aiguë de l'OP est généralement similaire à celle du nonylphénol (NP) et les valeurs de la CL₅₀ ou de la CE₅₀ sont mutuellement en deçà d'un facteur 3 (RU 2005). Cela n'est pas inattendu puisque l'OP et le NP ont des structures similaires (la chaîne alkyle du premier compte un atome de carbone de moins que celle de l'autre et les deux molécules ont des chaînes ramifiées semblables) et sont susceptibles d'avoir des modes d'action similaires (CCME 2002). Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a publié des Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) visant la protection de la vie aquatique contre l'exposition au NP dans l'eau. Le CCME (2002) fonde sa recommandation sur la concentration du NP et des NPE sur un examen des renseignements disponibles sur ces substances. De plus, le NP et les NPE ont déjà fait l'objet d'une évaluation, car ils figuraient sur la Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP) (Environnement Canada et Santé Canada 2001). Les CESE dérivées pour le NP et les NPE dans le cadre de l'évaluation de la LSIP et la valeur des Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux sont toutes deux de 1,0 µg/L.

Les données relatives aux dangers posés par l'OP et les OPE publiées dans l'évaluation britannique de l'OP (RU 2005), et la documentation auxiliaire de l'évaluation de la Liste des substances d'intérêt prioritaire sont généralement supérieures à la CESE du NP et ou NPE de 1,0 µg/L (Environnement Canada et Santé Canada 2001). Il existe une exception : on a publié une CMEQ de 1,0 µg/L sur 108 jours pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). Puisque l'on prévoit que les toxicités aiguë et chronique des OPE soient inférieures à celle l'OP et que les propriétés toxicologiques de l'OP devraient être semblables à celles du NP, nous avons utilisé pour les OPE, la CESE obtenue lors des travaux de caractérisation de l'évaluation du risque posé par le NP et les NPE.

Nous savons que les éthoxylates d'alkylphénol (APE) et les alkylphénol (AP) — dont le NP, les NPE, l'OP et les OPE — ont une faible activité œstrogénique (Porter et coll. 2011, Acir et Guenther 2018) par laquelle la substance peut perturber le fonctionnement normal du système endocrinien de divers organismes.

Par exemple, l'exposition aux APE et aux AP peut, chez le poisson mâle, induire la production de vitellogénine, un précurseur chimique de la protéine du jaune d'œuf, présente dans le plasma sanguin des poissons femelles sexuellement matures (Environnement Canada et Santé Canada 2001, Genovese et coll. 2014). De plus, on a signalé que l'exposition à de faibles concentrations d'OP avait modifié le rapport mâle-femelle, des suppressions du développement ovarien et une baisse de la reproduction et de la croissance du poisson-zèbre (*Danio rerio*) (Mahgiubi 2011). L'exposition d'embryons de poisson-zèbre à l'OP a provoqué une hausse des défauts du système cardiovasculaire, ainsi que des changements dans l'expression génique et la suppression du facteur de transcription (Saputra et coll. 2016).

Des effets œstrogéniques ont aussi été signalés chez d'autres groupes taxonomiques. Arslan et coll. (2007) et Arslan et Parlak (2007) ont signalé que l'exposition d'oursins *Arbacia lixula* et *Paracentrotus lividus* à de faibles concentrations d'OP provoquaient une inhibition de la croissance et une malformation du système squelettique. Roepke et coll. (2005) ont aussi mentionné les effets nocifs de l'OP sur le développement embryonnaire des oursins *Strongylocentrotus purpuratus* et *Lytechinus anamesus*. Duft et coll. (2003) ont rapporté une hausse du nombre d'embryons sans coquille (sous-développés) de l'hydrobie des antipodes (*Potamopygus Antipodarum*) après l'exposition à l'OP.

Les OPE comportant plus de deux unités éthoxyle ont généralement une faible activité œstrogénique et semblent moins toxiques que l'OP (RU 2005). Selon le rapport sur les substances d'intérêt prioritaire sur le NP et les NPE (Environnement Canada et Santé Canada 2001), l'OP pourrait être plus actif que le NP sur le plan œstrogénique. Toutefois, un rapport de l'ECHA (2012) sur l'PE suggère que le 4-*tert*-nonylphénol et le 4-*tert*-actylphénol ont une activité endocrinienne très similaire. Nous supposons donc l'OPE et le NPE auront une activité œstrogénique similaire (ECHA 2012). Compte tenu de l'information ci-dessus, on s'attend à ce que l'OP ait une plus grande activité œstrogénique que l'OPE, mais une activité œstrogénique semblable à celle du NP. La

CESE finale de 1,0 µg/L utilisée dans l'évaluation de la LSIP, tient compte de l'effet œstrogénique potentiel des NP, et sera donc utilisée pour tenir compte de l'activité œstrogénique des OP.

D'après la Recommandation canadienne pour la qualité de l'eau (RCQE) pour les nonylphénols et leurs éthoxylates (NPE) et le rapport de la LSIP du Canada sur les NPE, la CESE finale de 1,0 µg/L a été choisie comme valeur critique de toxicité ou VCT pour les deux substances du sous-groupe des OPE présentement évaluées. Il s'agit d'une estimation prudente de leurs effets potentiels de perturbation du système endocrinien. La RCQE et la documentation auxiliaire indiquent que la structure et le comportement de la classe des OPE sont très semblables à ceux des NPE et qu'ils ont probablement un mode d'action similaire. Ainsi la VCT serait donc probablement très semblable et pourra s'appliquer aux deux substances du sous-groupe des OPE.

6.6.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement

Les données recueillies dans le cadre d'enquêtes volontaires (ECCC 2015) et obligatoires (Canada 2015) nous indiquent que les industries ou secteurs des peintures et revêtements, de la production de polymères (polymérisation en émulsion), des adhésifs et scellants, et des produits de nettoyage utilisent ces deux OPE.

Les données de l'enquête obligatoire indiquent qu'une partie des OPE utilisés étaient synthétisée au Canada. Cependant, la production canadienne a maintenant cessé et, à l'heure actuelle, tous les OPE sont importés (communication personnelle avec une partie prenante de l'industrie, surfactants éthoxylés 2018). Par conséquent, nous n'avons élaboré aucun scénario d'exposition découlant de la fabrication des substances du sous-groupe des OPE.

Selon les deux enquêtes, quatre activités principales peuvent entraîner le rejet des deux OPE dans le milieu aquatique : (a) la formulation de mélanges de surfactant contenant des OPE, (b) la formulation de peintures et de revêtements, (c) la formulation de divers produits offerts aux consommateurs tels que des nettoyants, (d) le déversement de produits dans les égouts par les consommateurs (scénario tout à l'égout »). Nous résumons plus bas les rejets occasionnant des expositions aux deux OPE sous étude et qui avaient été présentés en détail dans le rapport d'ECCC (2018) *Supporting Documentation : Ecological Exposure Analysis of Poly(Alkoxylates/Ethers)*.

Les scénarios d'exposition dans le reste de la sous-section 6.6.2, ont été créés pour les deux OPE tensioactifs évalués, en fonction des quantités utilisées et de leur profil d'utilisation au Canada.

Formulation de produit — mélange de surfactants

Un scénario d'exposition a été créé pour représenter un grand formulateur de produits qui importe des OPE à l'état pur ou quasi pur aux fins de les mélanger à d'autres substances pour élaborer divers produits qui en contiennent des concentrations plus

basses. Nous avons déterminé que les installations participant à ces activités rejettent leurs eaux usées traitées ou non traitées dans des systèmes de traitement des eaux usées pour un traitement final avant leur rejet en milieu aquatique. Puisque les formulateurs ne disposent pas tous de l'équipement nécessaire pour prétraiter leurs eaux usées avant de les rejeter dans les systèmes de traitement des eaux usées, aux fins de la présente évaluation des OPE, nous supposons que le formulateur déversera des eaux usées non traitées dans un système de traitement.

Encore une fois, nous estimons la concentration environnementale prévue (CEP) dans les eaux réceptrices en utilisant la quantité rejetée dans le système de traitement, le débit de l'effluent et le facteur de dilution dans le cours d'eau récepteur.

$$CEP = [10^9 \times Q \times E \times (1-R)] / [F \times D \times N]$$

où

CEP est la concentration environnementale prévue dans les eaux réceptrices près du point de rejet, en µg/L

Q est la quantité d'une substance utilisée annuellement par une installation, en kg/an

E est le facteur d'émission dans les eaux usées (sans unités)

R est la proportion retirée par le traitement des eaux usées (sans unité)

F est le débit d'eaux usées quotidien en L/j

D est le facteur de dilution des eaux réceptrices près du point de rejet (sans unité)

N est le nombre de jours de fonctionnement par année, en j/a

10^9 est le facteur de conversion des kg aux µg (µg/kg)

Les écrits scientifiques estiment que le taux d'élimination par les systèmes de traitement des eaux usées se situe entre 80 et 90 % (Melcer et coll. 2007). Par mesure de prudence, nous choisissons la valeur inférieure de cette fourchette (80 %) pour tous les types de traitement des eaux usées.

La plus grande quantité utilisée par le plus grand formulateur se situe entre 10 000 et 100 000 kg/an. Compte tenu de l'ampleur de cette fourchette, nous avons utilisé la moyenne logarithmique pour les calculs. Nous supposons donc que la quantité maximale d'OPE (Q) qui sera ajoutée dans une installation individuelle devrait être de 31 620 kg par année. Nous supposons de plus que l'installation fonctionnera 300 jours/an (N) et aura un taux d'émission (E) de 0,1 %. L'installation qui reçoit le rejet de l'installation utilisant la plus grande quantité d'OPE a un volume de dilution quotidien de $1,711 \times 10^9$ L. Nous l'utiliserons pour estimer le degré d'exposition près du point de rejet du système de traitement des eaux usées et considérerons cette exposition proche du point de rejet comme la CEP en milieu aquatique. À partir de toutes ces données, nous calculons une CEP en milieu aquatique de 0,0123 µg/L.

Formulation des peintures et des revêtements

Pour estimer les concentrations, nous avons choisi un scénario de formulation de peinture et de revêtement fondé des hypothèses représentatives de la pire situation. Ce scénario est fondé sur la plus grande quantité des OPE utilisée par une usine où l'on formule des peintures, soit 10 000 kg. Nous estimons que les installations manipulant cette quantité de substance sont exploitées 300 jours/an, N, et que leur taux d'émission, E, est de 0,5 %. L'installation de traitement des eaux usées qui reçoit le rejet de cette grande usine de formulation de peinture a un volume quotidien de dilution de $5,2934 \times 10^8$ L. Nous considérerons que cette exposition proche du point de rejet est la CEP en milieu aquatique. À partir de toutes ces données, nous calculons une CEP en milieu aquatique de 0,064 µg/L.

Formulation de produits de nettoyage et de produits de consommation similaires

En nous fondant sur les hypothèses représentatives des pires cas, nous avons choisi un scénario de formulation de produits de nettoyage pour estimer les concentrations dans l'environnement. Ce scénario suppose la valeur la plus élevée de la fourchette des quantités déclarées pour les deux OPE lorsqu'ils sont utilisés dans une installation où l'on formule des produits de nettoyage, soit 10 000 kg. Nous estimons que les installations manipulant cette quantité de substance sont exploitées pendant 300 j/a (N) et que leur taux d'émission (E) est de 0,3 %. Nous avons construit une distribution des volumes de dilution quotidiens pour le secteur des produits de soins personnels et de nettoyage. Il couvre environ 35 installations au Canada engagées dans cette activité. Pour le calcul, on a choisi le 10^e centile du volume de dilution quotidien le plus faible. Cette valeur correspond à $3,8014 \times 10^7$ L/j et sert à estimer le niveau d'exposition près du point de rejet des eaux usées par l'installation de traitement des eaux usées. Nous considérons que ce degré d'exposition près du point de rejet est la CEP en milieu aquatique. À l'aide de ces données, nous calculons une CEP en milieu aquatique de 0,526 µg/L.

Rejets à l'égout par les consommateurs

Nous avons produit un calcul de l'exposition occasionnée par le rejet à l'égout par les consommateurs des substances du sous-groupe des OPE utilisées comme surfactant dans des produits tels que les nettoyeurs, les détergents textiles et les produits de soins personnels. Puisque partout au Canada, des consommateurs rejettent des produits contenant de l'OPE, nous en avons estimé la CEP à l'aide du modèle CRAM (2017).

Nous avons exécuté le modèle CRAM (2017) pour une quantité de 100 000 kg/an, soit la valeur maximale de la fourchette des quantités totales déclarées en réponse à une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE. Un taux d'élimination depuis les eaux usées de 60 % a été utilisé pour les installations de traitement primaire, un taux de 80 % pour les installations de traitement secondaire et un taux de 92,4 % pour les lagunes. Le tableau 6-3 montre l'analyse de la distribution de la CEP en aval du rejet à l'égout.

Compte tenu des hypothèses du scénario, le 10^e centile de la distribution de la distribution des résultats calculés par le modèle CRAM a été choisi comme une CEP adéquate et représentative du milieu aquatique.

Tableau 6-3. Distribution des CEP pour l'OPE et des quotients de risque calculés à l'aide du modèle CRAM

Centile ^a	CEP (µg/L)	Quotient de risque
10	0,70	0,70
20	0,38	0,38
30	0,25	0,25
40	0,19	0,19
50	0,14	0,14
60	0,11	0,11
70	0,09	0,09
80	0,07	0,07
90	0,05	0,05
100	0	0

^a Le centile est la distribution des résultats du programme CRAM.

Renseignements sur le suivi et la surveillance

L'octylphénol et les nonylphenols ont été visés par un programme de suivi et de surveillance des eaux de surface et des biosolides du Plan de gestion des produits chimiques. On a déterminé la concentration d'octylphénol dans des échantillons prélevés pendant trois jours consécutifs en semaine dans l'affluent brut, l'effluent final et les biosolides de douze systèmes canadiens de traitement des eaux usées en 2010-2011 et 2011-2012. Les douze stations d'épuration des eaux usées sont typiques des systèmes de traitement au Canada (système primaire, système secondaire, lagune aérée, lagune facultative, systèmes avancés). Dans les effluents aquatiques, la concentration médiane d'octylphénol était inférieure à 3,6 ng/L. En outre, la concentration maximale mesurée d'octylphénol était de 7,67 ng/L. Lors de ces mesures, on n'a détecté l'octylphénol que dans 1 échantillon sur 84. Dans le cas des biosolides, on a mesuré une concentration médiane et maximale d'octylphénol de 64,7 ng/g et 271 ng/g respectivement. L'OP n'a été détecté que dans 9 des 65 échantillons (Environnement Canada 2013a).

6.6.3 Caractérisation des risques pour l'environnement

La démarche de la présente évaluation des risques pour l'environnement consistait à étudier les données directes et auxiliaires et à tirer des conclusions reposant sur le poids de la preuve. Parmi les preuves soutes, on trouve l'information sur les sources et le devenir de la substance, sa persistance, sa bioaccumulation, l'estimation de l'exposition, les données de suivi et de surveillance et ses propriétés nocives pour l'environnement. Selon l'information disponible, en 2014, on a utilisé au Canada entre 0,01 et 0,1 million de kg des deux OPE à l'étude. En nous fondant sur les *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie*

aquatique produites par le Conseil canadien des ministres de l'environnement pour le nonylphénol et ses éthoxylates — un polymère éthoxylé étroitement apparenté —, nous estimons que la CESE du sous-groupe des OPE est de 1,0 µg/L.

Sur le plan de la persistance à long terme de ces polymères, les données disponibles indiquent que les OPE en cours d'évaluation ne se biodégradent pas rapidement dans l'environnement. Toutefois, puisqu'une dégradation importante se produit après l'acclimatation, ils seraient considérés comme intrinsèquement biodégradables. La dégradation des polymères OPE produit d'abord des intermédiaires stables dont l'octylphénol. Il est probable que ces polymères ne s'hydrolysent pas. Ceci est compatible avec l'absence de groupes facilement hydrolysables dans la structure polymère représentative.

Les données empiriques utilisées pour évaluer le potentiel de bioaccumulation sont conformes avec un faible potentiel de bioaccumulation par les organismes aquatiques des deux OPE polymères.

Les prévisions des concentrations environnementales (de 0,0123 à 0,70 µg/L) découlant des quatre activités majeures mettant en cause les OPE sont inférieures à la CESE. Par conséquent, en nous fondant sur tous les quotients de risque calculés (la CEP et la CESE) des scénarios de rejet dans l'environnement que nous avons considérés, les deux OPE à l'étude ne devraient pas susciter de préoccupations pour l'environnement (en d'autres termes, leur quotient de risque est inférieur à 1). Étant donné l'utilisation de valeurs prudentes pour estimer la CEP, comme un taux d'élimination prudent par les stations de traitement des eaux usées et les forts volumes utilisés, nous anticipons que tout quotient de risque surestimerait le risque potentiel. Sur la base des informations disponibles et de l'estimation prudente des valeurs de la CEP et de la CESE, les deux OPE à l'étude ne devraient pas présenter de risque pour l'environnement.

