



Évaluation préalable

Groupe des poly(amines)

Numéros de registre du Chemical Abstracts Service

25988-97-0

26062-79-3

26590-05-6

27967-29-9

42751-79-1

52722-38-0

68130-99-4

68134-56-5

69418-26-4

**Environnement et Changement climatique Canada
Santé Canada**

Août 2020

No de cat. : En14-419/2020F-PDF
ISBN 978-0-660-35573-3

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales est interdite, sauf avec la permission écrite de l'auteur. Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec l'informathèque d'Environnement et Changement climatique Canada au 1-800-668-6767 (au Canada seulement) ou 819-997-2800 ou par courriel à ec.enviroinfo.ec@canada.ca.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement et Changement climatique, 2020.

Also available in English

Sommaire

Conformément à l'article 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE], le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé ont procédé à l'évaluation préalable des neuf substances désignées collectivement sous le nom « groupe des poly(amines) ». Les substances de ce groupe figurent parmi celles qui ont été désignées comme devant être évaluées en priorité, car elles satisfont aux critères de catégorisation du paragraphe 73(1) de la LCPE. Leur numéro du Chemical Abstract Service¹ (n° CAS), leur nom sur la Liste intérieure des substances, et leurs sous-groupes figurent dans le tableau ci-dessous.

Substances du groupe des poly(amines)

| N° CAS | Nom sur la Liste intérieure des substances | Sous-groupe |
|------------|--|--------------|
| 26062-79-3 | Chlorure de diallyldiméthylammonium homopolymérisé | Poly(DADMAC) |
| 26590-05-6 | Chlorure de diallyldiméthylammonium polymérisé avec l'acrylamide | Poly(DADMAC) |
| 25988-97-0 | Diméthylamine polymérisée avec le (chlorométhyl)oxirane | Poly(EDMA) |
| 42751-79-1 | Éthane-1,2-diamine polymérisée avec le (chlorométhyl)oxirane et la diméthylamine | Poly(EDMA) |
| 52722-38-0 | Diméthylamine polymérisée avec l'ammoniac et le (chlorométhyl)oxirane | Poly(EDMA) |
| 69418-26-4 | Chlorure de 2-acryloyloxy- <i>N,N,N</i> -triméthyléthaniminium polymérisé avec l'acrylamide | Poly(ASPCA) |
| 68130-99-4 | Aziridine homopolymérisée éthoxylée | Poly(ASPCA) |
| 27967-29-9 | Urée polymérisée avec l'ammoniac et le formaldéhyde | Poly(ASPCA) |
| 68134-56-5 | Oxépan-2-one polymérisée avec le (chlorométhyl)oxirane, la <i>N</i> -(1,3-diméthylbutylidène)- <i>N'</i> -{2-[(1,3-diméthylbutylidène)amino]éthyl}éthane-1,2-diamine, le 2-(méthylamino)éthanol, le 4,4'-(isopropylidène)diphénol et le 2,2'-oxydiéthanol, acétate (sel) | Poly(ASPCA) |

¹ Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° 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 du Canada 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.

Ces neuf substances ont déjà été évaluées dans le cadre de la deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères, et on avait alors déterminé qu'elles ont un faible potentiel de nuire à la santé humaine, mais requièrent un examen plus poussé en raison de leurs effets nocifs potentiels sur l'environnement (ECCC, SC 2018). La présente évaluation résume l'approche appliquée au cours de la deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères pour caractériser le risque pour la santé humaine et examine plus en détail le potentiel de ces neuf substances de causer des dommages écologiques, afin de parvenir à une conclusion générale conformément à l'article 64 de la LCPE.

Les neuf poly(amines) ne sont pas présentes naturellement dans l'environnement. Au Canada, on signale qu'elles sont principalement utilisées comme coagulants et floculants pour le traitement de l'eau et des eaux usées, la production de pâtes et papiers et les applications dans les champs pétrolifères. De plus, des utilisations mineures des deux polymères poly(DADMAC) ont été déclarées pour les produits de soins personnels². Des utilisations mineures des polymères poly(ASPCA) dans des préparations de détergent liquide à lessive et à vaisselle ont également été déclarées pour le produit portant le n° CAS 68130-99-4, dans les peintures et revêtements automobiles pour le produit portant le n° CAS 68134-56-5, et les adhésifs et produits d'étanchéité pour le produit portant le n° CAS 27967-29-9. Des utilisations mineures pour les poly(DADMAC) (n°s CAS 26062-79-3 et 26590-05-6), les poly(EDMA) (n°s CAS 25988-97-0, 42751-79-1 et 52722-38-0) et le un poly(ASPCA) (n° CAS 69418-26-4) dans les matériaux d'emballage alimentaire ont également été déclarées.

Ces poly(amines) contiennent des groupes fonctionnels amines cationiques qui, en général, peuvent être associés à des effets nocifs pour les poissons, les invertébrés et les algues. Toutefois, l'évaluation a déterminé que les neuf poly(amines) devraient présenter une toxicité modérée à faible pour les organismes aquatiques, et une faible toxicité pour les organismes vivant dans les sédiments en milieu naturel, car ils forment rapidement des solides colloïdaux, qui ne devraient pas être biodisponibles. Compte tenu des profils d'emploi des neuf poly(amines) susmentionnés, les rejets de la forme non liée des substances devraient être faibles. Un degré élevé d'élimination pendant le traitement des eaux usées est également courant pour ces types de substances en raison de leur nature colloïdale. En cas de surdosage lorsque ces substances ajoutées aux eaux usées comme floculant, les résidus de polymère n'ayant pas réagi et qui atteignent le milieu aquatique ne devraient pas être biodisponibles, parce qu'ils forment rapidement et irréversiblement des solides colloïdaux (floc) avec des matières anioniques dans l'eau.