Il convient de noter que les propriétés des deux NPE (le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés) et des OPE et des dangers qu'ils posent pour l'environnement ont été étudiés et jugés semblables, en particulier à cause de leurs propriétés structurales et physico-chimiques similaires (Environnement Canada et Santé Canada 2001 et leurs références, CCME et ses références). De plus, les NPE et les OPE posent un degré de danger similaire pour l'environnement et les produits de leur dégradation ont un potentiel de perturbation endocrinienne (œstrogène) semblable. Pour des motifs environnementaux, on ne peut donc pas considérer que les deux OPE tensioactifs à l'étude pourraient être des substituts adéquats aux NPE.

6.7 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

Le rapport de Santé Canada (2017) *Supporting Documentation : Final Risk Matrix Location of Polymers* présente la classification des données sur les dangers et les profils d'exposition utilisés pour établir les risques potentiels pour la santé humaine occasionnés par les éthoxylates d'octylphénol.

Bien qu'on y ait été établi que l'exposition était élevée, on a aussi déterminé que le risque pour la santé humaine associé aux deux OPE à étude était faible. Par conséquent, compte tenu des données disponibles, il est peu probable que l'exposition aux substances constitue un risque pour la santé humaine.

7. Éthoxylates d'alkylamine (ANEO)

7.1 Identité des substances

Les six substances (tableau 7-1) évaluées dans le présent chapitre sont des surfactants cationiques que nous désignerons collectivement comme le sous-groupe des éthoxylates d'alkylamine ou ANEO.⁶ Ce sont des d'alkoxylate d'amine tensioactifs présentant une gamme de longueurs de chaîne alkyle et différents degrés d'alkoxylation. Les figures 7-1 et 7-2 montrent des structures représentatives des ANEO.

Les six ANEO visés par la présente évaluation préalable ont une chaîne alkyle de longueur similaire de 8 à 18 atomes de carbone. Les informations disponibles sur la composition suggèrent aussi que les ANEO possèdent généralement entre 2 et 25 unités d'alkoxylates répétées.

En raison de la similitude des longueurs des chaînes alkyles et des différences de niveau d'alkoxylation entre les six substances, il est prévisible qu'elles aient des propriétés similaires. Dans la présente évaluation préalable, nous déduirons par lecture croisée les propriétés physiques et chimiques et des propriétés de danger.

L'alkyl(de suif)amines éthoxylées (NR CAS 61791-26-2) est également connue sous le nom de polyoxyéthylène amine ou POEA. Elle est utilisée comme surfactant dans la formulation d'herbicides au glyphosate et a été largement étudiée. Le POEA est synthétisé à partir d'huile de suif normalement composée de chaînes alkyles comportant de 14 à 18 atomes de carbone (tableau 7-2).

À cause de son rôle comme surfactant dans la formulation du glyphosate, le POEA a été beaucoup plus étudié que les autres ANEO. De plus, l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) a examiné exhaustivement le POEA lors de sa réévaluation du glyphosate.

Tableau 7-1. ANEO tensioactifs

NR CAS	Nom
68155-39-5	Alkyl(en C ₁₄ -C ₁₈)amines et alkyl(en C ₁₆ -C ₁₈ -insaturés)amines éthoxylées

⁶ Dans les écrits scientifiques, on utilise habituellement l'abréviation « A-N-EO » ou ANEO pour désigner les alkyles (A) amines (N) éthoxylés (EO).

NR CAS	Nom
68439-72-5	Alkyl(en C ₈ -C ₁₈)amines et alkyl(en C ₁₈ -insaturé)amines éthoxylées
61791-24-0	Alkyl(de soja)amines éthoxylées
61791-26-2	Alkyl(de suif)amines éthoxylées (POEA)
28724-32-5	α, α' -{[(Méthylodécyl)iminio]diéthylène}bis[ω -hydroxypoly(oxyéthylène)], chlorure
68603-75-8	N-Alkyl(de suif)triméthylènediamines propoxylées

Tableau 7-2. Composition typique des huiles de suif et de soja en acides gras

Acide gras	Longueur de chaîne : nombre d'insaturation	Pourcentage dans l'huile de suif ^{a, b}	Pourcentage dans l'huile de soja ^{a, b}
Myristique	14:0	1 à 6	0,9
Palmitique	16:0	20 à 37	7 à 12
Stéarique	18:0	14 à 21	2 à 5,5
Palmitoléique	16:1	3 à 9	—
Oléique	18:1	35 à 46	20 à 50
Linoléique	18:2	4 à 10	35 à 60
α -Linoléique	18:3	0 à 3	2 à 13

^a CIR 2015.^b Visek 2003.

Le *Cosmetic Ingredient Report* (CIR 2015) et Rodriguez (2015) nous informent que les ANEO sont synthétisés par une série de réactions chimiques, où les acides gras ou les acides à longue chaîne de carbone subissent une amination pour produire une amine primaire (figure 7-3). Cette amine réagit ensuite avec l'oxyde d'éthylène ou l'oxyde de propylène pour produire des ANEO simples avec deux unités alkoxyates (CIR 2015, Visek 2003). Des réactions ultérieures avec de l'oxyde d'éthylène ou de l'oxyde de propylène en présence d'un catalyseur donneront des ANEO ayant un degré plus élevé d'alcoxylation. L'ANEO qui en résulte contient un noyau amine avec une ramification formée d'une fraction à longue chaîne carbonée et d'une ou plusieurs ramifications d'unités alkoxyates répétées avec des groupes alcool terminaux (Tush et Meyer 2016). Les ANEO sont normalement des surfactants non ioniques, mais ils peuvent former des cations lorsqu'ils sont quaternisés. Par exemple, la quaternisation du NR CAS 28724-32-5 avec du chlorure de méthylène produit des ANEO quaternaires.

Les six ANEO sous étude appartiennent à une classe plus large de tensioactifs aminés aux chaînes alkyles de longueur différente et dont le degré d'alcoxylation est variable. Toutefois, la présente évaluation ne vise que les substances figurant au tableau 7-1. Compte tenu de la longueur de la chaîne alkyl carbone et du degré d'alcoxylation, le poids moléculaire moyen en nombre peut varier de 350 à plus de 900 (Canada 2015, ECC 2015).

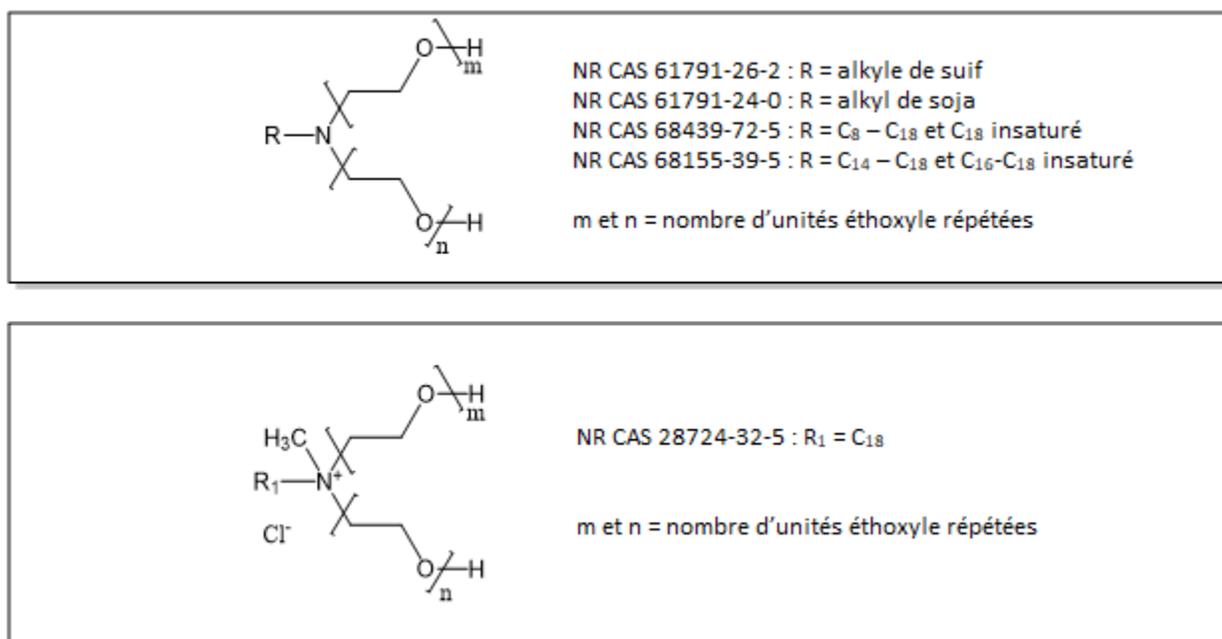


Figure 7-1. Structure représentative des ANEO

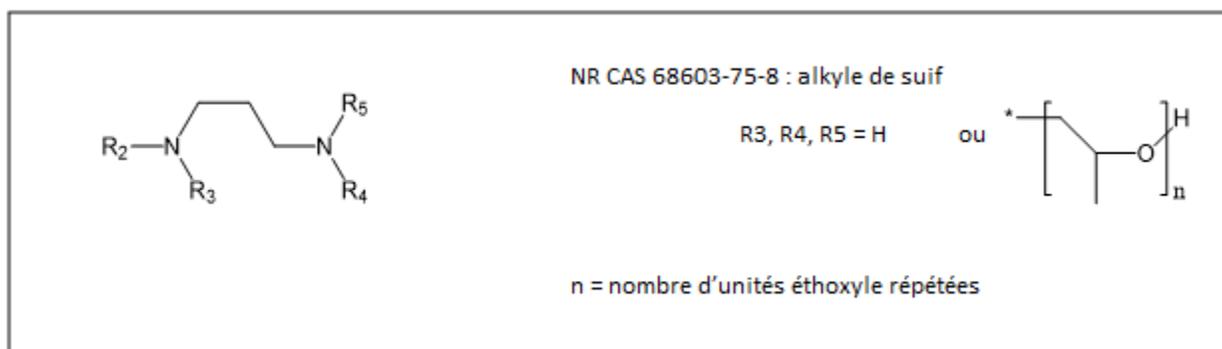


Figure 7-2. Structure représentative du 68063-75-8

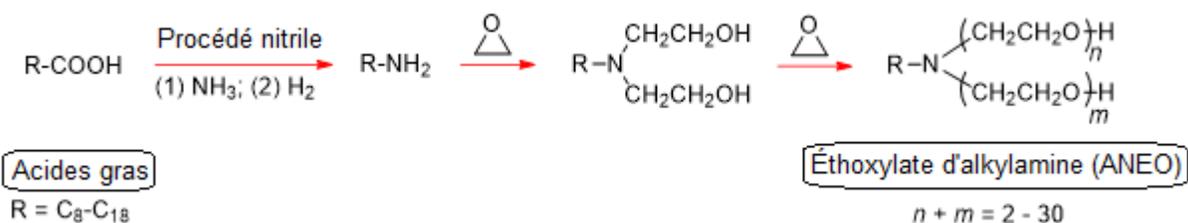


Figure 7-3. Synthèse des ANEO (CIR 2015, Tush et Meyer 2016, Visek 2003)

7.2 Propriétés physico-chimiques

Les ANEO sont des surfactants de divers poids moléculaires moyens et aux propriétés physico-chimiques variées. Nos recherches documentaires et les réponses à un sondage à participation volontaire (ECCC 2015) ainsi qu'à un sondage obligatoire tenu en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015) ont donné un éventail de propriétés. Le tableau 7-3 présente les données colligées et agrégées pour les six ANEO.

Tableau 7-3. Propriétés physico-chimiques des ANEO

Propriété	Valeur	Références principales
État physique	Liquide	Canada 2015, ECCC 2015, Santé Canada 2015
Poids moléculaire (g/mol)	De 350 à plus de 900	Canada 2015 ECCC 2015
Pression de vapeur (mm de Hg)	$5,1 \times 10^{-14}$ à < 1	Canada 2015 ECCC 2015, Santé Canada 2015
Hydrosolubilité	Disponible	Canada 2015, ECCC 2015, Santé Canada 2015,
Coefficient de partition carbone organique-eau ($\log K_{oc}$)	De 3,4 à 4,2	Santé Canada 2015
Coefficient de distribution adsorption-désorption ($\log K_d$) ^a	De 2,88 à 3,77	ECCC 2018

^a Le $\log K_d$ est calculé à partir du $\log K_{oc}$ à l'aide de l'équation $\log K_d = \log (K_{oc} \times F_{oc})$, où F_{oc} est 0,37 et 0,3 pour les boues activées et les eaux usées brutes, respectivement.

Les données indiquent que le poids moléculaire moyen des ANEO se situe entre 350 et plus de 900. Différentes valeurs de solubilité dans l'eau ont été publiées ce qui s'explique par le comportement tensioactif des ANEO. Toutefois, puisque les ANEO peuvent former des émulsions stables dans l'eau, on considère qu'ils sont disponibles dans l'eau. Nous avons retrouvé certaines données expérimentales sur le logarithme du coefficient de partage octanol-eau, $\log K_{oe}$. Toutefois, les directives relatives aux essais, notamment les lignes directrices 107 et 117 de l'OCDE, mentionnent que ces méthodes ne s'appliquent pas aux substances tensioactives. C'est pourquoi nous ne présentons pas ces données.

7.3 Sources et utilisations

Les six ANEO ont été visés par enquête à participation volontaire (ECCC 2015) et une enquête obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). Le tableau 7-4 résume les quantités totales fabriquées ou importées déclarées pour 2014. Les sources indiquent que les six ANEO sont surtout utilisés pour l'extraction du pétrole et du gaz, l'usinage des métaux, le nettoyage et les soins personnels. On en a

également signalé des utilisations mineures pour l'emballage des aliments et dans les additifs pour les carburants. En fonction de l'utilisation, on utilisera différentes concentrations d'ANEO lors de la formulation. Par exemple, les POEA entrent en concentrations inférieures à 20 % dans la formulation des pesticides (Santé Canada 2015). De plus, selon les pratiques courantes, la concentration habituelle d'éthoxylate de cocoalkyle amine dans les produits cosmétiques ou de soins personnels est généralement inférieure à 3,5 % (CIR 2015).

Tableau 7-4. Sommaire des quantités des six ANEO fabriquées ou importées au Canada en 2014 déclarées lors d'une enquête à participation volontaire et d'une enquête obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE

NR CAS	Nom	Quantité totale fabriquée ^a (kg)	Quantité totale importée ^a (kg)
68155-39-5	Alkyl(en C ₁₄ -C ₁₈)amines et alkyl(en C ₁₆ -C ₁₈ -insaturés)amines éthoxylées	0	100 000 à 1 000 000
68439-72-5	Alkyl(en C ₈ -C ₁₈)amines et alkyl(en C ₁₈ -insaturé)amines éthoxylées	0	100 000 à 1 000 000
61791-24-0	Alkyl(de soja)amines éthoxylées	0	10 000 à 100 000
61791-26-2	Alkyl(de suif)amines éthoxylées	1 000 000 à 10 000 000 ^b	100 000 à 1 000 000
28724-32-5	α,α' -{[(Méthyl octadécyl)iminio]diéthylène} bis[ω -hydroxypoly(oxyéthylène)], chlorure	0	100 000 à 1 000 000
68603-75-8	N-Alkyl(de suif)triméthylènediamines propoxylées	0	10 000 à 100 000

^a Les valeurs proviennent des quantités déclarées en réponse à une enquête à participation volontaire (ECCC 2015) et à une enquête obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). Voir les enquêtes pour les inclusions et exclusions spécifiques (annexes 2 et 3). Voir les enquêtes pour les inclusions et exclusions particulières (annexes 2 et 3).

^b Selon les communications de suivi avec l'industrie, en 2016, un important fabricant canadien a cessé ses activités de fabrication.

7.3.1 Utilisation des alkyl(de suif)amines éthoxylées

La *Deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères* (2017) recommandait une évaluation plus poussée pour la santé humaine des alkyl(de suif)amines éthoxylées (NR CAS 61791-26-2), aussi connues sous le nom de POEA. Nous avons par conséquent consulté de nombreuses bases de données gouvernementales nationales pour découvrir s'il existait d'autres utilisations potentielles de la POEA au Canada qui pourraient entraîner l'exposition de personnes. Le tableau 7-5 résume ces utilisations de la POEA.

Tableau 7-5. Autres utilisation de la POEA au Canada

Utilisation	POEA
Additif alimentaire ^a	N
Matériau d'emballage alimentaire ^b	N
Base de données interne sur les produits pharmaceutiques en tant qu'ingrédient médicinal ou non médicinal dans des désinfectants, des drogues pour humains ou animaux au Canada ^c	N
Base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels ^d	N
Base de données des produits de santé naturels homologués comme ingrédient médicinal ou non médicinal dans des produits de santé naturels au Canada ^e	N
Liste des ingrédients dont l'utilisation est restreinte ou interdite dans les cosmétiques ^f	N
Déclaré présent dans les produits cosmétiques selon des avis soumis à Santé Canada en vertu du Règlement sur les cosmétiques ^g	N
Produit de formulation de produits antiparasitaires homologués au Canada ^h	O
Utilisation connue dans des jouets ⁱ	N

Abréviations — O : oui, N : non

^a Santé Canada [modifié 2017], communication personnelle, courriel de la Direction des aliments, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

^b Communication personnelle, courriel de la Direction des aliments, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

^c BDPP [modifié 2017], communication personnelle, courriel de la Direction des produits thérapeutiques, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

^d BDIPSN [modifié 2019], communication personnelle, courriel de la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

^e BDPSNH [modifié 2017], communication personnelle, courriel de la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

^f Santé Canada [modifié 2015].

^g Communication personnelle, courriel de la Direction de la sécurité des produits de consommation, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

^h Communication personnelle, courriel de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, juin 2017, sans référence.

ⁱ Association canadienne du jouet (ACJ 2017).

La POEA est utilisée comme surfactant et agent antistatique dans la fabrication de matériaux d'emballage alimentaire.

Certains pesticides à base de glyphosate contiennent de la POEA qui agit comme surfactant. Il a été déterminé qu'il n'existait pas de risque ou de préoccupation pour la santé humaine ou l'environnement à condition que ces produits ne contiennent pas plus de 20 % en poids de POEA et que l'on respecte le mode d'emploi proposé sur l'étiquette (y compris les grandes zones tampons pour la pulvérisation des produits qui contiennent de la POEA). Toutes les préparations commerciales de glyphosate

actuellement homologuées au Canada respectent cette limite de 20 % (Santé Canada 2015). Tout produit pesticide contenant de la POEA et qui a été homologué depuis la fin de la réévaluation du glyphosate doit également respecter la limite de 20 %. Une justification scientifique valide accompagnée de données acceptables est nécessaire à toute demande d'homologation d'un pesticide contenant plus de 20 % en poids de POEA.

7.4 Rejets dans l'environnement

Les données des enquêtes nous informent qu'en 2014, les six ANEO ont été importés au Canada, la POEA était la seule substance fabriquée au Canada. D'après les renseignements actuels, la fabrication de la POEA au Canada a cessé en 2016, mais on continue d'en importer au Canada. Les données des enquêtes indiquent que les six ANEO entrent dans la formulation de divers produits industriels ou commerciaux. Les produits contenant les six ANEO sont utilisés pour l'extraction du pétrole et du gaz, l'usinage des métaux, le nettoyage et les soins personnels. Les ANEO sont généralement formulés dans des produits offerts aux consommateurs à des concentrations entre 1 % et 5 % (FDS 2015b, CIR 2015).

Nous avons recensé des utilisations par le secteur de l'extraction du pétrole et du gaz naturel, mais nous n'avons produit aucun scénario quantitatif pour ce secteur parce que les eaux de procédé pour l'extraction du pétrole en milieu terrestre ne sont normalement pas rejetées dans un égout ou dans les eaux douces.

D'après les données des enquêtes, les six ANEO pourraient être rejetés pendant le procédé de formulation et lors de l'utilisation finale au Canada. Compte tenu du profil d'emploi des produits susmentionnés, nous prévoyons que les six ANEO seront surtout rejetés dans les systèmes de traitement des eaux usées.

7.5 Devenir et comportement dans l'environnement

7.5.1 Distribution dans l'environnement

Les données physiques et chimiques présentées au tableau 7-3 laissent à penser que les six ANEO devraient avoir une faible pression de vapeur, une forte hydrosolubilité et une forte affinité pour le carbone organique ($\log K_{oc}$ élevé). En outre, on a constaté que la POEA avait une forte affinité pour le sol et les solides en suspension (Rodriguez 2015, Tush et Meyer 2016).

En fonction de leur profil d'utilisation, les six ANEO pourraient être rejetés dans l'environnement après leur passage dans les systèmes de traitement des eaux usées. Étant donné leurs propriétés physiques et chimiques, les polymères ANEO qui traversent les installations de traitement des déchets devraient majoritairement s'adsorber sur les solides en suspension et être éliminés de la colonne d'eau.

Les polymères rejetés au sol devraient s'y adsorber (Tush et Meyer 2016) et subir une certaine biodégradation avec le temps. Nous ne prévoyons pas de volatilisation à partir du sol ou de l'eau interstitielle, en raison de la faible pression de vapeur prédite.

7.5.2 Persistance dans l'environnement

Puisque les ANEO ne contiennent pas de groupes fonctionnels connus qui pourraient facilement s'hydrolyser, nous prévoyons qu'ils résisteront à l'hydrolyse dans l'environnement. Ces résultats sont corroborés par les renseignements fournis par Santé Canada (2015) pour la POEA dont la demi-vie pour l'hydrolyse dépasse 140 jours.

La biodégradation d'ANEO trouvée peut varier de moins de 25 % à plus de 60 % en fonction du degré d'alcoxylation et la durée de l'étude de biodégradation. Selon Van Ginkel et coll. (1993), la biodégradation de la POEA sur 28 jours varie de 22 % à 60 % pour la POEA avec 50 unités éthoxyle et 2 unités éthoxyle, respectivement. En outre, on a signalé que le processus de biodégradation des ANEO comportait deux étapes : une biodégradation rapide, puis une biodégradation beaucoup plus lente. Dans la biodégradation initiale, la liaison amine-alkyle est cassée, après quoi la chaîne alkyle libre peut être biodégradée (Van Ginkel et coll. 1993). La biodégradation plus lente lors de la deuxième phase suggère que l'éthoxylate d'amine résiduel se biodégrade beaucoup plus lentement. Ce processus plus lent est attribué à la possibilité que les amine-éthoxylates soient fortement adsorbés sur le sol et les sédiments où la biodisponibilité est considérablement réduite (Rodriguez 2015).

Dans leur évaluation du risque, Giesy et coll. (2000) se réfèrent à des travaux non publiés sur la biodégradation de la POEA dans différents sols et milieux aquatiques qui ont montré que la POEA est surtout dégradée par l'activité microbienne, tant dans le sol que dans les milieux aquatiques. Étant donné la minéralisation de la POEA, ses demi-vies estimatives dans le sol et dans l'eau sont respectivement inférieure à une semaine et inférieure à quatre semaines, (Giesy et coll. 2000).

Dans l'ensemble, les six ANEO devraient résister à l'hydrolyse, mais peuvent se biodégrader en moins de quatre semaines. Sur la base des informations disponibles sur la biodégradation, nous prévoyons que les six ANEO ne devraient pas persister longtemps dans l'environnement.

Tableau 7-6. Hydrolyse et biodégradation des POEA

Paramètre	Résultat	Référence
Demi-vie pour l'hydrolyse	> 140 jours	Santé Canada 2015
Biodégradation	De 20 % à 60 % après 28 jours	Canada 2015
Demi-vie pour biodégradation (environnement aquatique)	Moins de 4 semaines	Giesy et coll. 2000

Paramètre	Résultat	Référence
Demi-vie pour la biodégradation (dans le sol)	Moins de 1 semaine	Giesy et coll. 2000

7.5.3 Potentiel de bioaccumulation

Les ANEO sont des surfactants aminés qui se chargent positivement dans l'environnement, ce qui augmente leur adsorption sur les surfaces anioniques, comme les branchies des poissons, les cellules d'algues ou les composants chargés négativement des particules organiques. Diverses études (Andersson 2012, Chen et coll. 2014, Deeses et coll. 2016, Ishiguro et coll. 2007, Rodriguez 2015, Tush et Meyer 2016) ont signalé la forte association des ANEO aux solides en suspension, aux sols et aux substances humiques. Ces auteurs signalent la forte association de la POEA avec les solides en suspension dans l'eau ainsi qu'avec les sols qui réduirait la biodisponibilité. Elle limite l'absorption ainsi que le passage des polymères à travers les membranes biologiques. De plus, les six ANEO ne sont pas jugés persistants dans l'environnement, ce qui implique un potentiel limité de bioaccumulation. Santé Canada (2015) propose une conclusion similaire pour la POEA. Puisque les six ANEO se lient fortement aux surfaces anioniques dans l'environnement et puisqu'ils ne persistent pas dans l'environnement, nous ne considérons pas que les six ANEO aient un potentiel élevé de bioaccumulation.

7.6 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

7.6.1 Évaluation des effets sur l'environnement

Comme nous l'indiquions à la section 7.1, les ANEO sont des surfactants comportant des chaînes alkylées de longueur variable et des unités alcoxylates répétées. En raison des différences que nous présentons plus haut, l'écotoxicité des différents ANEO de la classe peut grandement varier, même chez deux polymères désignés par le même numéro de registre du CAS. Par exemple, Moore et coll. (1987) ont publié des CL₅₀ de toxicité aiguë sur 48 h pour une daphnie dulcicole (*Daphnia pulex*) pour une POE avec 15 unités éthoxylate répétées et une autre avec 150 unités répétées de 2,35 mg/L et 66,09 mg/L, respectivement. Les auteurs attribuent les différences de toxicité au nombre plus élevé d'unités d'éthoxyle. De plus, Brausch et Smith (2006) ont signalé des toxicités pour *Thamnocephalus platyurus*, un invertébré dulcicole, de 5,17 µg/L à 2,01 µg/L respectivement pour des POEA comportant 2 et 15 unités répétées. Les deux études soulignent que les tendances observées de toxicité chez une espèce pourraient ne pas être observées chez une autre espèce.

Des effets écotoxicologiques des six ANEO ont été colligés dans les résultats d'études à participation volontaire (ECCC 2015) ou obligatoire (Canada 2015) et à partir d'écrits scientifiques autres. La majorité des données sur les dangers concernent la POEA. Nous ne possédons pas beaucoup de renseignements sur les cinq autres ANEO. Comme le mentionne la section 7.1, puisqu'on utilise largement la POEA dans la formulation d'herbicides à base de glyphosate, cet ANEO a fait l'objet de nombreuses

études. Les données sur les dangers posés par les autres ANEO laissent à penser que leur profil de danger est similaire à celui de la POEA. Considérant la variabilité de la longueur des chaînes alkyles (tableaux 7 1 et 7 2) et du nombre d'unités éthoxyle, nous jugeons que les données sur les effets causés par la POEA et les autres ANEO sont appropriées pour une analyse par lecture croisée des six ANEO. Le tableau 7-7 résume toutes les données sur les effets.

Tableau 7-7. Sommaire des données agrégées sur l'écotoxicité des six ANEO tensioactifs^a

Organisme	Toxicité aiguë (mg/L) ^b	Toxicité chronique (mg/L) ^b
Algue	CE ₅₀ =0,0282 à 4,1	CSEO=0,16 à 1,22
Invertébrés	CE ₅₀ /CL ₅₀ =0,00201 à 66,09	CSEO=0,0032 à 20,0
Poissons	CL ₅₀ =0,0789 à 13,0	—
Amphibiens	CL ₅₀ =0,68 à 2,2	—
Algues marines	CE ₅₀ =3,35	—
Invertébrés marins	CL ₅₀ =0,6	—
Poissons marins	CL ₅₀ =1,4 à 4,5	—

^a Les effets toxiques sont tirés de Benijts-Claus et Persoone 1987, Brausch et Smith 2006, Canada 2015, ECCC 2015, ECHA 2018, Giesy 2000, Moore et coll. 1987, Moore et coll. 2000, Santé Canada 2015, Rodriguez-Gil 2015, Servizi et coll. 1987 et Wan et coll. 1989.

^b Abréviation – CE₅₀ : concentration ayant un effet sur 50 % de la population, CL₅₀ : concentration létale pour 50 % de la population, CSEO : concentration sans effet observé.

Les données écotoxicologiques résumées au tableau 7-7 indiquent que la toxicité des ANEO pour toutes les espèces se situe entre modérée à élevée. Les invertébrés dulcicoles et marins semblent être les plus sensibles à l'exposition.

Rodriguez-Gils (2015) a fait une revue des données disponibles sur les dangers posés par la POEA et a réalisé une batterie d'essais sur l'écotoxicité de cette substance. Nous fondant sur les résultats et les données scientifiques disponibles, nous avons adopté une démarche de distribution de la sensibilité aiguë des espèces (DSE)⁷ pour caractériser le danger posé par la POEA. À partir de la DSE, nous avons établi que le 5^e centile ou concentration « CH₅ »⁸ était de 0,17 mg/L. De même, l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (Santé Canada 2015) a fait un examen approfondi des données sur les dangers qu'elle a trouvées dans les écrits scientifiques sur la POEA et a calculé les DSE aiguës pour trois groupes taxonomiques. Les valeurs

⁷ Les DSE sont des distributions cumulatives des paramètres de toxicité de plusieurs espèces pour une substance toxique. Elles tentent de tenir compte des variations de sensibilité des différentes espèces au même produit toxique. À partir d'une DES, on peut estimer une valeur critique de toxicité (VCT) pour un centile donné.

⁸ Le 5^e centile ou concentration CH₅ est calculé à partir de la DSE est la concentration qui protège 95 % de l'espèce.

de CH₅ pour les invertébrés dulcicoles, les amphibiens et les poissons marins ont respectivement été estimées à 0,0041 mg/L, 0,35 mg/L et 2,6 mg/L. L'ARLA n'a pas réalisé d'analyse de la DSE combinant les données de tous les groupes taxonomiques (Santé Canada 2015).

Pour cette évaluation, nous avons généré une DSE multispécifique à partir des données disponibles. Toutefois, nous n'avons pu évaluer la fiabilité du résultat, puisque la courbe de la DSE produite ne s'ajustait pas effectivement à l'ensemble de données et nous n'avons pas utilisé la CH₅. Le mauvais ajustement des données découle probablement de la distribution inégale des points de données : pour la majorité des données la CL₅₀ ou la CE₅₀ étaient supérieures à 0,1 mg/L, mais pour quatre points seulement la toxicité était inférieure à 0,05 mg/L. Puisque rien n'indique que les basses valeurs de CL₅₀ ou EC₅₀ soient erronées, ces paramètres toxicologiques ont été conservés dans l'ensemble des données. Étant donné que Santé Canada (2015) a effectué une analyse de la DES pour trois groupes taxonomiques, nous avons adopté une approche prudente. La CH₅ pour la toxicité de la POEA (0,0041 mg/L) chez les invertébrés dulcicoles — le danger le plus élevé — a été choisie comme valeur critique globale de toxicité (VCT) pour les six ANEO. Il est reconnu que la VCT choisie serait probablement plus prudente que la CH₅ dérivée d'une DSE multispécifique trouvée par Rodriguez-Gils (2015) ou la CH₅ fixée pour les amphibiens et les poissons marins par l'ARLA (Santé Canada 2015). Toutefois, compte tenu de la variabilité des six ANEO sur les plans de la structure et du poids moléculaire, nous prévoyons que la VCT choisie protégera les différentes espèces considérées, quels que soient les six ANEO.

Ishiguro et coll. (2007) ont étudié l'interaction entre les surfactants cationiques et différentes substances humiques. L'étude a conclu que la liaison des tensioactifs cationiques aux substances humiques était causée à la fois par les attractions électrostatiques et hydrophobes, ce qui a un effet considérable sur le devenir dans l'environnement des substances cationiques dans l'environnement. De plus, Andersson (2012) a signalé que la présence d'acides humiques abaissait la toxicité chez la daphnie de plusieurs alkylamines tensioactives. Chen et ses collaborateurs (2014) ont signalé que la présence d'acides humiques abaissait par un facteur cinq la toxicité des surfactants quaternaires pour la daphnie. Deese et al (2016) ont fait état de résultats similaires qui indiquent que la présence d'acides humiques abaissait grandement la toxicité des surfactants aminés quaternaires chez *Artemia franciscana*, un invertébré marin. Selon Brausch et Smith (2006), l'essai a été réalisé avec de l'eau douce synthétique qui ne devrait pas contenir d'importantes quantités d'acides humiques. Ainsi, nous n'anticipons pas que la VCT choisie tienne compte la forte adsorption des six ANEO sur les substances humiques. Nous prévoyons que si des ANEO sont rejetés dans l'environnement, leur toxicité sera réduite par la présence des substances humiques. Pour compenser l'atténuation par les acides humiques normalement présents dans l'environnement, nous avons multiplié par cinq la VCT en tenant compte du fort potentiel d'adsorption des six ANEO sur les matières en suspension dans l'environnement. Nous avons choisi ce facteur d'atténuation en considérant le fort potentiel d'adsorption des ANEO sur les solides en suspension et les sols et en fonction des résultats obtenus par Chen et al (2014).