² Aux fins du présent document, un produit de soins personnels est défini comme un produit qui est généralement reconnu par le public comme pouvant être utilisé pour des soins personnels. Selon leur composition et la façon dont ils sont mis en marché, les produits de soins personnels peuvent appartenir à l'une des trois catégories suivantes, établies par la réglementation canadienne : les cosmétiques, les médicaments ou les produits de santé naturels.

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente évaluation préalable, y compris l'hypothèse selon laquelle on évite tout surdosage important dans les eaux traitées, le risque que les neuf poly(amines) causent des effets nocifs sur l'environnement est faible. Il est conclu que les neuf poly(amines) ne satisfont pas aux critères énoncés aux alinéas 64a) et b) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

Bien qu'il ait été établi que l'exposition humaine était élevée, on a conclu que le risque associé à ces polymères pour la santé humaine était faible. Par conséquent, compte tenu de la classification des risques effectuée au cours de la deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères, il est peu probable que l'exposition à ces substances présente un risque pour la santé humaine.

Compte tenu des renseignements présentés dans cette évaluation préalable, il est conclu que les neuf poly(amines) ne satisfont pas aux critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Par conséquent, il est conclu que les neuf poly(amines) ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Table des matières

| | |
|--|----|
| Sommaire..... | i |
| 1. Introduction..... | 1 |
| 2. Poly(DADMAC)..... | 2 |
| 2.1 Identité des substances..... | 2 |
| 2.2 Propriétés physiques et chimiques..... | 4 |
| 2.3 Sources et utilisations..... | 4 |
| 2.4 Rejets dans l'environnement..... | 5 |
| 2.5 Devenir et comportement dans l'environnement..... | 6 |
| 2.6 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement..... | 8 |
| 2.7 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine..... | 17 |
| 3. Poly(EDMA)..... | 17 |
| 3.1 Identité des substances..... | 17 |
| 3.2 Propriétés physiques et chimiques..... | 18 |
| 3.3 Sources et utilisations..... | 19 |
| 3.4 Rejets dans l'environnement..... | 20 |
| 3.5 Devenir et comportement dans l'environnement..... | 20 |
| 3.6 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement..... | 21 |
| 3.7 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine..... | 31 |
| 4. Poly(ASPCA)..... | 31 |
| 4.1 Identité des substances..... | 31 |
| 4.2 Propriétés physiques et chimiques..... | 34 |
| 4.3 Sources et utilisations..... | 34 |
| 4.4 Rejets dans l'environnement..... | 35 |
| 4.5 Devenir et comportement dans l'environnement..... | 36 |
| 4.6 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement..... | 37 |
| 4.7 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine..... | 43 |
| 5. Incertitudes associées à l'évaluation des risques pour l'environnement..... | 43 |
| 6. Conclusion..... | 44 |
| Références..... | 45 |
| Annexe A. Approche employée pour l'évaluation de la santé humaine lors de la phase 2 de l'évaluation préalable rapide des polymères..... | 50 |
| Annexe B. Calcul de la CESE pour les polymères poly(DADMAC)..... | 52 |
| Annexe C. Calcul de la CESE pour les polymères Poly(EDMA)..... | 54 |
| Annexe D. Calcul de la CESE pour les polymères Poly(ASPCA)..... | 56 |

Liste des tableaux

| | |
|---|-----------|
| Tableau 2-1. Propriétés physiques et chimiques des deux polymères poly(DADMAC) .. | 4 |
| Tableau 2-2. Résumé des données sur les quantités de polymères poly(DADMAC) fabriquées et importées au Canada en 2014 fournies dans le cadre d'une enquête à participation volontaire et d'une enquête à participation obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE | 5 |
| Tableau 2-3. Données sur la biodégradation des deux polymères poly(DADMAC) | 7 |
| Tableau 2-4. Données empiriques sur l'écotoxicité des deux polymères poly(DADMAC) | 9 |
| Tableau 2-5. Données d'écotoxicité disponibles pour des analogues des polymères poly(DADMAC) | 10 |
| Tableau 2-6. Toxicité aiguë et facteurs d'atténuation de la toxicité aiguë du poly(DADMAC) (n° CAS 26062-79-3) pour <i>Daphnia magna</i> et le tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>) en présence de solides en suspension et de matières organiques dissoutes (Cary et al. 1987) | 11 |
| Tableau 3-1. Propriétés physiques et chimiques des polymères poly(EDMA) | 19 |
| Tableau 3-2. Résumé des données sur les quantités de polymères poly(EDMA) fabriquées et importées au Canada en 2014 déclarées dans le cadre d'une enquête à participation volontaire et d'une enquête à participation obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE | 20 |
| Tableau 3-3. Données sur la biodégradation de deux polymères poly(EDMA) | 20 |
| Tableau 3-4. Données empiriques sur l'écotoxicité des trois polymères poly(EDMA)... | 23 |
| Tableau 3-5. Données d'écotoxicité disponibles pour des analogues des polymères poly(EDMA) | 25 |
| Tableau 3-6. Toxicité aiguë et facteurs d'atténuation de la toxicité aiguë du poly(EDMA) (n° CAS 25988-97-0) pour <i>Daphnia magna</i> et le tête-de-boule en présence de solides en suspension et de matières organiques dissoutes (Cary et al. 1987) | 27 |
| Tableau 4-1. Propriétés physiques et chimiques des polymères poly(ASPCA) | 34 |
| Tableau 4-2. Résumé des données sur les quantités de polymères poly(ASPCA) fabriqués, importés et utilisés au Canada durant l'année de déclaration 2014 | 35 |
| Tableau 4-3. Données sur la biodégradation pour l'un des polymères poly(ASPCA) ... | 36 |
| Tableau 4-4. Données empiriques sur l'écotoxicité de deux des quatre polymères poly(ASPCA) | 37 |
| Tableau 4-5. Données d'écotoxicité disponibles pour des analogues des polymères poly(ASPCA) | 38 |
| Tableau 4-6. Toxicité aiguë et facteurs d'atténuation de la toxicité du polymère poly(ASPCA) (n° CAS 69418-26-4) pour <i>Daphnia magna</i> et <i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule) en présence de solides en suspension et matières organiques dissoutes (Cary et al. 1987) | 39 |