Nous dérivons la CESE aquatique à partir de la VCT, en la divisant par un facteur d'évaluation (FA) comme indiqué :

$$\text{CESE en milieu aquatique} = [\text{VCT} \times 5] / \text{FE}$$

$$\text{CESE en milieu aquatique} = [0,0041 \text{ mg/L} \times 5] / 1$$

$$\text{CESE en milieu aquatique} = 0,0205 \text{ mg/L ou } 20,5 \text{ } \mu\text{g/L}$$

Un FE de 1 a été choisi pour estimer la CESE en milieu aquatique, il correspond à un facteur de 1 pour 1 pour la sensibilité des espèces seulement. La VCT choisie est fondée sur les études de toxicité aiguë, mais nous n'avons pas jugé nécessaire d'appliquer un facteur de conversion aigu à chronique puisque que l'on prévoit que les six ANEO seront rapidement éliminés de la colonne d'eau par adsorption sur les solides en suspension et par la biodégradation (Santé Canada 2015, Rodriguez-Gils 2015). De plus, compte tenu des données disponibles sur l'écotoxicité des six ANEO (plus de trois catégories et plus de sept espèces), nous avons choisi un facteur de 1 pour représenter la sensibilité des espèces.

7.6.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement

Les données colligées dans le cadre d'une enquête à participation volontaire (ECCC 2015) et une autre à participation obligatoire (Canada 2015) nous informent que les six ANEO sont utilisés comme surfactants dans différents produits industriels et produits offerts aux consommateurs. Puisqu'aucun des six ANEO n'est fabriqué au Canada, nous n'avons pas envisagé de scénario d'exposition lié à la fabrication.

Nous avons recensé des utilisations des ANEO par le secteur de l'extraction du pétrole et du gaz naturel, toutefois les activités d'extraction ne devraient pas produire de rejet dans le milieu aquatique causant une hausse de leur concentration dans ce milieu. En effet, dans le cadre d'utilisations normales en milieu terrestre en Amérique du Nord, les eaux de procédé sont utilisées pour stimuler la production de puits de pétrole ou sont éliminées par injection dans des puits profonds (OCDE 2012). Par conséquent, nous n'examinerons pas plus avant les activités de ce secteur.

Les autres grandes utilisations des six ANEO sont l'usinage des métaux et les produits nettoyants et de soins personnels, pour lesquelles la substance entre dans la formulation de différents produits industriels, commerciaux et de consommation. Nous résumons plus bas les rejets par différentes sources des six ANEO menant à des expositions environnementales. On trouvera dans le rapport *Supporting documentation: ecological exposure analysis of Poly(Alkoxylates/Ethers)*, des estimations détaillées de l'exposition (ECCC 2018).

Les prévisions à l'aide du logiciel SimpleTreat 3.1 (SimpleTreat 2003) du taux d'élimination des six ANEO par les systèmes de traitement des eaux usées indiquent une efficacité d'élimination de 90 % par le traitement secondaire et de 45 % par le

traitement primaire (ECCC 2018). Des quantités résiduelles d'ANEO pourraient être rejetées dans l'environnement par les effluents du système de traitement des eaux usées. Dans l'environnement, on s'attend à ce qu'ils s'adsorbent sur les solides en suspension et se déposent sur les sédiments (Rodriguez 2015). De plus, on s'attend à ce qu'ils se biodégradent avec le temps (Van Ginkel et coll. 1993). Compte tenu de la forte affinité des six ANEO pour les matières organiques et les solides en suspension dans les systèmes de traitement des eaux usées, les prédictions du taux d'élimination sous-estiment probablement leur taux réel d'élimination. Toutefois, aux fins de la présente évaluation, nous présumerons un taux d'élimination maximal de 90 %.

Formulation de produits

Nous avons élaboré un scénario de rejet générique découlant de la présence des six ANEO dans différents produits. Les installations où ces activités sont réalisées déversent leurs eaux usées traitées ou non dans des systèmes de traitement des eaux usées pour un traitement final avant leur rejet dans le milieu aquatique. Puisque les formulateurs n'ont pas tous l'équipement nécessaire pour prétraiter leurs eaux usées avant de les déverser dans un système de traitement des eaux usées, nous supposerons, aux fins de la présente évaluation, que le formulateur déversera ses eaux usées non traitées dans le système de traitement.

La concentration environnementale prévue (CEP) des six ANEO dans les eaux réceptrices est estimée à partir de la quantité rejetée dans le système de traitement, du débit de l'effluent et du facteur de dilution du cours d'eau récepteur, comme suit :

$$CEP = [10^9 \times Q \times E \times (1-R)] / [F \times D \times N]$$

où :

CEP est la concentration environnementale prévue dans les eaux réceptrices près du point de rejet, en µg/L

Q est la quantité totale d'ANEO utilisée par an par une installation, en kg/an

E est le facteur d'émission dans les eaux usées (sans unités)

R est la proportion retirée par le traitement des eaux usées (sans unité)

F est le débit d'eaux usées quotidien, en L/j

D est le facteur de dilution des eaux réceptrices près du point de rejet (sans unité)

N est le nombre de jours de fonctionnement par année, en j/a

10^9 est le facteur de conversion des kg aux µg (µg/kg)

Le scénario s'échafaude sur une installation de formulation générique ajoutant l'un des six ANEO à différents produits. Selon les données des enquêtes, une installation industrielle type utilise annuellement de 1 000 à 10 000 kg pour formuler divers produits (ECCC 2015, Canada 2015). Aux fins de la présente évaluation, nous supposerons que le site utilise une quantité maximale, Q, de 10 000 kg par an. De plus, nous supposerons que l'installation utilise ces substances 20 jours par an (N) avec un taux

d'émission (E) de 0,3 % (Bureau européen des substances chimiques 2003). Sur la base du taux d'élimination prévu, nous estimons à 90 % le taux d'élimination global (R) par la station de traitement des eaux usées. Le volume de dilution quotidien au 10^e centile⁹ des systèmes de traitement des eaux usées associés aux installations industrielles est de $1,776 \times 10^7$ L/j. Nous considérons que l'exposition près du point de rejet est la CEP des ANEO en milieu aquatique. La CEP pour le milieu aquatique est estimée à 8,45 µg/L.

Utilisation industrielle

On a déclaré la présence d'ANEO dans les fluides d'usinage des métaux. Les répondants à l'enquête à participation obligatoire (Canada 2015) ont indiqué que les fluides d'usinage usés étaient envoyés hors site à des installations de traitement approuvées avant d'être rejetés dans le système de traitement des eaux usées. On a déclaré que jusqu'à 10 000 kg de cette substance pouvaient être envoyés chaque année dans des installations de traitement hors site. Toutefois, les renseignements recueillis ne nous indiquent pas le nombre de jours pendant lesquels le transfert survient. De plus, on peut prévoir que l'installation d'usinage des métaux produira d'autres déchets qui auront été mélangés au fluide d'usinage des métaux avant leur transfert aux fins de traitement. Étant donné les incertitudes affectant le profil des déversements par les installations de traitement des métaux et le taux d'élimination des installations hors site, tout scénario visant le fluide d'usinage des métaux pourrait ne pas être une représentation réaliste du potentiel de rejet des ANEO présents dans les fluides d'usinage des métaux. Par conséquent, nous ne présentons aucune estimation quantitative.

Rejets à l'égout par les consommateurs

Les six ANEO sont utilisés comme surfactants dans les cosmétiques et les produits offerts aux consommateurs, tels que les nettoyants et les détergents à lessive. Par conséquent, on peut s'attendre à ce que des produits contenant des ANEO soient rejetés par des consommateurs partout au Canada. Nous avons estimé la CEP occasionnée par les rejets par les consommateurs est estimée à l'aide du modèle CRAM (2017).

On a déclaré l'ajout d'une masse totale entre 100 000 kg et 1 000 000 kg par an des six ANEO à différents produits, notamment des nettoyants, des détergents textiles et des

⁹ Contrairement aux autres calculs de la présente évaluation, nous avons utilisé le 2,5^e centile du faible débit dans les plans d'eau récepteurs pour déterminer le facteur de dilution dans l'environnement récepteur plutôt que la valeur habituelle du 10^e centile du faible débit. Cette valeur a été choisie, car les ANEO ne devraient pas survivre longtemps dans la colonne d'eau. Le 2,5^e centile a été choisi pour tenir compte des déversements de faible débit qui peuvent survenir sur une courte période (quelques jours). Étant donné que nous calculons la CESE pour les ANEO pour des événements de toxicité aiguë, la valeur du 2,5^e centile du débit des plans d'eau récepteurs est un paramètre approprié pour calculer la concentration au niveau d'exposition aiguë.

produits de soins personnels (Canada 2015). Nous prédisons une quantité de 1 million de kilogrammes par année pour le scénario de la pire situation. Le tableau 7-8 présente la distribution des CEP pour les rejets des ANEO à l'égout. De plus, comme nous ne prévoyons pas à ce que les six ANEO persistent longtemps dans la colonne d'eau, nous avons utilisé une CEP reflétant les conditions d'exposition aiguë plutôt qu'une CEP reflétant les conditions d'exposition chronique, ce qui produit une CEP légèrement supérieure.

Tableau 7-8. Distribution de la CEP des ANEO et des quotients de risque calculés avec le programme CRAM

Centile ^a	CEP ^b (µg/L)	Quotient de risque
10	8,15	0,40
20	4,33	0,21
30	2,74	0,13
40	2,03	0,10
50	1,62	0,08
60	1,30	0,06
70	1,06	0,05
80	0,83	0,04
90	0,60	0,03
100	0,05	0,002

^a Le centile est la distribution des résultats du programme CRAM.

^b Les CEP résultantes ont été calculées pour une exposition aiguë.

7.6.3 Caractérisation des risques pour l'environnement

La démarche de la présente évaluation des risques pour l'environnement consistait à étudier les données directes et auxiliaires et à tirer des conclusions reposant sur le poids de la preuve. Parmi les preuves soupesées, on trouve l'information sur les sources et le devenir de la substance, sa persistance, sa bioaccumulation, l'estimation de l'exposition, les données de suivi et de surveillance et ses propriétés nocives pour l'environnement. Les six ANEO sont des surfactants ayant différentes utilisations, notamment pour l'extraction du pétrole ou du gaz, dans les fluides d'usinage des métaux, dans les détergents à lessive, les savons et les produits de nettoyage. D'après les renseignements disponibles, plus de 1 000 000 kg d'ANEO ont été fabriqués et importés au Canada en 2014.

Les informations disponibles laissent à penser que lorsque les six ANEO sont rejetés dans le sol, ils s'y adsorbent fortement ($\log K_{oc} = 3,4$ à $4,2$) et que leur potentiel de migration à partir du point de libération est limité. De même, lorsqu'ils sont rejetés dans le milieu aquatique, on s'attend à ce qu'ils se répartissent dans les sédiments. On ne prévoit pas que les six ANEO se répartissent dans le milieu atmosphérique en raison de leur faible pression de vapeur. De plus, on prévoit que les six ANEO devraient subir une certaine biodégradation. On s'attend à ce que les produits de dégradation des ANEO posent un risque moindre pour l'environnement que les ANEO, car le danger repose

principalement sur l'activité de surface. Par conséquent, nous n'examinerons pas davantage les produits de dégradation des six ANEO dans cette évaluation.

Nous ne disposons d'aucune information sur les facteurs de bioaccumulation ou les facteurs de bioconcentration qui pourraient servir à évaluer le potentiel de bioaccumulation des six ANEO. La forte association des POEA aux substances anioniques dans l'environnement réduit la biodisponibilité pour l'absorption à travers les membranes biologiques. En outre, les six ANEO ne sont pas jugés comme étant persistants dans l'environnement, ce qui limite davantage leur potentiel de bioaccumulation. L'ARLA (Santé Canada 2015) a conclu que la POEA n'est pas bioaccumulable parce que ses composants se décomposent facilement et qu'elle n'est pas persistante dans le sol ou l'eau. Puisque l'on prévoit que les ANEO ont des propriétés similaires à celles de la POEA, nous nous attendons à ce que les six ANEO aient un faible potentiel de bioconcentration.

Étant donné le profil de risque écologique des six ANEO, l'écotoxicité varie de modérée à haute pour les effets aigus et chroniques. Puisqu'ils ne devraient pas persister dans la colonne d'eau après leur rejet, nous avons choisi la CH_5 de la POEA pour les invertébrés dulcicole, estimée par Santé Canada (2015), comme valeur critique de la toxicité (VCT) des six ANEO. De plus, nous prévoyons que la toxicité des six ANEO devrait être atténuée par la présence de substances humiques et de solides en suspension dans l'environnement. Ainsi, nous appliquons à la VCT un facteur d'atténuation de la toxicité de 5. Nous estimons que la CESE des six ANEO est de 20,5 µg/L.

L'information sur leur utilisation industrielle dans les fluides pour l'usinage des métaux, les données recueillies indiquent que jusqu'à 10 000 kg d'ANEO pourraient être annuellement transférés vers des installations de traitement hors site, mais nous ne connaissons pas le nombre de jours pendant lesquels le transfert a lieu. Il est en outre possible que l'installation d'usinage des métaux produise d'autres déchets qui seraient mélangés avec le fluide d'usinage des métaux, ce qui diluerait davantage les ANEO lors de chaque transfert. Compte tenu des incertitudes affectant les données sur les fluides d'usinage des métaux, nous n'avons pas fait une estimation quantitative de la CEP pertinente à l'exposition à ces fluides.

À partir de la CESE estimée (20,5 µg/L) et la CEP associée aux formulateurs (8,45 µg/L) nous estimons à 0,41 le quotient de risque (CEP/CESE) du scénario décrivant la formulation de produits. Nous présentons au tableau 7-8 une série de quotients de risque pour les rejets dans l'environnement par les consommateurs, estimés à partir des différentes CEP obtenues à l'aide du modèle CRAM (2017).

L'estimation du quotient de risque associé aux rejets dans l'environnement découlant de la formulation de produits et des produits offerts aux consommateurs visés par les deux scénarios indique qu'aucun des six ANEO ne devrait susciter de préoccupations pour l'environnement (c'est-à-dire présenter un quotient de risque dépassant 1). Puisque nous avons estimé la CESE et la CEP à partir de valeurs prudentes, comme la

faible valeur critique de toxicité (VCT) et les volumes élevés, nous prévoyons que les quotients de risque surestiment le risque potentiel. Sur la base des informations disponibles, les six ANEO ne devraient pas globalement susciter de préoccupations environnementales.

7.7 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

Les six ANEO ont été considérés lors de la deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères. Ce processus de dépistage rapide a déterminé qu'il n'était pas nécessaire de faire une évaluation plus poussée des dangers pour la santé humaine occasionnés par les cinq ANEO (voir le tableau 7-9). On a déterminé que les cinq ANEO présentaient soit une faible possibilité d'exposition, soit un risque faible pour la santé humaine. Par conséquent, compte tenu des données disponibles, il est peu probable que l'exposition à ces substances constitue un risque pour la santé humaine.

Le classement des données sur les dangers et les profils d'exposition utilisés pour estimer les risques potentiels pour la santé humaine occasionnés par les cinq ANEO est présenté dans le rapport *Supporting documentation: Final Risk Matrix Location of Polymers* (Santé Canada 2017).

Tableau 7-9. Évaluations des effets des ANEO sur la santé humaine

NR CAS	Nom
68155-39-5	Alkyl(en C ₁₄ -C ₁₈)amines et alkyl(en C ₁₆ -C ₁₈ -insaturés)amines éthoxylées
68439-72-5	Alkyl(en C ₈ -C ₁₈)amines et alkyl(en C ₁₈ -insaturé)amines éthoxylées
61791-24-0	Alkyl(de soja)amines éthoxylées
28724-32-5	α,α' -{[(Méthyl octadécyl)iminio]diéthylène}bis[ω -hydroxypoly(oxyéthylène)], chlorure
68603-75-8	N-Alkyl(de suif)triméthylènediamines propoxylées

La *Deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères* (2017) conclut que l'exposition aux « alkyl(de suif)amines éthoxylées » (CAS RN 61791-26-2), désignés sous le nom de POEA, était élevée et posait un risque élevé pour la santé humaine, ce qui justifie une évaluation plus poussée des risques pour la santé humaine.

7.7.1 Évaluation de l'exposition à alkyl(de suif)amines éthoxylées (RN CAS 61791-26-2)

7.7.1.1 Exposition directe

On ne prévoit pas que la population générale soit directement exposée à la POEA lorsque l'industrie l'utilise pour la fabrication de matériaux d'emballage alimentaire, car la substance est emprisonnée dans une matrice solide dont elle ne pourra pas s'échapper en quantités importantes.

Dans le pire scénario, on estime que l'exposition globale des enfants à la POEA (la somme des contributions par voie alimentaire, des résidus de pesticides et des

utilisations professionnelles, des expositions peu fréquentes et de toutes les expositions accidentelles liées à des comportements occasionnels) se situait entre 26 µg/kg p.c./jour pour une exposition chronique, à 91 µg/kg p.c./jour pour une exposition aiguë. Chez les adultes, ces valeurs variaient de 32 µg/kg p.c./jour pour l'exposition chronique à 163 µg/kg p.c./jour pour l'exposition aiguë (Williams et coll. 2000).