Liste des figures

| | |
|---|----|
| Figure 2-1. Synthèse et structures représentatives des polymères poly(DADMAC) | 3 |
| Figure 3-1. Synthèse et structure représentative des polymères poly(EDMA) | 18 |
| Figure 4-1. Structures représentatives des quatre polymères poly(ASPCA) | 33 |

1. Introduction

Conformément à l'article 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE] (Canada 1999), le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé ont effectué l'évaluation préalable de neuf substances désignées collectivement sous le nom « groupe des poly(amines) » afin de déterminer si ces substances posent ou peuvent poser des risques pour l'environnement ou la santé humaine. Les substances de ce groupe ont été jugées prioritaires aux fins d'évaluation, car elles répondent aux critères de catégorisation énoncés au paragraphe 73(1) de la LCPE (ECCC, SC [modifié en 2017]).

Bien que les neuf substances examinées dans cette évaluation soient collectivement désignées sous le nom « groupe des poly(amines) », elles ont été divisées en sous-groupes aux fins de l'évaluation des risques : deux substances dans le sous-groupe poly(DADMAC), trois dans le sous-groupe poly(EDMA) et les quatre autres dans le sous-groupe poly(ASPCA). Un premier examen des propriétés physico-chimiques et des structures chimiques a révélé des similitudes qui justifient une approche de groupe pour la caractérisation de l'exposition, des dangers et des risques au sein de chaque sous-groupe. Par conséquent, leurs profils d'exposition et de danger ont été examinés collectivement aux fins de l'évaluation des risques.

Les substances examinées dans la présente évaluation ont déjà été évaluées selon une méthode d'évaluation préalable rapide. La méthode et les résultats sont présentés dans le document intitulé *Deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères : résultats de l'évaluation préalable* (publié le 7 avril 2018), qui a fait l'objet d'une période de consultation publique de 60 jours (ECCC, SC 2018). L'application de ces approches a permis de déterminer que ces neuf poly(amines) présentent un faible potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine. Cependant, il a été jugé nécessaire de procéder à une évaluation plus approfondie en raison de préoccupations potentielles pour l'environnement. Les résultats de l'approche d'évaluation préalable rapide pour la santé humaine sont résumés à l'annexe A de la présente évaluation préalable. Ces résultats, ainsi que tout autre renseignement pertinent devenu disponible après la publication du rapport sur la deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères, sont pris en compte pour formuler les conclusions tirées en vertu de l'article 64 de la LCPE dans la présente évaluation préalable.

Cette évaluation préalable tient compte de renseignements supplémentaires sur les propriétés chimiques, le devenir dans l'environnement, le danger, l'utilisation et l'exposition, y compris ceux soumis par les parties intéressées. Nous avons cherché des données pertinentes jusqu'en octobre 2017. Nous avons utilisé des données empiriques tirées d'études clés ainsi que des résultats de modélisations pour formuler nos conclusions. Quand ils étaient disponibles et pertinents, nous avons tenu compte de renseignements présentés dans des évaluations faites par d'autres autorités compétentes.

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 évaluation préalable qui inclut la contribution d'autres programmes de ces deux ministères. L'ébauche de cette évaluation préalable a été publiée le 10 novembre 2018, et a fait l'objet d'une période de consultation publique de 60 jours. Même si les commentaires externes ont été pris en compte, Santé Canada et Environnement et Changement climatique Canada assument l'entière responsabilité du contenu final et des conclusions de la présente évaluation préalable.

Cette évaluation préalable est axée sur des renseignements critiques permettant de déterminer si les substances satisfont aux critères de l'article 64 de la LCPE. Pour ce faire, nous avons étudié les données scientifiques et nous avons utilisé une approche basée sur le poids de la preuve et sur le principe de précaution³. Dans la présente évaluation, nous présentons les renseignements essentiels et les éléments sur lesquels repose la conclusion.

2. Poly(DADMAC)

2.1 Identité des substances

Deux substances, en l'occurrence le chlorure de diallyldiméthylammonium homopolymérisé (n° CAS 26062-79-3) et le chlorure de diallyldiméthylammonium polymérisé avec l'acrylamide (n° CAS 26590-05-6), ci-après dénommées « polymères poly(DADMAC) », sont représentées par les structures illustrées à la figure 2.1.

Le chlorure de diallyldiméthylammonium (DADMAC) est formé par la réaction de deux équivalents de chlorure d'allyle avec la diméthylamine. Les polymères poly(DADMAC) sont préparés par homopolymérisation de DADMAC [voie a], ou par réaction de DADMAC avec l'acrylamide [voie b] (Wandrey et Jaeger 1985; John et al. 2002; Abdollahi et al. 2013).