L'exposition alimentaire aux résidus de la POEA dans les aliments ne devrait pas être importante si l'on suppose que les résidus sont produits en proportion de l'exposition aux résidus de pesticides actifs, selon la quantité relative de chacun dans la formulation (p. ex. deux parties de glyphosate pour une partie de POEA). À partir de ce rapport, on a estimé que l'ingestion théorique maximale quotidienne à la POEA devrait tomber entre 12 et 26 µg/kg p.c./jour pour la population américaine et pour les enfants (1 à 6 ans), respectivement (Williams et coll. 2000).

L'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (USEPA) a effectué une évaluation préalable de l'exposition aiguë par voie alimentaire à quatre des éthoxylates d'alkylamine (ANEO), dont la POEA. À partir des quantités maximales d'ANEO (ingrédients inertes comme les surfactants) ainsi que les niveaux de tolérance les plus élevés de résidus dans toutes les formes d'aliments (dont la viande, le lait, la volaille et les œufs), et les facteurs de transformation par défaut pour les aliments secs, on a estimé que les expositions alimentaires chroniques et aiguës aux ANEO chez la population américaine adulte étaient respectivement de 40 et 114 µg/kg p.c./jour. Chez les enfants de 1 à 2 ans (le sous-groupe le plus exposé), les valeurs publiées sont respectivement de 127 et 315 µg/kg p.c./jour (USEPA 2009). Il est raisonnable de penser que pour la POEA ces valeurs seraient proportionnellement inférieures (puisque plusieurs ANEO ont été examinées).

Les prévisions réalisées à l'aide de modèles d'absorptions cutanées de produits chimiques représentatifs des ANEO (comme la POEA) allaient de négligeables à 1,1 %, toutefois l'USEPA a envisagé un scénario prudent d'une absorption cutanée de 5 % pour les ANEO (USEPA 2009).

La concentration de POEA varie de < 1 % dans les pesticides à base de glyphosate prêts à l'emploi (comme Roundup®) à 21 % dans certains produits professionnels concentrés (Bradberry et coll. 2004).

La POEA figure sur la liste des produits de formulation de pesticides de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) (Santé Canada 2010a). Il est présent dans 176 produits antiparasitaires, dont des herbicides, des insecticides, des fongicides, des myxobactéricides et des agents de conservation (communication personnelle, ARLA au Bureau de contrôle et d'évaluation des substances nouvelles de Santé Canada, mai 2017, sans référence).

Selon l'Association canadienne des produits de consommation spécialisés (ACPCS), la POEA est présente dans huit produits offerts aux consommateurs (communication

personnelle de l'ACPCS au Bureau de contrôle et d'évaluation des substances nouvelles de Santé Canada, mai 2017, sans référence).

Selon les divulgations à Santé Canada faites en vertu du *Règlement sur les cosmétiques*, aucun produit cosmétique homologué ne contient de POEA (communication personnelle, courriels de la Direction de la sécurité des produits de consommation, Santé Canada, au Bureau de l'évaluation et du contrôle des substances nouvelles, Santé Canada, décembre 2016, sans référence).

La POEA ne figure pas sur les listes des ingrédients médicinaux ou non médicinaux de la BDIPSN, de la BDPSNH ou de la BDPP. Par conséquent, elle ne devrait pas être présente dans ces produits approuvés ou homologués au Canada (BDIPSN [modifiée 2019], BDPSNH [modifiée 2018], BDPP [modifiée 2017]).

Le Bureau de la qualité de l'eau et de l'air de Santé Canada a confirmé qu'il n'y avait pas de limite pour la POEA dans l'eau potable (communication personnelle, courriels du Bureau de la qualité de l'eau et de l'air de Santé Canada, mai 2017, sans référence).

L'exposition par inhalation devrait être négligeable en raison de la faible pression de vapeur de la POEA.

En résumé, aucune exposition par inhalation de la population générale à la POEA n'est prévue. L'exposition par voie cutanée est tenue pour être minime. Nous estimons que l'exposition par voie orale se situe entre 12 et 32 µg/kg p.c./jour chez les adultes, son maximum est de 26 µg/kg p.c./jour pour les enfants (1 à 6 ans) et elle n'est pas supérieure à 127 µg/kg p.c./jour pour les b (1 à 2 ans).

7.7.1.2 Exposition indirecte

On s'attend à ce que les surfactants se lient étroitement aux particules du sol et des sédiments et que la dégradation microbienne les élimine rapidement. L'exposition aiguë à la POEA dans l'eau potable a été estimée à $1,8 \times 10^{-2}$ µg/kg p.c. pour les adultes) et $5,5 \times 10^{-2}$ µg/kg p.c. (pour les enfants). Les expositions chroniques, calculées de la même manière, étaient de $1,0 \times 10^{-3}$ et $3,0 \times 10^{-3}$ µg/kg p.c./jour pour les adultes et les enfants, respectivement (Williams et coll. 2000).

L'USEPA a estimé que les concentrations aiguës des ANEO (comme la POEA) dans l'eau potable variaient de 0,001 à 41 µg/L. Les concentrations chroniques dans l'eau potable se situaient entre 0,0002 et 19 µg/L (USEPA 2009).

On s'attend à ce que la POEA soit non volatile, non persistante dans le sol et l'eau et immobile dans le sol et les sédiments. En raison de sa transformation rapide par les microbes et de sa forte adsorption aux particules du sol, il est peu probable qu'elle s'infiltre dans les eaux souterraines (Santé Canada 2015).

Une étude canadienne a montré qu'en conditions environnementales réelles, le rejet involontaire de POEA dans des systèmes aquatiques se traduira très probablement par des expositions courtes et ponctuelles. Celles-ci découlent de la répartition rapide (en moins de 24 h) de la POEA dans les sédiments et les particules en suspension où, probablement, elle restera fortement liée et sera peu biodisponible (Rodriguez 2015).

Pour résumer, l'exposition indirecte de la population générale à la POEA par l'intermédiaire des milieux naturels comme l'eau potable devrait être minimale (de l'ordre de ng/kg p.c.).

7.7.2 Évaluation des effets sur la santé

Les résultats de l'évaluation présentée dans le chapitre sur les résultats de l'évaluation préalable de *Deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères* suggéraient que la POEA devait faire l'objet d'une évaluation plus poussée en raison de sa toxicité potentielle pour les poumons. Or, la POEA ne contient aucun groupe fonctionnel réactif connu pour avoir des effets nocifs sur la santé humaine.

Dans les conditions normales d'utilisation, les polyalkoylates d'alkylamine ne présentent pas de toxicité aiguë par voie orale ou cutanée ou par inhalation, mais des études sur des animaux ont révélé une toxicité modérée. Ces substances, si elles sont concentrées, sont généralement corrosives et, à plus basse concentration, sont irritantes pour les yeux et la peau, et elles pourraient être des sensibilisants pour la peau. Il n'y a pas de preuves que les polyalkoylates d'alkylamine soient neurotoxiques, mutagènes ou clastogènes (EPA 2009).

Une FDS de la société Stepan nous informe que la POEA présente une toxicité orale aiguë modérée pour les rats de $DL_{50} > 1437$ mg/kg p.c. pour les mâles et 1316 mg/kg p.c. pour les femelles, ainsi qu'une toxicité cutanée modérée de $DL_{50} > 1260$ mg/kg p.c. pour les lapins. Elle devrait provoquer de graves brûlures cutanées et lésions oculaires, mais elle ne devrait pas être un sensibilisant de la peau. Le CIRC, ACGIH, le NTP ou l'OSHA ne la considèrent pas comme substance cancérigène. L'inhalation prolongée peut être nocive (FDS 2017d).

On a testé la toxicité aiguë de la POEA chez des rats Wistar (5/sexe) par inhalation nasale (4 h) seulement sous forme d'aérosol liquide à des concentrations de 0,27, 0,6, 2,3 et 5,7 mg/L. Un des 5 mâles et 3 femelles sur 5 sont morts à 0,27 mg/L, et 2 des 5 mâles et les 2 dernières des 5 femelles sont mortes à 0,6 mg/L. Les animaux survivants exposés à des concentrations de 2,3 ou 5,7 mg/L sont morts. L'examen histopathologique des deux femelles décédées peu après l'exposition a révélé diverses lésions pulmonaires, notamment la congestion pulmonaire, l'œdème alvéolaire et la bronchopneumonie multifocale suppurative (partiellement nécrotique). (BASF a fourni ce document le 18 avril 2013 à Environnement Canada en réponse à une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE.) La CL_{50} est fixée à 0,473 mg/L, ce qui indique une très forte toxicité par inhalation. Un rapport de l'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA 2015) signale une DSENO par inhalation de

1,66 mg/kg p.c./jour découlant d'une étude sur la toxicité par inhalation où le corps entier de rats a été exposé (6 h/jour, 5 j/sem).

Pendant un mois, de la POEA a été ajoutée à la diète de rats Sprague–Dawley à des concentrations of 0, 800, 2000 ou 5000 ppm. On a observé une baisse de l'accroissement du poids corporel chez les mâles à la concentration de 2000 ppm et chez les deux sexes à la dose la plus élevée. On a associé les agrégats lymphoïdes proéminents ou enflés dans le côlon des femelles exposées à la plus forte dose à une irritation directe ou effet inflammatoire du produit administré. Au cours d'une étude subséquente sur trois mois, on a administré de la POEA dans l'alimentation de rats à des concentrations de 0, 500, 1500 et 4500 ppm. On a observé chez les animaux du groupe ayant reçu la dose la plus élevée une irritation intestinale, une diminution de la consommation alimentaire et une diminution du gain de poids corporel, ainsi que des altérations des paramètres hématologiques et chimiques cliniques du sérum. On aussi noté l'irritation des intestins de certains animaux ayant reçu une dose de 1500 ppm. Par conséquent, Williams et coll. (2000) ont fixé une DSENO de 500 ppm dans l'alimentation (36 mg/kg p.c./jour, mâles et femelles combinés). Une autre étude subchronique de 90 jours chez le rat a produit une DSENO de 19,9 mg/kg p.c./jour chez les mâles et une DSENO de 24,1 mg/kg p.c./jour chez les femelles fondées sur les lésions histologiques de la muqueuse intestinale (EFSA 2015). On a administré quotidiennement de la POEA en gélules à des beagles pendant 14 semaines. À la suite de l'observation, à un stade préliminaire, d'intolérances gastro-intestinales (vomissements et diarrhée), on a diminué les doses au cours des quatre premières semaines de l'étude et on les a ensuite maintenues à 0, 30, 60 ou 90 mg/kg p.c./jour, pendant les dix dernières semaines de l'étude. Se fondant sur les résultats de chimie clinique de concentration sanguine plus basse de calcium et de protéines, l'EFSA (2015) a établi une DSENO de 21 mg/kg p.c./jour.

On a administré par gavage à des rates Sprague-Dawley gravides du 6^e au 15^e jour de gestation de la POEA à des doses de 0, 15, 100 ou 300 mg/kg p.c./jour. On a observé à la dose d'essai la plus élevée une importante toxicité maternelle, y compris la mortalité, tandis que des effets minimes sont survenus aux dosages moyens. Aucun effet n'a été observé chez les fœtus, quelle que soit la dose. Les DSENO pour la toxicité maternelle et la toxicité pour le développement ont respectivement été fixées à 15 et 300 mg/kg p.c./jour. La POEA tensioactive n'est ni tératogène ni toxique pour le développement pour le rat (Williams et coll. 2000).

7.7.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

Dans la présente évaluation, nous déterminons les risques posés par la substance pour la santé humaine en tenant compte à la fois du danger et des expositions directes et indirectes occasionnées par les utilisations courantes recensées par l'enquête à participation volontaire et l'enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE, et dans les bases de données gouvernementales.

La POEA présente une toxicité aiguë et subchronique modérée et une forte toxicité par inhalation chez l'animal. Toutefois, les effets sur la santé proviennent davantage des propriétés tensioactives de la substance qui causent des dommages aux membranes cellulaires plutôt qu'une toxicité systémique intrinsèque de la substance. La majorité des effets observés résultent d'une irritation du système gastro-intestinal. La POEA ne devrait pas être toxique pour le développement, car la toxicité pour la mère survient à des doses inférieures à celles observées pour la toxicité pour le développement. Bien que l'on ait obtenu une marge d'exposition faible inférieure à 118 pour l'exposition d'enfants de 1 à 2 ans par voie orale à partir de valeurs d'exposition chronique, la marge d'exposition est la somme de la toxicité de quatre substances, dont une seule est de la POEA. Puisque les proportions de chaque substance n'étaient pas disponibles, nous n'avons pu effectuer un calcul plus précis, mais nous pouvons logiquement prédire que la marge d'exposition pour la seule POEA serait supérieure.

Tableau 7-10. Caractérisation des risques posés par la POEA

Scénario d'exposition	Exposition estimée par événement	Niveau d'effet critique	Effet critique pour la santé (effet systémique)	Marge d'exposition
Orale, adultes	12 à 32 µg/kg p.c.	DSENO de 15 mg/kg p.c./jour	Intolérance gastro-intestinale	1250 à 469
Orale, enfants (1 à 2 ans)	< 127 µg/kg p.c.	DSENO de 15 mg/kg p.c./jour	Intolérance gastro-intestinale	> 118
Orale, enfants (1 à 6 ans)	26 µg/kg p.c.	DSENO de 15 mg/kg p.c./jour	Intolérance gastro-intestinale	577

La POEA présente une forte toxicité par inhalation découlant de ses propriétés tensioactives et de ses effets sur les alvéoles. Nous prévoyons que l'emploi de produits offerts aux consommateurs n'entraînera pas d'expositions par inhalation puisque la pression de vapeur de la POEA est négligeable et l'on ne prévoit pas que des produits commercialisés engendrent des aérosols. Ainsi, le risque pour la santé est faible.

Compte tenu des voies d'exposition des consommateurs ainsi que des risques modérés pour la santé associés à la POEA qui découlent des caractéristiques communes à tous les surfactants, nous avons déterminé sur la base des scénarios actuels d'exposition que le risque pour la santé humaine était faible.

8. Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

Les AES, AE, OPE et ANEO sont des surfactants de faible poids moléculaire. Il existe diverses incertitudes liées à l'évaluation écologique des AES, des EI, des OPE et des ANEO. On sait que certains NR CAS peuvent décrire des polymères dont le poids moléculaire moyen et la composition diffèrent et qui auront donc un éventail divers de propriétés physico-chimiques et de caractéristiques dangereuses. De plus, les scénarios d'exposition comportent des incertitudes, comme la quantité maximale qu'une installation de formulation pourrait utiliser en une année, les débits et la dilution des cours d'eau récepteurs et le facteur d'émission. Toutefois, étant donné les hypothèses prudentes formulées pour déterminer les potentiels de danger et d'exposition des quatre groupes de substances, les variations de poids moléculaire, de quantité ou d'autres facteurs ne devraient pas entraîner une variation importante des risques pour l'environnement.

9. Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine

Le degré de polymérisation, n , et le poids moléculaire des polymères (y compris ceux discutés ici) sont rarement caractérisés par des valeurs exactes, mais bien par une fourchette de valeurs. Puisque les propriétés physiques et chimiques varient (parfois beaucoup), on peut s'attendre à des comportements différents dans les milieux environnementaux et physiologiques.

Les polymères de ce groupe peuvent être synthétisés avec différents poids moléculaires. Les polymères de faible poids moléculaire peuvent avoir un profil de toxicité et un potentiel d'absorption différents de ceux des polymères de poids moléculaire plus élevé. On ne connaît pas toujours la taille des polymères utilisés pour chaque application, ce qui accroît l'incertitude de l'évaluation des risques.

Puisque dans un milieu aqueux, le paraformaldéhyde libère du formaldéhyde, il est difficile de séparer les effets toxicologiques du paraformaldéhyde de ceux du formaldéhyde.

Dans certaines situations, on peut calculer une valeur pour une voie d'exposition particulière, mais les données toxicologiques étaient insuffisantes pour calculer la marge d'exposition de l'exposition globale, ce qui laisse donc une certaine incertitude dans l'évaluation des risques.

10. Conclusions

À la lumière de toutes les preuves exposées dans la présente ébauche d'évaluation préalable, nous concluons que le risque de dommages à l'environnement occasionnés par le poly(propylène glycol), le paraformaldéhyde, les trois éthoxylates d'alcool, les huit éthoxylates d'octylphénol, les deux éthoxylates d'alkylamine et les six ANEO visés par l'évaluation est faible. Il est proposé de conclure que le poly(propylène glycol), le paraformaldéhyde, les trois éthoxylates d'alcool, les huit éthoxylates d'octylphénol, les deux éthoxylates d'alkylamine et les six ANEO visés par la présente évaluation ne satisfont pas aux critères des alinéas 64a) ou b) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir immédiatement ou à long terme un effet nocif sur l'environnement ou sa diversité biologique ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

À la lumière des renseignements présentés dans cette ébauche d'évaluation préalable, il est proposé de conclure que le poly(propylène glycol), le paraformaldéhyde, les trois éthoxylates d'alcool, les huit éthoxylates d'octylphénol, les deux éthoxylates d'alkylamine et les six ANEO ne satisfont pas aux critères 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 humaine.