Les polymères poly(DADMAC) sont des polymères cationiques à haute densité de charge ayant une masse moléculaire moyenne en nombre (Mn) présumée supérieure à 10 000 Da et une faible teneur en oligomères (Bolto 1995, Bolto et Gregory 2007). La

³ La détermination de la conformité à l'un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE est basée sur une évaluation des risques pour l'environnement ou la santé humaine associés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, ces expositions découlent de la présence des substances notamment dans l'air ambiant, dont l'air intérieur, l'eau potable, les aliments et les produits de consommation. Une conclusion établie aux termes de la LCPE n'est pas pertinente pour une évaluation en fonction des critères de danger prévus au *Règlement sur les produits dangereux*, lequel fait partie du cadre réglementaire pour le Système d'information sur les matières dangereuses au travail et vise les produits dangereux destinés à être utilisés au travail, ni n'empêche une telle évaluation. De même, une conclusion basée sur les critères de l'article 64 de la LCPE n'empêche pas de prendre des mesures en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

valeur M_n se situe généralement dans la fourchette des centaines de milliers de daltons, et même jusqu'à un million pour certains produits (Canada 2015 ; ECCC 2015). Les polymères poly(DADMAC) et leurs semblables se présentent habituellement sous forme d'un concentré liquide ayant une teneur en solides comprise entre 10 % et 50 % (Canada 2015; ECCC 2015).

La composition des deux polymères poly(DADMAC) n'a pas été fournie avec les renseignements présentés en réponse à une enquête à participation volontaire (ECCC 2015) ni à une enquête à participation obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). Cependant, on sait que la composition varie selon les différentes applications. Par conséquent, les renseignements représentatifs provenant de diverses sources ont été pris en compte aux fins de la présente évaluation (Bolto et Gregory 2007; Cumming et al. 2011; Canada 2015; ECCC 2015).

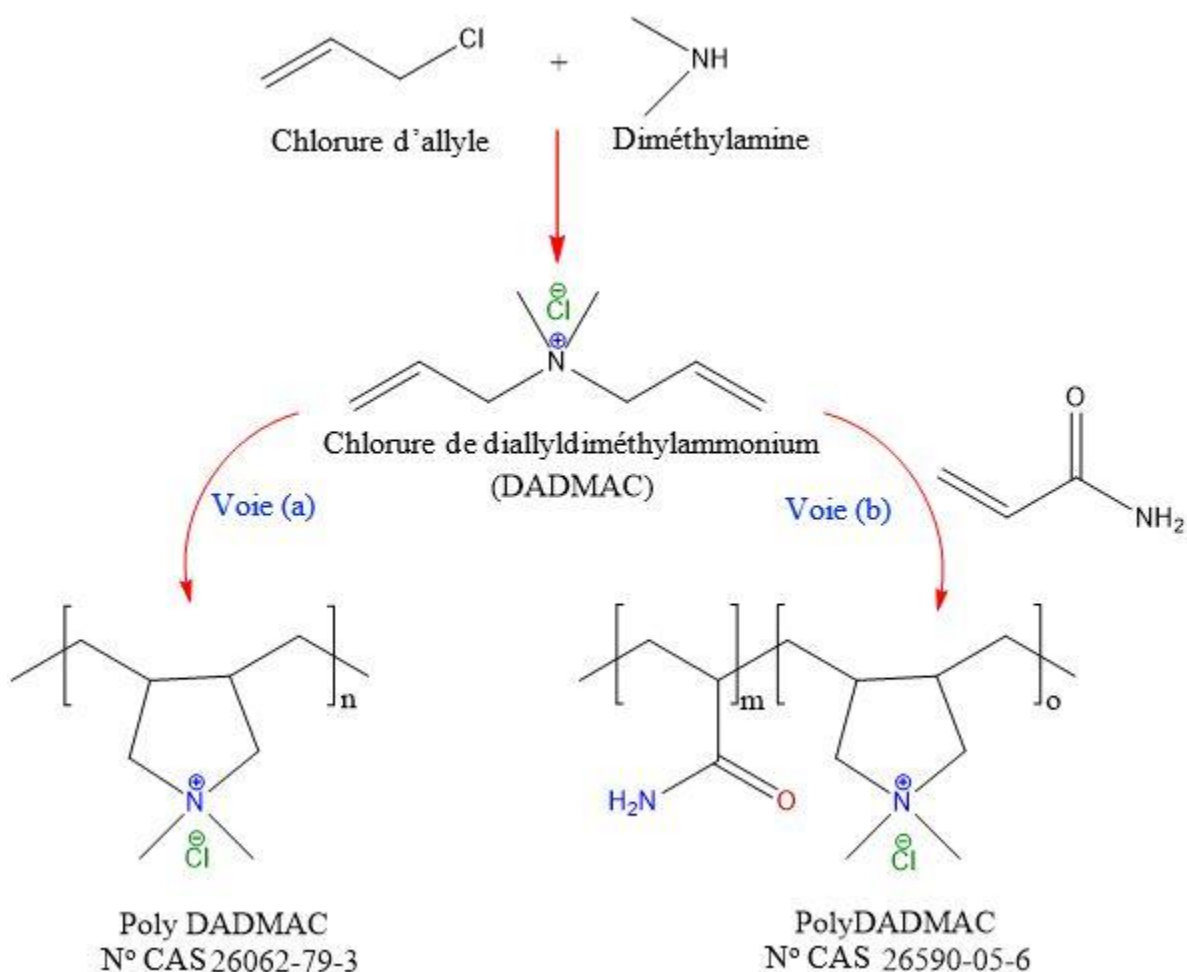


Figure 2-1. Synthèse et structures représentatives des polymères poly(DADMAC)

Le chlorure de diallyldiméthyl-ammonium (DADMAC) est formé par la réaction de deux équivalents du chlorure d'allyle avec la diméthylamine. Les deux polymères

poly(DADMAC) sont préparés par homopolymérisation du DADMAC [voie (a), n° CAS 26062-79-3], ou par réaction du DADMAC avec l'acrylamide [voie (b), n° CAS 26590-05-6].