Il est donc proposé de conclure que le poly(propylène glycol), le paraformaldéhyde, les trois éthoxylates d'alcool, les huit éthoxylates d'octylphénol, les deux éthoxylates d'alkylamine et les six ANEO examinés dans la présente évaluation ne répondent à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Références

[ACI] American Cleaning Institute. 2017. *Polypropylene glycol*. [Consulté le 9 mars 2018] (Disponible en anglais seulement.)

Acir I-H et Guenther K. 2018. « Endocrine-disrupting metabolites of alkylphenol ethoxylates – A critical review of analytical methods, environmental occurrences, toxicity, and regulation ». *Science of the Total Environment*. Vol. 635, p. 1530-1546. (Disponible en anglais seulement.)

[ACJ] Association canadienne du jouet. 2017, *Environment Canada Chemical List Guidelines- Part 1: Polymers*. [Consultée le 12 mars 2018] (Disponible en anglais seulement.)

Ahel M, Schaffner C et Giger W. 1996. « Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment – III. Occurrence and elimination of their persistent metabolites during infiltration of river water to groundwater ». *Water Research*, vol. 30, p. 37-46. (Disponible en anglais seulement.)

[AIHA] American Industrial Hygiene Association. 1980. « Workplace environmental exposure level guide: Polypropylene glycols ». *American Industrial Hygiene Association Journal*. Vol. 41 p. A53-5. (Disponible en anglais seulement.)

Al-Adham I, Haddadin R et Collier P. 2013. « Types of microbicidal and microbistatic agents », dans Adam P., Fraise A., Maillard J.-Y. et Sattar S.A. dir., *Russell, Hugo & Ayliffe's principles and practice of disinfection, preservation and sterilization*, 5^e éd., Blackwell Publishing Ltd. p. 5-70. (Disponible en anglais seulement.)

Andersen FA. 1994. « Final report on the safety assessment of propylene glycol and polypropylene glycols ». *J Am Coll Toxicol*. Vol. 13, no 6, p. 437-491. (Disponible en anglais seulement.)

Andersson M. 2012. *Acute toxicity to Daphnia Magna in river water - Investigating mitigation and bioavailability of pure cationic surfactants and mixtures with SPME*. Mémoire de maîtrise. Université de Gothenburg. Gothenburg (Suède). (Disponible en anglais seulement.)

Arslan OC et Parlak H. 2007. « Embryotoxic effects of nonylphenol and octylphenol in sea urchin *Arbacia lixula* ». *Ecotoxicology*. Vol. 16, p. 439-444. (Disponible en anglais seulement.)

Arslan OC, Parlak H, Oral R et Katalay S. 2007. « The effects of nonylphenol and octylphenol on embryonic development of sea urchin (*Paracentrotus lividus*) ». *Arch. Environ. Contam. Toxicol*. Vol. 53, p. 214-219. (Disponible en anglais seulement.)

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2007. *Case Studies in Environmental Medicine (CSEM) Ethylene Glycol and Propylene Glycol Toxicity*, p. 1-65. [Consulté le 9 mars 2018] (Disponible en anglais seulement.)

Ash I et Ash M. 2004. *Handbook of Preservatives*. Synapse Information Resources. USA. (Disponible en anglais seulement.)

Ball HA, Reinhard M et McCarty P. 1989. « Biotransformation of halogenated and nonhalogenated octylphenol polyethoxylate residues under aerobic and anaerobic conditions ». *Environ Sci Technol*, vol. 23, p. 951-961. (Disponible en anglais seulement.)

[BDIPSN] *Base de données sur les ingrédients de produits de santé naturels* [version du 4 avril 2019]. Ottawa (Ontario), Santé Canada. [Consultée en 2017].

[BDPP] *Base de données sur les produits pharmaceutiques* [Modifiée en 2017] Ottawa (Ontario), Santé Canada. [Consulté en 2017]

[BDPSNH] *Base de donnée des produits de santé naturels homologués* [base de données]. [version du 6 février 2018]. Ottawa (Ontario), Santé Canada. [Consultée le 26 octobre 2016]

Bélanger SE, Dorn PB, Toy R, Boeije G, Marshall SJ, Wind T, Van Compernelle R et Zeller D. 2006. « Aquatic Risk Assessment of Alcohol Ethoxylates in North America and Europe ». *Ecotoxicol. Environ. Saf.* Vol. 64, no 1, p. 85-99. (Disponible en anglais seulement.)

Benijts-Claus C et Persoone G. 1975. *The influence of the formulation of the herbicide paraquat on its toxicity for aquatic organisms*. Consulté le 16 janvier 2018. (Disponible en anglais seulement.)

[BIBRA] British Industrial Biological Research Association. 1990. *Toxicity profile: polyethylene glycol 400*. BIBRA International. Carshalton, Surrey (Royaume-Uni). (Disponible en anglais seulement.)

Bishop WE et Maki AW. 1980. « A critical comparison of two bioconcentration test methods ». dans Eaton J.G., Parrish P.R. et Hendricks A.C., dir. *Aquatic Toxicology, ASTM STP 707*. American Society for Testing and Materials. p. 61-77. (Disponible en anglais seulement.)

Black JG et Howes D. 1992. « Absorption, metabolism and excretion of anionic surfactants ». dans Gloxhuber C, Künstler K. dir. *Anionic surfactants. Biochemistry, toxicology, dermatology*, 2^e éd. Marcel Dekker Inc. p. 43-79. (Disponible en anglais seulement.)

Bradberry SM, Proudfoot AT. et Vale JA. 2004. « Glyphosate poisoning ». *Toxicol Rev.* Vol. 23, no 3, p. 159-167. (Disponible en anglais seulement.)

Brausch JM et Smith PN. 2006. « Toxicity of three polyethoxylated tallowamine surfactant formulations to laboratory and field collected fairy shrimp, *Thamnocephalus platyurus* ». *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* Vol. 52, p. 2170-221. (Disponible en anglais seulement.)

Brayfield A. dir. 2017. *Martindale; the complete drug reference* (en ligne) 2017, « Paraformaldehyde » (monographie), (Disponible en anglais seulement.)

Burdock GA. 1997 *Encyclopedia of Food and Color Additives*. Vol. 3. Boca raton (Floride), CRC Press. (Disponible en anglais seulement.)

Bureau européen des substances chimique. 2003. *Technical guidance document on risk assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances*. Luxembourg-Ville (Luxembourg), Bureau européen des substances chimique. (Disponible en anglais seulement.)

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

Canada, Ministère de l'Environnement. 2015. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certains polymères de la Liste intérieure*. Gazette du Canada, Partie I, vol. 146, n° 30, Supplément.

Canada, Ministère de l'Environnement. 2017. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis d'intention de développer un règlement concernant le formaldéhyde*. Gazette du Canada, Partie I, vol. 151, n° 11, p. 1202-1205.

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

Canada. 2005. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles (substances chimiques et polymères), C.P. 2005-1484, 31 août 2005, DORS/2005-247.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2002. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – Le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés*.

Chen Y, Geurts M, Sjollem SB Kramer NI, Hermens JLM et Droge STJ. 2014. « Acute toxicity of the cationic surfactant C₁₂-benzalkonium in different bioassays : How test design affects bioavailability and effect concentrations ». *Environ. Toxicol. Chem.* Vol. 33, no 3, p. 606-615. (Disponible en anglais seulement.)

[CIR] Cosmetic Ingredient Review. Jury d'experts. 2013. *Safety assessment of Alkyl PEG/PPG ethers as used in cosmetics*. p. 1-41. (Disponible en anglais seulement.) [Consulté le 9 mars 2018]

[CIR] Cosmetic Ingredient Review. Jury d'experts. 2015. *Safety assessment of PEGs cocamine and related ingredients as used in cosmetics*. p. 1-74. [Consulté le 12 mars 2018] (Disponible en anglais seulement.)

[CIRC] Centre international de recherche sur le cancer. 2012. Formaldehyde (monograph). [Consulté le 12 mars 2018] (Disponible en anglais seulement.)

[CIRC] Centre international de recherche sur le cancer. 2018. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. List of Classifications, volumes 1-121. (Disponible en anglais seulement.)

Comber MHI, de Wolf W, Cavalli L, van Egmond R, Steber J, Tattersfield L et Priston RA. 2003. « Assessment of bioconcentration and secondary poisoning of surfactants ». *Chemosphere*. Vol. 52, p. 23-32. (Disponible en anglais seulement.)

Cowan-Ellsberry C, Belanger S, Dorn P, Dyer S, McAvoy D, Sanderson H, Versteeg D, Ferrer D et Stanton K. 2014. « Environmental safety of the use of major surfactant classes in North America ». *Crit Rev Environ Sci Technol*. Vol. 44, p. 1893-1993 (Disponible en anglais seulement.)

[CRAM] *Consumer Release Aquatic Model*. 2017. Ver 2.8.1. Gatineau (Québec), Environnement et changement climatique Canada, Division des évaluations environnementales. Outil de modélisation à usage interne exclusivement. (Disponible en anglais seulement.)

[CSAH] Comité scientifique de l'alimentation humaine. 1986. Rapport du comité scientifique de l'alimentation humaine relatif à certains monomères et autres substances de départ à utiliser pour la fabrication de matériaux et objets en matière plastique destinés à entrer en contact avec des denrées alimentaires. Commission des Communautés européennes. Dix-septième série.

Deese RD, LeBlanc MR et Cook RL. 2016. « Surfactant toxicity to *Artemia Franciscana* and the influence of humic acid and chemical composition ». *Environ. Chem.* Vol. 13, no. 3, p. 507-516. (Disponible en anglais seulement.)

DOW Chemical Company 2015. *Product safety assessment: Octylphenol Ethoxylate Surfactants*. [Consulté le 23 octobre 2018] (Disponible en anglais seulement.)

DOW Chemical Company. 2014. *Product safety assessment: Polyglycol P series polymers*. (Disponible en anglais seulement.)

Duft M, Schulte-Oehlmann U, Weltje L, Tillmann M et Oehlmann J. 2003. « Stimulated embryo production as a parameter of estrogenic exposure via sediments in the freshwater mudsnail *Potamopyrgus antipodarum* ». *Aquat Toxicol* vol. 64, p. 437-449. (Disponible en anglais seulement.)

Dyer SD, Stanton DT, Lauth JR et Cherry DS. 2000. « Structure-activity relationships for acute and chronic toxicity of alcohol ether sulfates ». *Environl Toxicol Chem*. Vol 19, no 3, p. 608–616 (Disponible en anglais seulement.)

[ECCC et SC] Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada. [Modifié le 12 mars 2017]. Catégorisation. Ottawa (Ontario), Gouvernement du Canada. [Consulté le 12 mars 2018].

[ECCC et SC] Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada. 2018. *Deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères : Résultats de l'évaluation préalable*. Ottawa (Ontario), Gouvernement du Canada.

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2015. *Data collected from: Follow up on your submission for certain polymers under DSL IU2* (février 2015). Données préparées par ECCC, Santé Canada, programme des substances existantes. (Disponible en anglais seulement.)

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2016. Gatineau (Québec), ECCC. *Information on the decision taken at each step for the second phase of polymer rapid screening*. (Disponible en anglais seulement.)

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2018. *Supporting documentation: ecological exposure analysis of Poly(Alkoxylates/Ethers)*. Gatineau (Québec): ECCC. Renseignements colligés en soutien à l'évaluation préalable du groupe des poly(alkoxylates/éthers). (Disponible en anglais seulement.)

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2012. Member State Committee Support Document for Identification of 4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)phenol, ethoxylated. Helsinki (Finlande), ECHA. [Consulté le 1^{er} mars 2018] (Disponible en anglais seulement.)

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2018. Registration Dossier: Amines, N-tallow alkyltrimethylenedi-, propoxylated; CAS RN 68603-75-8. Helsinki (Finlande): ECHA. [version du 8 août 2017, consulté le 4 avril 2018]. (Disponible en anglais seulement.)

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. C2007-2017. Registered substances database: search results for CAS RN 25322-69-4. Helsinki (Finlande), ECHA. [version du 26 avril 2017; consulté le 12 mars 2018] (Disponible en anglais seulement.)

[E-FAST] *Exposure and Fate Assessment Screening Tool*. 2014, Washington (DC). Agence de protection de l'environnement des États-Unis. Office of Pollution Prevention and Toxics. (Disponible en anglais seulement.)

[EFSA] Autorité européenne de sécurité des aliments. 2011. « Scientific opinion on the evaluation of the substances currently on the list in the Annex to Commission Directive 96/3/EC as acceptable previous cargoes for edible fats and oils – Part I of III ». *EFSA J*. 9(12):2482. (Disponible en anglais seulement.)

[EFSA] Autorité européenne de sécurité des aliments. 2015. « Request for the evaluation of the toxicological assessment of the co-formulant POE-tallowamine ». *EFSA J.* Vol. 13, no 11, p. 4303. (Disponible en anglais seulement.)

Environnement Canada 2015. Évaluation nationale des données du Programme de suivi des effets sur l'environnement. [Consulté le 1^{er} mars 2018]

Environnement Canada et Santé Canada. [Version du 19 juin 2013]. Examen préalable rapide des substances peu préoccupantes pour l'environnement. Ottawa (Ontario), Gouvernement du Canada. [Consulté le 11 avril 2016].

Environnement Canada et Santé Canada. 2001. Liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation pour le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés. Ottawa (Ontario), Environnement Canada et Santé Canada. [Consulté le 1^{er} mars 2018]

Environnement Canada et Santé Canada. 2013. Liste des substances d'intérêt prioritaire : rapport d'évaluation : formaldéhyde. Ottawa (Ontario): Environnement Canada et Santé Canada. [Consulté le 12 mars 2018]

Environnement Canada. 2002. *Canadian environmental quality guidelines for nonylphenol and its ethoxylates. Scientific supporting document (water, sediment, and soil)*. Environnement Canada, Direction générale de la qualité de l'environnement, Bureau national des recommandations et normes, Ottawa (Ontario). (Disponible en anglais seulement.)

Environnement Canada. 2013. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement : Éthoxylates d'alcool*. Gatineau (Québec), Environnement Canada.

Environnement Canada. 2013a. *Alkylphenols in Canadian municipal wastewater and biosolids*. Ottawa (Ontario): Environnement Canada. Rapport non publié. (Disponible en anglais seulement.)

[EPI Suite] Estimation Program Interface Suite for Microsoft Windows [estimation model]. Env. 2000-2012. Ver. 4.11. Washington (DC). Agence de protection de l'environnement des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (New-York): Syracuse Research Corporation (Disponible en anglais seulement.)

[FCC] Food Chemical Codex. 2004. 5^e édition, *Polypropylene glycol (monograph)*. The National Academic Press. USA. (Disponible en anglais seulement.)

[FDS] Fiche de données de sécurité 2015. *Paraformaldehyde, EM grade*. Ted Palla, Inc. Redding (Californie) [Consulté le 15 juin 2017] (Disponible en anglais seulement.)

[FDS] Fiche de données de sécurité. 2015. *Paraformaldehyde prills, 91-97%*. Celanese, Irving (Texas) [Consulté le 2 mai 2017] (Disponible en anglais seulement.)

[FDS] Fiche de données de sécurité. 2015a. *Agnique® GPC*. USA BASF Co. (Disponible en anglais seulement.)

[FDS] Fiche de données de sécurité. 2015b. *SnoBol Thick Toilet Bowl Cleaner*. Michigan, USA. Armaly Brands. (Disponible en anglais seulement.)

[FDS] Fiche de données de sécurité. 2017a. *Poly(propylene glycol)*. Ontario, Canada: Sigma-Aldrich Co. [Consulté le 4 mai 2017] (Disponible en anglais seulement.)

[FDS] Fiche de données de sécurité. 2017b. *Poly(propylene glycol)*. Ohio, USA: American Polymer Standards Corporation. [Consulté le 2 mai 2017]
<http://www.ampolymer.com/SDS/PolypropyleneGlycolSDS.html> (Disponible en anglais seulement.)

[FDS] Fiche de données de sécurité. 2017c. *Paraformaldehyde*. USA. Carl-Roth Co. (Disponible en anglais seulement.)

[FDS] Fiche de données de sécurité. 2017d. *Toximul TA-5*. Stepan. Northfield IL, USA. [Consulté le 3 avril 2017] (Disponible en anglais seulement.)

Fernandez MR, Biosca JA, Torres D, Crosas B et Pares X. 1999. « A double residue substitution in the coenzyme-binding site accounts for the different kinetic properties between yeast and human formaldehyde dehydrogenases ». *J Biol Chem* vol. 274, no 53, p 37869-37875. (Disponible en anglais seulement.)

Field JA et Reed R. 1996. « Nonylphenol polyethoxy carboxylate metabolites of non-ionic surfactants in U.S. paper mill effluents, municipal sewage treatment plant effluents, and river waters ». *Environ Sci Technol*, vol. 30, p. 3544-3550. (Disponible en anglais seulement.)