2.2 Propriétés physiques et chimiques

Le tableau 2-1 présente les données physiques et chimiques des polymères poly(DADMAC).

Tableau 2-1. Propriétés physiques et chimiques des deux polymères poly(DADMAC)

| N° CAS correspondant | 26062-79-3 | 26590-05-6 | Références |
|---|------------|-------------------|--|
| Forme physique | Liquide | Liquide | Canada 2015, ECCC 2015 |
| Mn ^a (Da) | > 10 000 | > 10 000 | Canada 2015, ECCC 2015, Cumming et al. 2011, Bolto et Gregory 2007 |
| Poids % < 1 000 Da ^b | 0 | 0 | Canada 2015, ECCC 2015 |
| Poids % < 500 Da ^c | 0 | 0 | Canada 2015, ECCC 2015 |
| Masse volumique (g/cm ³) | 1,0 à 1,09 | 1,0 à 1,2 | Canada 2015, ECCC 2015 |
| Densité de charge (mol N ⁺ /1 000 g) | 6,21 | 4,30 ^d | Cary et al. 1987 |
| Solubilité dans l'eau (mg/L) | Soluble | Soluble | Canada 2015, ECCC 2015, Bolto et Gregory 2007, John et al. 2002 |

^a Masse moléculaire moyenne en nombre (Mn).

^b Constituants résiduels de masse moléculaire inférieure à 1 000 Da.

^c Constituants résiduels de masse moléculaire inférieure à 500 Da.

^d Valeur estimée d'après la structure représentative (figure 2-1), dans laquelle les paramètres *m* et *o* sont présumés avoir la valeur 1. On calcule la masse équivalente en amines en divisant la masse moléculaire de l'unité répétée par le nombre d'amines qui sont ou pourraient être chargées cationiquement. On calcule la densité de charge en divisant 1 000 g par la masse équivalente en amines. Pour le n° CAS 26590-05-6, l'équivalent en amine est de 232,75 g/mol, la masse moléculaire de l'unité répétée est de 232,75, avec une amine cationique.

Les propriétés physico-chimiques des polymères poly(DADMAC) n'ont pas été modélisées à l'aide d'un logiciel prédictif à l'aide d'un logiciel de modélisation QSAR (relations quantitatives structures-activité), car ils ont une masse moléculaire moyenne en nombre supérieure à 1 000 Da, ce qui est à l'extérieur de la plage de fiabilité des logiciels de modélisation.

2.3 Sources et utilisations

Les deux polymères poly(DADMAC) ne sont pas présents naturellement dans l'environnement. Ils ont été inclus dans une enquête à participation volontaire (ECCC 2015), ainsi que dans une enquête à participation obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). Le tableau 2-2 présente un résumé des quantités

fabriquées et importées totales déclarées de ces substances en 2014. Ces sources indiquent que ces polymères sont importés au Canada principalement pour être utilisés comme coagulants et floculants pour le traitement de l'eau, comme auxiliaires pour le traitement des eaux usées et dans les applications dans les champs pétrolifères.

Des utilisations ont également été déclarées dans les agents antistatiques, les agents filmogènes, les fixatifs capillaires et les revitalisants (produits de soins corporels personnels) pour la substance n° no CAS 26590-05-6.

Les polymères de poly(DADMAC) sont utilisés dans le traitement des eaux usées et de l'eau potable, et servent de coagulant pour clarifier l'eau (Bolto et al. 1999; Bolto et al. 2001; Bolto et Gregory 2007; John et al. 2002). Le poly(DADMAC) peut également être utilisé dans l'industrie comme coagulant à diverses étapes des procédés de fabrication du papier (Hubbe et al. 2003; Lofton et al. 2005; OECD 2009).

Tableau 2-2. Résumé des données sur les quantités de polymères poly(DADMAC) fabriquées et importées au Canada en 2014 fournies dans le cadre d'une enquête à participation volontaire et d'une enquête à participation obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE

| Substance | Quantité fabriquée totale a (kg) | Quantité importée totale a (kg) | Référence de l'enquête |
|------------|----------------------------------|---------------------------------|------------------------|
| 26062-79-3 | 0 | 1 à 10 | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 26590-05-6 | 0 | 1 à 10 | Canada 2015, ECCC 2015 |

^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 l'enquête à participation obligatoire pour ce qui est des inclusions et des exclusions particulières (annexes 2 et 3).

2.4 Rejets dans l'environnement

Les polymères poly(DADMAC) sont utilisés dans les procédés de purification de l'eau pour coaguler et flocculer les particules, ce qui facilite leur élimination de l'eau (Bolto et Gregory, 2007). Ils agissent comme coagulants en neutralisant les charges superficielles des particules (Liber et al., 2005). Les polymères poly(DADMAC) sont également employés comme floculants principalement pour la production d'eau potable et le traitement des boues d'eaux usées, ainsi que pour la réduction des charges de sédiments en suspension dans les effluents miniers. Par conséquent, ils sont conçus pour réagir avec le carbone organique dissous (COD) ou les solides en suspension dans l'eau pour former des complexes neutres insolubles (c.-à-d. des solides colloïdaux [floc]). Le floc se dépose ensuite hors de l'eau (Boethling et Nabholz 1997, Cumming 2007, 2008). En ce qui concerne l'utilisation des deux polymères poly(DADMAC) dans l'eau potable, le traitement des eaux usées et les applications dans les champs pétrolifères, s'ils sont utilisés correctement, les rejets devraient être négligeables, car ils forment rapidement et irréversiblement des solides colloïdaux (floc) avec la matière anionique et ils ne sont plus alors disponibles (Balto et Gregory 2007; Cumming 2007, 2008). Comme l'ont montré Wågberg (2000) et Hubbe (2006) dans leurs articles de

synthèse, les polymères à charge cationique élevée tels que les polymères poly(DADMAC) se lient fortement et de façon permanente en quelques secondes de contact, par sorption électrostatique, à un matériau anionique, y compris les surfaces cellulosiques. Par conséquent, les polymères à forte charge cationique devraient s'adsorber sur les particules anioniques et se déposer dans la colonne d'eau.

L'utilisation des polymères poly(DADMAC) dans les produits de soins personnels entraînera le rejet de ces substances dans les systèmes de traitement des eaux usées (STEU). Elles devraient s'adsorber sur les matières anioniques dans le réseau d'égouts avant d'atteindre le STEU et seront éliminées par les floccs. Cela pourrait augmenter la charge globale de polymères cationiques dans le STEU. Cependant, cette charge ne devrait pas être importante, car les quantités de polymères cationiques utilisées dans les produits de soins personnels sont nettement inférieures à celles qui sont utilisées dans les procédés de traitement de l'eau. De plus, les rejets de polymères poly(DADMAC) provenant de produits de soins personnels devraient se produire partout au Canada, et donc les quantités globales rejetées à un même endroit devraient être faibles. Aux fins de l'évaluation des polymères poly(DADMAC), seules les utilisations qui entraîneront les rejets les plus importants sont prises en compte.

2.5 Devenir et comportement dans l'environnement

2.5.1 Distribution dans l'environnement

Les deux polymères poly(DADMAC) sont des polymères cationiques solubles dans l'eau et d'une masse moléculaire supérieure à 10 000 Da. Au cours de leur utilisation industrielle, on s'attend à ce qu'ils soient principalement adsorbés sur les boues. S'ils sont rejetés dans l'environnement, les deux polymères poly(DADMAC) ne devraient pas se volatiliser dans l'air, en raison de leur masse moléculaire élevée et de leur faible pression de vapeur prévue. Compte tenu de leur forte nature cationique de ces polymères, on s'attend à ce qu'ils s'adsorbent rapidement et irréversiblement sur les matières anioniques en suspension dans les rivières ou les lacs et se déposent à l'extérieur de la colonne d'eau sur les sédiments (Balto et Gregory 2007; Cumming 2007, 2008).

S'ils sont libérés dans le sol, les polymères devraient s'adsorber fortement sur la matière du sol et avoir une mobilité limitée dans le sol en raison de la forte densité de charge cationique. La solubilisation des polymères dans l'eau interstitielle du sol devrait être limitée, car on s'attend à ce qu'ils se lient fortement aux particules du sol par interaction électrostatique. Ainsi, on s'attend à ce que les deux polymères poly(DADMAC) soient principalement retenus dans le sol et les sédiments.

2.5.2 Persistance dans l'environnement

Les données sur la biodégradation fournies lors de l'enquête à participation volontaire (ECCC, 2015) et de l'enquête à participation obligatoire (Canada, 2015) sont

présentées dans le tableau 2-3. Les résultats indiquent que les deux polymères poly(DADMAC) ne sont pas biodégradables.

Tableau 2-3. Données sur la biodégradation des deux polymères poly(DADMAC)

| N° CAS | Résultat | Méthode d'essai | Référence |
|------------|-----------------------------------|---|--------------------------|
| 26062-79-3 | Non facilement biodégradable | A.D. ^a | Canada 2015 ECCC 2015 |
| 26062-79-3 | Non intrinsèquement biodégradable | Essai 302 de l'OCDE Essai de biodégradabilité dite intrinsèque | SDS 2016 |
| 26590-05-6 | Non facilement biodégradable | A.D. ^a | Canada 2015 ECCC 2015 |

^a A.D. = Aucune déclarée.

Bien qu'il n'y ait pas d'information disponible pour évaluer le potentiel de biodégradation des deux polymères poly(DADMAC) dans les sédiments, on s'attend généralement à ce qu'elle soit plus lente que dans l'eau, où les conditions aérobies favorisent la biodégradation. Il est donc prévu que ces deux polymères auront une biodégradation limitée, voire nulle dans les sédiments.

On ne s'attend pas non plus à ce qu'il y ait une dégradation abiotique. Bien qu'on n'ait pas trouvé de renseignements sur l'hydrolyse des deux polymères poly(DADMAC), on s'attend à ce qu'ils soient stables sur le plan hydrolytique, car ils sont utilisés pour la coagulation, la floculation et dans d'autres produits dans lesquels ils seraient formulés avec de l'eau. Padhye et al. (2011) ont étudié les interactions de l'ozone avec les polymères poly(DADMAC) pendant le traitement de l'eau dans les services publics responsables de l'eau et des eaux usées. Les résultats de l'étude montrent que le contact avec l'ozone libère de la *N*-nitrosodiméthylamine, mais pas à des concentrations significatives.

Compte tenu des renseignements disponibles, les deux polymères poly(DADMAC) devraient être stables dans les compartiments sol, eau et sédiments.