Fiume MM, Bergfeld WF, Belsito DV, Hill RA, Klaassen CD, Liebler D, Marks JG Jr, Shank RC, Slaga TJ, Snyder PW et Andersen FA. 2012, « Safety assessment of propylene glycol, tripropylene glycol, and PPGs as used in cosmetics ». *Int J of Toxicol*, vol. 31 (suppl. 5) p. 245S-260S. (Disponible en anglais seulement.)

Franz A, Kronemayer H, Pfeiffer D, Pilz R, Reuss G, Disteldorf W, Gamer AO et Hilt A. 2016. « Formaldehyde », dans *Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry*. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co, p. 1-34.

Frazer CD, Osburn QW et Crisler RO. 1964. « Application of infrared spectroscopy to surfactant degradation studies ». *Journal of American Oil Chemists' Society*, vol. 41, p. 808-812. (Disponible en anglais seulement.)

Gagnon SG. 2000. « Polyethers, Propylene oxide polymers » dans *Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology*. Version en ligne. New York (New-York): John Wiley and Sons, Inc. [Consulté le 9 mars 2018] [accès limité] (Disponible en anglais seulement.)

Genovese G, Regueira M, Da Curiã RH, Ferriera MF, Varela ML et Lo Nostro FL. 2014. « Nonmonotonic response of vitellogenin and estrogen receptor α gene expression after octylphenol exposure of *Cichlasoma dimerus* (Perciformes, Cichlidae) ». *Aquat. Toxicol*, vol. 156, p. 30-40. (Disponible en anglais seulement.)

Gerberich HR et Seaman GC. 2013. « Formaldehyde » dans *Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology*. Version en ligne. New York (New-York): John Wiley and Sons, Inc. [Consulté le 9 mars 2018] <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/0471238961.0615181307051802.a01.pub3/full>. [accès limité] (Disponible en anglais seulement.)

Giesy JP, Dobson S et Solomon KR. 2000. « Ecotoxicological risk assessment for Roundup herbicide ». *Rev Environ Contam Toxicol*, vol. 167, p. 35-120. (Disponible en anglais seulement.)

Harris J et Daugulis AJ. 2015. « Biocompatibility of low molecular weight polymers for two-phase partitioning bioreactors ». *Biotechnol Bioeng*, vol. 112, no 12, p. 2450-2458. (Disponible en anglais seulement.)

[HERA] Human & Environmental Risk Assessment. 2004. *Human & Environmental Risk Assessment on Ingredients of European household cleaning products: Alcohol Ethoxysulphates (AES) Environmental Risk Assessment*. [Consulté le 26 septembre 2017.] (Disponible en anglais seulement.)

[HERA] Human & Environmental Risk Assessment. 2009. *Human & Environmental Risk Assessment on Ingredients of European household cleaning products: Alcohol Ethoxylates Version 2.0 Environmental Risk Assessment*. [Consulté le 1^{er} mars 2018] (Disponible en anglais seulement.)

Helander KG. 1999, « Formaldehyde prepared from paraformaldehyde is stable ». *Biotechn Histochem*. Vol. 75, no 1, p. 19-22. (Disponible en anglais seulement.)

Herzberger J, Niederer K, Pohlit H, Seiwert J, Worm M, Wurm FR et Frey H. 2016, « Polymerization of ethylene oxide, propylene oxide, and other alkylene oxides: Synthesis, novel polymer architectures, and bioconjugation ». *Chem Rev*. Vol. 116, p. 2170-2242. (Disponible en anglais seulement.)

Household Products Database depuis 1993, (Base de données) Bethesda (MD): US National Library of Medicine. [version de juin 2018, consultée le 4 octobre 2018]. (Disponible en anglais seulement.)

[HSDB] *Hazardous Substances Data Bank* (base de données) depuis 1983. Résultats d'une recherche sur le Polypropylène glycol. Bethesda (MD) National Library of Medicine (US) [Consultée le 5 avril 2017]. (Disponible en anglais seulement.)

[HSDB] *Hazardous substances data bank* (base de données). Depuis 1983. Résultats d'une recherche sur le paraformaldehyde, Bethesda (MD) National Library of Medicine (US) [Consultée le 2017-04-05] (Disponible en anglais seulement.)

Ishiguro M, Tan W et Koopal LK. 2007. « Binding of cationic surfactants to humic substances ». *Colloids and Surfaces: Physicochemical and Engineering Aspects*. Vol. 306, no 1-3, p. 29-39. (Disponible en anglais seulement.)

Ivanković T et Hrenović J. 2009. « Surfactants in the Environment ». *Arh Hig Rada Toksikol*. Vol. 61, p. 95-110. (Disponible en anglais seulement.)

[J-CHECK] Japan Chemicals Collaborative Knowledge Database. 2010. (Disponible en anglais seulement.) [Consulté le 1^{er} mars 2018.]

Jonkers N, Knepper TP et de Voogt P. 2001. « Aerobic biodegradation studies of nonylphenol ethoxylates in river water using liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry ». *Environ Sci Technol*. Vol. 35, no 2, p. 335-340. (Disponible en anglais seulement.)

Kiernan JA. 2000. « Formaldehyde, formalin, paraformaldehyde and glutaraldehyde: What they are and what they do ». *Microscopy Today*. Vol. 8, no 1, p. 8-13. (Disponible en anglais seulement.)

Kovarova J, Blahova J, Divisova L et Svobodova Z. 2013. « Alkylphenol ethoxylates and alkylphenols – update information on occurrence, fate and toxicity in aquatic environment ». *Pol J Vet Sci*. Vol 16, no 4, p. 763-772. (Disponible en anglais seulement.)

Larrañaga M, Lewis R Sr et Lewis R, dir. 2016. *Hawley's Condensed Chemical Dictionary*. 16^e éd. « Polypropylène glycol » (monographie). Wiley, New York (New-York). (Disponible en anglais seulement.)

Lee H-B et Peart TE. 1998. « Occurrence and elimination of nonylphenol ethoxylates and metabolites in municipal wastewater and effluents ». *Water Qual Res J Can*, vol. 33, p. 389-402. (Disponible en anglais seulement.)

Little AD. 1991. *Environmental and Human Safety of Major Surfactants: Volume 1. Anionic Surfactants. Part 2. Alcohol Ethoxy Sulfates*. Cambridge (MA): Arthur D Little Inc. 84. [Consulté le 27 septembre 2017] (Disponible en anglais seulement.)

Madsen T, Buchardt Boyd H, Nylén D, Rathmann Pedersen A, Petersen G.I et Simonsen F. 2001. *Environmental and Health Assessment of Substances in Household Detergents and Cosmetic Detergent Products*. Projet environnement no 615. Agence danoise de protection de l'environnement. (Disponible en anglais seulement.)

Mahgiubi SAM. 2011. *Effects of Octylphenol on sexual development and reproduction in Zebrafish*. Mémoire de licence. Université suédoise des sciences agricole. Suede. (Disponible en anglais seulement.)

[MAK] *The MAK Collection for Occupational Health and Safety* 2012. « Polypropylene glycol ». vol. 10, p. 271-285. (Disponible en anglais seulement.)

Matthijs E, Holt MS, Kiewiet A et Rijsz GBJ. 1999. « Environmental monitoring for linear alkyl benzene sulfonate, alcohol ethoxylate, alcohol ethoxy sulfate, alcohol sulfate and soap ». *Environ Toxicol Chem*, vol. 18, no 11, p. 2634-644. (Disponible en anglais seulement.)

McAvoy, DC, Dyer SD, Fendinger NJ, Eckhoff WS, Lawrence DL et Begley WM. 1998. « Removal of alcohol ethoxylates, alkyl ethoxylate sulfates, and linear alkylbenzene sulfonates in wastewater treatment ». *Environ. Toxicol. Chem.* Vol. 17, p. 1705-1711. (Disponible en anglais seulement.)

Melcer H, Klecka G, Monteith H et Staples C. 2007. *Wastewater Treatment of Alkylphenols and Their Ethoxylates: A State of the Science Review*, Water Environment Federation, 2007. (Disponible en anglais seulement.)

[Merck] Merck Index Online [database]. *Paraformaldehyde (monograph)*. Whitehouse Station (New-Jersey). (Disponible en anglais seulement.) [révisée en 2013, consultée le 12 mars 2018].

Moore LJ, Fuentes L, Rodgers JH Jr, Bowerman WW, Yarrow GK, Chao WY et Bridges WC Jr. 2012. « Relative toxicity of the components of the original formulation of Roundup to five North American anurans ». *Ecotoxicol Environ Saf*, vol. 78, p. 128-133 (Disponible en anglais seulement.)

Moore SB., Diehl RA., Barnhardt JM. et Avert GB. 1987. « Aquatic toxicities of textile surfactants ». *Waste Treatment*. Vol. 19, no 5. p. 29-32. (Disponible en anglais seulement.)

[NIOSH] National Institute for Occupational Safety and Health (États-Unis) *Occupational cancer – Carcinogen List*. (Consulté le 25 avril 2018). (Disponible en anglais seulement.)

[NTP] National Toxicology Program (US) 2010 *Report on carcinogens. Background Document for Formaldehyde*. Research Triangle Park (Caroline du Nord), US Department of Health and Human Services, National Toxicology Program. (Disponible en anglais seulement.)

[NTP] National Toxicology Program (US) 2016, *14th Report on carcinogens*. Research Triangle Park (Caroline du Nord): US Department of Health and Human Services, National Toxicology Program (Disponible en anglais seulement.)

[OCDE] Organisation pour la coopération et le développement économiques. 2001. *Chemicals Screening Information Dataset (SIDS) for High Volume Chemicals*. « UNEP publications on 1,2-Dihydroxypropane, Jan 23-26th, 2001 », Consulté le 23 août 2017). (Disponible en anglais seulement.)

[OCDE] Organisation pour la coopération et le développement économiques. 2012. *Emission scenario document on chemicals used in oil well production. ENV/JM/MONO(2012)7*. Environment Directorate, Joint Meeting of the Chemicals Committee and the Working Party on Chemicals, Pesticides and Biotechnology, 19 mars. (Disponible en anglais seulement.)

[OMS] Organisation mondiale de la santé. 2006. *Dermal Absorption*. [Consulté le 12 mars 2018] (Disponible en anglais seulement.)

Paulo AMS, Aydin R, Dimitrov MR, Vreeling H, Cavaleiro AJ, Garcia-Encina PA, Stams AJM et Plugge CM. 2017. « Sodium lauryl ether sulfate (SLES) degradation by nitrate-reducing bacteria ». *Appl Microbiol Biotechnol*. Vol. 101, p. 5163-5173. (Disponible en anglais seulement.)

Polymer-Search. 2017. *The internet search engine for rubber and plastics*. [Consulté le 12 mars 2018] (Disponible en anglais seulement.)

Porter KL, Olmstead AW, Kumsher D, Dennis WE, Sprando RL, Holcombe GW, Korte JJ, Lindberg-Livingston A et Degitz SJ. 2011. « Effects of 4-tert-octylphenol on *Xenopus tropicalis* in a long term exposure ». *Aquat Toxicol*, vol. 103, p. 159-169. (Disponible en anglais seulement.)

[RIVM] Netherlands National Institute of Public Health and Environmental Protection. 1995. *Environmental Risk Characterization of 4 Major Surfactants Used in the Netherlands*. [Consulté le 19 octobre 2017] (Disponible en anglais seulement.)

Robinson AC, Bergfeld WF, Belsito DV, Hill RA, Klaassen CD, Marks JG Jr, Shank RC, Slaga TJ, Snyder PW et Alan Andersen FA. 2010. « Final Report of the Amended Safety Assessment of Sodium Laureth Sulfate and Related Salts of Sulfated Ethoxylated Alcohols ». *Int J Toxicol*, vol. 29 supp. 3, p. 151s-161s. (Disponible en anglais seulement.)

Rodriguez-Gil JL. 2015. *Fate and effects of an alkylamine ethoxylate surfactant mixture in aquatic systems: Pulsed exposures, recovery capacity and the importance of sediment*. Thèse doctorale, Université de Guelph (Ontario), Canada. (Disponible en anglais seulement.)

Roepke TA, Snyder MJ et Cherr GN 2005. « Estradiol and endocrine disrupting compounds adversely affect development of sea urchin embryos at environmentally relevant concentrations ». *Aquat Toxicol*, vol. 71, p. 155-173. (Disponible en anglais seulement.)

[RU] Royaume-Uni. 2005. *Environmental Risk Evaluation Report: 4-tert-Octylphenol*. Bristol, Environmental Agency. ISBN: 1 84432 410 9 (Disponible en anglais seulement.)

Rumble J, dir. 2017. *CRC handbook of chemistry and physics*, 98^e éd., Boca Raton (Florida), CRC Press (Disponible en anglais seulement.)

Santé Canada. [Version du 14 décembre 2015]. *Liste critique des ingrédients de cosmétique : Liste des ingrédients dont l'usage est interdit dans les cosmétiques*. Ottawa (Ontario), Santé Canada, Direction de la sécurité des produits de consommation. [Consulté le 12 mars 2018]

Santé Canada. 2010a. *Liste des produits de formulation de l'ARLA*. Ottawa (Ontario), Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). SC Pub : 100461, N° de catalogue: H114-22/2010F. [Consulté le 12 mars 2018].

Santé Canada. 2010b. *Projet de décision de réévaluation - Formaldéhyde et paraformaldéhyde*. Ottawa (Ontario), Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). SC Pub. : 100263, N° de catalogue: H113-27/2010-10F. [Consulté le 12 mars 2018].

Santé Canada. 2015. *Projet de décision de réévaluation - Glyphosate*. Ottawa (Ontario), Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). Cat. No.: H113-27/2015-1E-PDF. [Consulté le 12 mars 2018].

Santé Canada. 2016. *Lignes directrices sur la qualité de l'air intérieur résidentiel : Formaldéhyde*. [Consulté le 12 mars 2018]. En ligne : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/lignes-directrices-qualite-air-interieur-residentiel-formaldehyde.html>.

Santé Canada. 2017. *Supporting documentation: Final Risk Matrix Location of Polymers*. Ottawa (Ontario): Santé Canada. Information en soutien à la deuxième phase d'évaluation rapide des polymères – Résultats de l'évaluation préalable. Disponible auprès de substances@ec.gc.ca. (Disponible en anglais seulement.)

Saputra F, Yen CH, Hsieh CY, Ou TY, Risjani Y, Cheah WK et Hu SY. 2016. « Toxicity effect of the environmental hormone 4-tert-octylphenol in Zebrafish (*Danio Rerio*) ». *J Marine Sci Res Dev*. Vol. 6, p. 1. (Disponible en anglais seulement.)

Scott JM et Jones MN. 2000. « The biodegradation of surfactants in the environment ». *Biochimica et Biophysica Acta*. Vol. 1508, p. 235-251. (Disponible en anglais seulement.)

Servizi JA., Gordon RW. et Martens DW. 1987. « Acute toxicity of Garlon 4 and Roundup Herbicides to salmon, daphnia, and trout ». *Bull. Environ. Contam. Toxicol*. Vol. 39. p. 15-22 (Disponible en anglais seulement.)

Shaffer CB, Carpenter CP, Critchfield FH, Nair JH III et Franke FR. 1951. « Toxicological study of some polypropylene (polyoxypropylene) glycols ». *AMA Arch Ind Hyg Occup Med*. Vol. 3, p. 448-453. (Disponible en anglais seulement.)

Shideman FE et Procita L. 1951. « Some pharmacological actions of polypropylene glycols of average molecular weight 400, 750, 1200 and 2000 ». *J Pharmacol Exp Ther*. Vol. 103, no. 4, p. 293-305. (Disponible en anglais seulement.)

Sibila MA, Garrido MC, Perales JA et Quiroga JM. 2008. « Ecotoxicity and biodegradability of an alkyl ethoxysulphate surfactant in coastal waters ». *Sci Total Environ*. Vol. 394, p. 265-274. (Disponible en anglais seulement.)

SimpleTreat [modèle d'élimination par les stations de traitement des eaux usées]. 2003. Ver. 3.1. Bilthoven (PB), Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) [Institut national de santé publique et d'environnement]. RIVM, Laboratory for Ecological Risk Assessment, Boîte postale 1, 3720 BA Bilthoven, Pays-Bas. (Disponible en anglais seulement.)

[SRC] Syracuse Research Corporation. 2017 [Consulté le 1er mars 2018] (Disponible en anglais seulement.)

Steber J et Berger H. 1995. « Biodegradability of anionic surfactants » dans Karsa DR et Potter MR, dir. *Biodegradability of surfactants*. Blackie Academic & Professional, London (RU).

Swisher RD. 1970. *Surfactant Biodegradation*. New York (New-York): Marcel Dekker, Inc. (Disponible en anglais seulement.)

Swisher RD. 1987. *Surfactant Biodegradation* (2^e édition, revue et augmentée). New York (New-York): Marcel Dekker, Inc. (Disponible en anglais seulement.)