2.5.3 Potentiel de bioaccumulation

Les deux polymères poly(DADMAC) sont des polymères à forte densité de charge cationique, et ils devraient s'adsorber fortement sur les surfaces anioniques, telles que les branchies des poissons, les cellules d'algues et les composés chargés négativement des particules organiques. Cela limitera l'absorption ainsi que le passage des polymères à travers les membranes biologiques, et le potentiel de bioaccumulation devrait être limité (Murgatroyd et al. 1996). De plus, les polymères poly(DADMAC) ont une valeur Mn supérieure à 10 000 Da (c.-à-d. ils ont de grandes dimensions moléculaires), et n'ont aucun pourcentage significatif de constituants de faible masse moléculaire. Cela réduira donc davantage le taux d'absorption à travers les membranes

biologiques, et devrait se traduire par un faible potentiel de bioconcentration (Murgatroyd et al. 1996; Arnot et al. 2009). Les sources alimentaires (p. ex., carbone organique avec des substances adsorbées) ne sont probablement pas non plus une voie d'absorption pour la bioaccumulation en raison de la transformation irréversible du polymère en une substance de masse moléculaire plus élevée qui n'est pas disponible pour les organismes. Il n'y avait pas de données disponibles sur les organismes vivant dans les sédiments et le sol. Toutefois, comme pour les organismes aquatiques, la bioaccumulation dans les organismes vivant dans les sédiments et les sols ne devrait pas être importante.

2.6 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

2.6.1 Évaluation des effets sur l'environnement

Les polymères poly(DADMAC) contiennent des groupes fonctionnels amines cationiques qui peuvent être associés à des effets nocifs pour les poissons, les invertébrés et les algues (Boethling et Nabholz 1997, US EPA 2010). Les données empiriques sur l'écotoxicité des deux polymères ont été communiquées en réponse aux enquêtes à participation volontaire et obligatoire dont on a précédemment fait mention (ECCC 2015, Canada 2015). Une quantité considérable de données empiriques sur l'écotoxicité de ces deux polymères étaient également disponibles dans la littérature (Cary et al. 1987; Cumming et al. 2008). Les données disponibles indiquent que les deux polymères poly(DADMAC) pourraient indiquer une écotoxicité élevée pour les algues et le poisson et une toxicité modérée à faible pour *Daphnia*. Des tendances similaires peuvent être observées à partir d'une compilation de données sur les polymères cationiques, publiée par Boethling et Nabholz (1997), et également à partir de données sur des polymères analogues présentant des degrés élevés de similarité structurale qui ont été soumis au Programme des substances nouvelles. Les données disponibles sur l'écotoxicité des deux polymères poly(DADMAC) et de divers analogues sont résumées dans les tableaux 2-4 et 2-5.

Tableau 2-4. Données empiriques sur l'écotoxicité des deux polymères poly(DADMAC)

| N° CAS | Organisme | Résultat (mg/L) ^a | Méthode d'essai | Référence |
|------------|--|-----------------------------------|--|--|
| 26062-79-3 | Algues (<i>Chlorella vulgaris</i>) | CE ₅₀ 72 h = 0,16 | A.D. ^b | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 26062-79-3 | Algues (<i>Chlorella vulgaris</i>) | CSEO 72 h = 0,065 | A.D. ^b | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 26590-05-6 | Daphnie (<i>Daphnia magna</i>) | CE ₅₀ 48 h = 10-100 | Essai 202 de l'OCDE (immobilisation aiguë sur Daphnia) | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 26062-79-3 | Daphnie (<i>Daphnia magna</i>) | CE ₅₀ 48 h = 0,2-100 | Essai 202 de l'OCDE (immobilisation aiguë sur Daphnia) | Canada 2015, Cary et al. 1987, ECCC 2015 |
| 26062-79-3 | Poissons (<i>Gambusia holbrooki</i>) | CL ₅₀ 96 h = 0,5 | Essai 203 de l'OCDE (toxicité aiguë pour le poisson) | Cumming et al. 2008 |
| 26062-79-3 | Poissons (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) | CL ₅₀ 96 h = 0,49 | A.D. ^b | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 26062-79-3 | Poissons (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) | CSEO 96 h = 0,37 | A.D. ^b | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 26062-79-3 | Poissons (<i>Pimephales promelas</i>) | CL ₅₀ 96 h = 0,46-1,65 | A.D. ^b | Canada 2015, Cary et al. 1987, ECCC 2015 |
| 26062-79-3 | Poissons (<i>Pimephales promelas</i>) | CSEO 96 h = 0,15* | A.D. ^b | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 26590-05-6 | Poissons (<i>Pimephales promelas</i>) | CL ₅₀ 96 h = 10-100 | Essai 203 de l'OCDE (toxicité aiguë pour le poisson) | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 26062-79-3 | Poissons (<i>Danio rerio</i>) | CL ₅₀ 96 h = 10-100 | Essai 203 de l'OCDE (toxicité aiguë pour le poisson) | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 26062-79-3 | Mysidacé | CL ₅₀ 48 h = 628,5 | A.D. ^b | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 26062-79-3 | Mysidacé | CSEO 48 h = 125 | A.D. ^b | Canada 2015, ECCC 2015 |

^a La CE₅₀ est la concentration entraînant un effet chez 50 % de la population; la CL₅₀ est la concentration létale chez 50 % de la population; la CI₅₀ est la concentration inhibant 50 % de la population; CSEO = concentration sans effet observé.

^b A.D. = Aucune déclarée.

* Ce paramètre a été choisi comme valeur critique de toxicité (VCT).