Tadros T. 2012. « Surfactants », dans *Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology*. Version en ligne. New York (New-York): John Wiley and Sons, Inc. [Consulté le 26 septembre 2017] [accès limité] (Disponible en anglais seulement.)

Talmage SS. 1994. *Environmental and Human Safety of Major Surfactants, Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates*. Boca Raton (Floride), The Soap and Detergent Association, Lewis Publishers (Disponible en anglais seulement.)

Tolls J, Haller M, Labee E, Verweij M et Sijm DTHM. 2000. « Experimental determination of bioconcentration of the nonionic surfactant alcohol ethoxylate ». *Environ. Toxicol. Chem.* Vol. 19, p. 646-653. (Disponible en anglais seulement.)

Tolls J, Kloepper-Sams P et Sijm DTHM. 1994. « Surfactant bioconcentration -- a critical review ». *Chemosphere*. Vol. 29, p. 693-717. (Disponible en anglais seulement.)

Tush D et Meyer MT. 2016. « Polyoxyethylene tallow amine, a glyphosate formulation adjuvant: Soil adsorption characteristics, degradation profile, and occurrence on selected soils from agricultural fields in Iowa, Illinois, Indiana, Kansas, Mississippi, and Missouri ». *Environ Sci Technol.* Vol. 50, p. 5781-5789. (Disponible en anglais seulement.)

Urano K, Saito M et Murata C. 1984. « Adsorption of surfactants in sediments ». *Chemosphere*. Vol. 13, p. 293-300. (Disponible en anglais seulement.)

[USEPA] US Environmental Protection Agency. 1991. Locating and estimating air emissions from sources of formaldehyde. Carolina du Nord (États-Unis). EPA-450/4-91-012. [Consulté le 12 mars 2018] (Disponible en anglais seulement.)

[USEPA] US Environmental Protection Agency. 2004. Chemical hazard classification and labeling: Comparison of OPP requirements and the GHS. (États-Unis). [Consulté le 12 mars 2018] (Disponible en anglais seulement.)

[USEPA] US Environmental Protection Agency. 2008. Reregistration eligibility decision for formaldehyde and paraformaldehyde (Case 0556). EPA-739-R-08-004. National Service Center for Environmental Publications. Washington (DC) [États-Unis]. [Consulté le 12 mars 2018]. (Disponible en anglais seulement.)

[USEPA] US Environmental Protection Agency. 2009. Alkyl Amine Polyalkoxylates; Exemption from the requirement of a tolerance. 40 CFR Part 180, EPA-HQ-OPP-2008-0738. [Consulté le 12 mars 2018] (Disponible en anglais seulement.)

[USEPA] US Environmental Protection Agency. 2010. TSCA New Chemicals Program (NCP) Chemical Categories. Office of Pollution Prevention and Toxics. Agence de protection de l'environnement des États-Unis. Washington (DC) [Consulté le 12 mars 2018.] (Disponible en anglais seulement.)

Van Ginkel CG, Stroo CA et Kroon AGM. 1993. « Biodegradability of ethoxylated fatty amines: detoxification through a central fission of these surfactants ». *Sci Tot Environ*, vol. 134, supp. 1. p. 689-697. (Disponible en anglais seulement.)

Visek K. 2003. « Amines, Fatty » dans *Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*. Version en ligne. New York (NY): John Wiley and Sons, Inc. [Consulté le 19 janvier 2018]. [accès limité]. (Disponible en anglais seulement.)

Wakabayashi M, Kikuchi M, Sato A et Yoshida T. 1987. « Bioconcentration of alcohol ethoxylates in carp (*Cyprinus carpio*) ». *Ecotoxicol. Environ. Saf.* Vol. 13, p. 148-163. (Disponible en anglais seulement.)

Wan MT, Watts RG et Moul DJ. 1989. « Effects of different dilution water types on the acute toxicity to juvenile pacific salmonids and rainbow trout of glyphosate and its formulated products ». *Bull. Environ. Contam. Toxicol*, vol. 43. p. 378-385. (Disponible en anglais seulement.)

Warhurst AM. 1995 *An Environmental Assessment of Alkylphenol Ethoxylates and Alkylphenols*. Friends of Earth. Royaume-Uni. (Disponible en anglais seulement.)

West RJ, Davis JW, Pottenger LH, Banton MI et Hraham C. 2007. « Biodegradability relationship among propylene glycol substances in the organization for economic cooperation and development ready- and seawater biodegradability tests ». *Environ Toxicol Chem*, vol. 26, no 5, p. 862-871. (Disponible en anglais seulement.)

Williams GM, Kroes R et Munro IC. 2000. « Safety evaluation and risk assessment of the herbicide Roundup and its active ingredient, glyphosate, for humans ». *Regul Toxicol Pharmacol*, vol. 31, p. 117-165. (Disponible en anglais seulement.)

Annexe. Démarches d'évaluation utilisées pendant la deuxième phase de l'évaluation rapide des polymères

Nous décrivons dans cette annexe les démarches suivies lors de la *Deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères*. Les analyses approfondies ainsi que les résultats de la deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères pour chaque substance sont présentés aux chapitres 2 à 7.

Caractérisation des risques pour l'environnement posés par les PPG et le paraformaldéhyde

Les risques pour l'environnement posés par les PPG et le paraformaldéhyde ont été caractérisés en suivant la démarche décrite dans le rapport sur la *Deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères* (ECCC et SC 2018). Cette démarche comportait de multiples étapes portant sur différents facteurs associés au potentiel d'un polymère de causer des effets nocifs sur l'environnement. À chaque étape de l'évaluation préalable rapide, toute substance qui semblait poser un risque potentiel d'effets nocifs a été désignée comme nécessitant une évaluation plus poussée. Cette démarche qui se voulait pratique, protectrice de l'environnement et plutôt rapide, faisait largement appel aux données disponibles ou facilement accessibles. Nous la décrivons plus bas.

Le volet environnemental de la deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères comportait quatre grandes étapes pour désigner les polymères pour lesquels une évaluation approfondie de leur potentiel d'avoir des effets nocifs était justifiée. La première étape consistait à déterminer quels polymères étaient peu susceptibles d'être préoccupants sur le plan écologique, en se fondant sur les volumes minimaux importés ou fabriqués de la substance tel que déterminés par la phase 2 de la Mise à jour de l'inventaire de la *Liste intérieure des substances* (Canada 2012), une enquête volontaire (ECCC 2015) et une enquête obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). Il est improbable que les polymères dont le volume d'importation ou de fabrication est inférieur à 1000 kg/an puissent poser un problème pour l'environnement. Cela concorde avec le seuil de déclaration obligatoire de 1000 kg pour les polymères en vertu de l'article 7 du *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles (substances chimiques et polymères)* (Canada 2005).

La deuxième étape consistait à déterminer si l'extractibilité dans l'eau du polymère était probablement supérieure à 2 % en poids. Une extractibilité dépassant ce seuil indique une plus grande biodisponibilité du polymère pour les organismes aquatiques. Un potentiel accru d'exposition des organismes aquatiques peut accroître le risque pour l'environnement. Des recherches ont été faites sur l'extractibilité dans l'eau et l'hydrosolubilité dans les publications scientifiques, les fiches de données de sécurité (FDS) en ligne, la base interne de données sur les Substances nouvelles sur les polymères, les renseignements colligés lors d'une enquête à participation volontaire

(ECCC 2015) et d'une autre à participation obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). D'autres sources et bases de données fiables (p. ex. la boîte à outils QSAR ou la base de données sur les produits chimiques de l'ECHA) ont été interrogées.

La troisième étape du volet environnemental consistait à recenser les polymères possédant des groupes fonctionnels réactifs (GFR). Ceux-ci sont des groupes dotés de fonctions chimiques considérées être réactives et pouvant avoir des effets néfastes sur la communauté biologique. Ces groupes sont bien décrits à l'annexe 7 du *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles (substances chimiques et polymères)* (Canada 2005). Les polymères contenant des GFR pourraient susciter des préoccupations accrues pour l'environnement et nécessiter une évaluation préalable approfondie. Ces groupes sont notamment des fonctions cationiques ou potentiellement cationiques, les alcoxysilanes et les phénols non substitués en positions ortho ou para. Pour déterminer la présence de GFR, on a colligé de l'information sur la structure lors d'une enquête à participation volontaire (ECCC 2015) et d'une autre à participation obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). En ce qui concerne les polymères pour lesquels aucune structure représentative n'était disponible, les auteurs se sont inspirés pour les représentations structurales des renseignements disponibles sur des polymères similaires soient la base de données interne du Programme des substances nouvelles, la désignation CAS (Chemical Abstract Services) ou les connaissances professionnelles sur les mécanismes probables de polymérisation.

La dernière étape du volet sur les considérations écologiques consistait à estimer l'exposition environnementale à l'aide de scénarios de rejet dans l'environnement. Les auteurs ont étudié deux scénarios génériques d'exposition aquatique pour déterminer quelles seraient, à proximité du point de déversement, les difficultés potentielles causées par le rejet d'un polymère dans l'environnement. Ces scénarios consistaient notamment à comparer des estimations prudentes (c.-à-d. protectrices de l'environnement) de l'exposition dans les eaux réceptrices (concentrations environnementales prévues : CEP) avec un seuil d'effet (concentration estimée sans effet : CESE) de manière à évaluer si un polymère est susceptible d'être nocif dans le milieu aquatique local. Pour cette démarche, les auteurs ont utilisé les renseignements quantitatifs divulgués par chaque entreprise déclarante, colligés lors de la deuxième phase de la mise à jour de la *Liste intérieure des substances* (Canada 2012), ainsi que les volumes importés ou fabriqués déclarés en réponse à une enquête à participation volontaire (ECCC 2015) et à une autre à participation obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). La CESE en milieu aquatique pour chacun des scénarios a été calculée en divisant la valeur critique de toxicité (VCT) par un facteur d'évaluation (FE), comme suit :

$$\text{CESE en milieu aquatique (mg/L)} = \text{VCT} / \text{FE}$$

Les VCT proviennent de données empiriques ou modélisées (le cas échéant). Des données expérimentales sur l'écotoxicité ont été colligées dans le cadre de l'enquête à

participation volontaire, d'une enquête sur les polymères menée en vertu de l'article 71 de la LCPE, des publications scientifiques ainsi que des données déduites par lecture croisée sur les polymères qui ont été évaluées par le Programme des substances nouvelles. Si les scénarios indiquaient une faible probabilité d'effets nocifs pour les organismes aquatiques (un rapport CEP/CESE inférieur à 1), le polymère était jugé peu préoccupant pour l'environnement.

Il est admis que les conclusions tirées à la suite dans la deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères sont entachées d'incertitudes, y compris les variations causées par les activités commerciales. Toutefois, l'utilisation combinée d'un large éventail de sources de renseignements (sur le potentiel d'exposition et les préoccupations sur la dangerosité d'un polymère) et l'utilisation de scénarios d'exposition prudents accroissent la confiance dans la démarche globale lorsqu'elle indique qu'il est improbable qu'un polymère désigné comme ne nécessitant pas une évaluation plus poussée soit préoccupant.

Les renseignements sur la décision prise à chaque étape pour chacun des polymères sont présentés dans le rapport *Information on the Decision Taken at Each Step for Rapid Screening II of Polymers* (ECCC 2016).

Sur la base de l'information disponible, la deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères avait désigné les PPG et la POEA comme étant peu susceptibles d'être préjudiciables pour l'environnement.

Caractérisation des risques posés pour la santé humaine par les polyalkoxylates autres que la POEA

Les risques pour la santé humaine posés par les polyalkoxylates autres que la POEA ont été caractérisés à l'aide de la démarche décrite dans le chapitre « Résultats de l'évaluation préalable » du rapport *Deuxième phase du dépistage rapide des polymères* (ECCC et SC 2018). Ce processus consistait à déterminer l'emplacement de chaque polymère dans une matrice des risques pour la santé en attribuant à chaque substance un niveau faible, modéré ou élevé de préoccupation potentielle fondé sur ses profils de danger et d'exposition. La matrice comporte trois classes d'exposition, qui représentent des expositions potentielles croissantes de 1 à 3 et trois classes de potentiel de danger croissant (de A à C).

La première étape consistait à déterminer le degré d'exposition directe et indirecte de chaque polymère en fonction de son potentiel d'exposition humaine découlant de son profil d'emploi, des quantités importées, fabriquées ou utilisées et de son extractibilité dans l'eau. Pour déterminer si un polymère est utilisé ou présent dans un produit offert aux Canadiens, on a cherché et consulté de nombreuses autres sources d'information sur le produit ou sur son utilisation aux échelles canadienne et internationale.

La classe d'exposition la plus élevée (3) désigne les polymères pour lesquels l'exposition directe devrait être élevée en raison de leur présence dans des produits

offerts aux consommateurs qui seront consommés ou appliqués sur le corps, comme les produits de soins personnels. **La classe d'exposition intermédiaire (classe 2)** désigne les polymères susceptibles pour lesquels l'exposition directe ou indirecte devrait être modérée en raison de leur utilisation dans les produits ménagers qui ne seront ni consommés ni appliqués sur le corps, comme les produits de nettoyage ainsi que les peintures et les produits d'étanchéité à usage domestique. **La classe d'exposition la plus faible (1)** inclut les polymères pour lesquels l'exposition directe ou indirecte devrait être faible. Cette classe d'exposition inclut les polymères utilisés par le secteur industriel pour fabriquer des articles et qui sont souvent intégrés ou ont subi une réaction dans une matrice de polymère cuite ou durcie pendant le procédé industriel.

La deuxième étape consistait à déterminer le potentiel de danger de chaque polymère et sa classe de danger correspondante, selon qu'on y trouve des groupes fonctionnels réactifs (GFR) et d'après les données toxicologiques disponibles. La détermination de la classe de danger a été faite indépendamment de celle de l'exposition. **La classe de danger le plus élevé (C)** regroupe les polymères qui contiennent ou pourraient contenir des GFR ou des métaux préoccupants pour la santé humaine. Cette classe la plus élevée de danger inclut les polymères pour lesquels les données toxicologiques ou celles d'un polymère structurellement analogue indiquent, ou semblent indiquer, qu'il peut poser des risques pour la santé humaine. **La classe de danger moyen (classe B)** est celle des polymères qui ne contiennent pas de GFR ni de métaux préoccupants pour la santé humaine, mais qui peuvent présenter d'autres caractéristiques structurales, semblables à celles de l'éthane-1,2-diol, des amines aliphatiques ou aromatiques ou des anhydrides d'acide cis-butène-1,2-dioïque, qui peuvent avoir des effets sur la santé humaine. **La classe de danger le plus faible (classe A)** est celle des polymères qui ne contiennent ni GFR ni autres éléments structurels ou métaux suscitant des préoccupations pour la santé humaine et pour lesquels les données toxicologiques disponibles indiquent qu'ils sont peu préoccupants pour la santé humaine.

L'étape finale consistait à combiner les potentiels d'exposition et de danger pour déterminer le potentiel global de risque représenté par sa position dans la matrice des risques. Les polymères qui présentent un potentiel d'exposition modéré ou élevé et le potentiel de danger le plus élevé (cases 2C ou 3C) doivent subir une évaluation plus poussée visant à déterminer les risques qu'ils posent à la santé humaine.

Les polymères qui figurent dans les autres cases de la matrice de risques sont peu susceptibles d'avoir un effet nocif sur la santé humaine aux niveaux d'exposition actuels. Par conséquent, ces polymères ne seront pas soumis à une évaluation plus approfondie ayant trait à la santé humaine.

Il est admis que les conclusions de la démarche d'évaluation préalable rapide des polymères comportent des incertitudes, notamment sur les plans de la variabilité des activités commerciales et de l'information limitée sur la toxicité. Toutefois, la consultation de nombreuses sources de renseignements (sur l'exposition potentielle et

les risques préoccupants d'un polymère) et le recours à des scénarios d'exposition prudents rehausse la confiance que les polymères catégorisés par la démarche globale comme ne nécessitant pas une évaluation plus approfondie ne sont probablement pas préoccupants.

Santé Canada (2017) présente l'information sur laquelle est basée, à chaque étape, la prise de décisions sur les substances visées par la présente évaluation.

La deuxième phase de l'évaluation rapide des polymères, sur la base des renseignements disponibles, a révélé le potentiel d'expositions directe ou indirecte aux substances du groupe des polyalkoxylates, aux propylènes glycols, au paraformaldéhyde et aux éthoxylates d'alkylamine ou que ces substances pouvaient poser un risque pour la santé résultant de l'exposition. Sur la base des renseignements disponibles, il n'y a pas d'expositions directe ou indirecte aux substances du groupe des polyalkoxylates, aux sulfates d'éthoxylate alcool, aux éthoxylates alcools et aux xéthoxylates d'octylphénol ou que l'exposition à ces substances constitue un risque pour la santé. Il est donc peu probable que les polyalkoxylates (autres que la POEA) posent un risque pour la santé de la population générale.