Tableau 2-5. Données d'écotoxicité disponibles pour des analogues des polymères poly(DADMAC)

| Organisme | Effet « A » | Résultat (mg/L) | Sources |
|-----------------------|-----------------------|------------------|---|
| Daphnie | CE ₅₀ 48 h | > 1 ^b | Notification au Programme des substances nouvelles (ECCC) |
| Poissons ^d | CL ₅₀ 96 h | < 1 ^b | Notification au Programme des substances nouvelles (ECCC) |
| Poissons ^e | CL ₅₀ 96 h | 0,15-1,18 | Boethling et Nabholz 1997 c |

^a La CE₅₀ est la concentration entraînant un effet chez 50 % de la population; la CL₅₀ est la concentration létale chez 50 % de la population; la CI₅₀ est la concentration inhibant 50 % de la population.

^b Analogues identifiés grâce au Programme des substances nouvelles. L'identité des substances est considérée comme des renseignements commerciaux confidentiels.

^c Les données de toxicité présentées par Boethling et Nabholz (1997) pour les polymères cationiques présentant diverses valeurs de teneur en azote aminé en pourcentage, de masse moléculaire, d'emplacement des cations et de type d'amine (tertiaire ou quaternaire). Les valeurs présentées concernent le polymère 46. Les espèces précises étudiées et leur structure moléculaire spécifique sont inconnues.

^d Trois espèces de poissons : truite arc-en-ciel (*O. mykiss*), poisson zèbre (*D. rerio*) et carpe (*C. carpio*).

^e Espèces de poissons inconnues.

Les polymères poly(DADMAC) ont des masses moléculaires moyennes en nombre élevées (> 10 000 Da) qui sont à l'extérieur de la plage pour laquelle les modèles QSAR sont généralement jugés fiables (< 1 000 Da). Par conséquent, l'écotoxicité n'a pas été modélisée.

On sait que l'écotoxicité des polymères polycationiques peut être atténuée par la présence de matières organiques dans l'environnement (Boethling et Nabholz 1997). Selon les auteurs, on sait que la toxicité s'abaisse lorsque les polycationiques réagissent avec le carbone organique ou les solides en suspension dans l'eau pour former des complexes neutres insolubles (c.-à-d. le floc). Ces auteurs et plusieurs autres ont donc proposé que les essais d'écotoxicité des polymères polycationiques dans lesquels on emploie de l'eau propre de laboratoire sans ajout de carbone organique pourraient ne pas être représentatifs de la biodisponibilité de ces substances en milieu naturel (Cary et al. 1987; Goodrich et al. 1991; Boethling et Nabholz 1997). Boethling et Nabholz (1997) ont rapporté que l'ajout d'environ 10 mg/L d'acide humique, dans les essais d'écotoxicité en laboratoire, simule les concentrations de carbone organique présentes dans l'environnement.

Cary et al. (1987) ont étudié les effets de l'exposition aiguë au poly(DADMAC) (no CAS 26062-79-3) sur le mené tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et le cladocère (*Daphnia magna*), avec 50 mg/L de solides en suspension (bentonite, illite, kaolin et silice) et 10 mg/L de composés de carbone organique dissous (acide humique, acides fulvique et tannique, lignine et lignosite). La bentonite et tous les composés de carbone organique dissous ont réduit la toxicité du polymère d'un à deux ordres de grandeur. Cary et al. (1987) ont présenté des facteurs d'atténuation, c'est-à-dire un facteur qui corrige la réduction prévue de la toxicité dans l'environnement en raison de la présence de matières organiques. Le facteur d'atténuation de la toxicité est le rapport entre l'écotoxicité d'une substance dans une eau de laboratoire propre et l'écotoxicité de cette même substance en présence d'acides humiques. Le tableau 2-6 résume les données de toxicité de cette étude.

Tableau 2-6. Toxicité aiguë et facteurs d'atténuation de la toxicité aiguë du poly(DADMAC) (n° CAS 26062-79-3) pour *Daphnia magna* et le tête-de-boule (*Pimephales promelas*) en présence de solides en suspension et de matières organiques dissoutes (Cary et al. 1987)

| Substrat | <i>Daphnia magna</i> (CE ₅₀ 48 h, mg/L) ^a | Facteur d'atténuation pour <i>Daphnia magna</i> ^b | <i>Pimephales promelas</i> (CL ₅₀ 96 h, mg/L) ^a | Facteur d'atténuation pour <i>Pimephales promelas</i> ^b |
|-----------------------------|---|--|---|--|
| Eau de laboratoire standard | 0,2 | S.O. | 0,46 | S.O. |
| Bentonite ^c | 7,1 | 36 | 6,5 | 14 |
| Illite ^c | 1,2 | 6,0 | 0,55 | 1,2 |
| Kaolin ^c | 1,1 | 5,5 | 0,40 | 0,87 |
| Silice ^c | 0,14 | 0,70 | 0,39 | 0,85 |
| Acide tannique ^d | 11,9 | 59 | 6,5 | 14 |
| Lignine ^d | > 15,4 | >77 | 3,7 | 8 |
| Acide humique ^d | 7,4 | 37 | 6,5 | 14 |
| Lignosite ^d | 7,9 | 39 | 3,7 | 8 |
| Acide fulvique ^d | 2,2 | 11 | 4,2 | 9 |

^a CE₅₀ et CL₅₀ aiguës statiques 48 h et 96 h, basées sur les concentrations nominales. La CE₅₀ est la concentration entraînant un effet chez 50 % de la population. La CL₅₀ est la concentration létale chez 50 % de la population

^b Facteur d'atténuation estimé en fonction de la toxicité, avec et sans substrat. Ce facteur reflète la réduction de la toxicité aiguë par rapport à une analyse avec de l'eau de laboratoire standard.

^c Essai effectué en présence de 50 mg/L de substrat.

^d Essai effectué en présence de 10 mg/L de substrat.

S.O. : sans objet.

On peut utiliser un facteur d'atténuation de la toxicité, établi par des essais d'écotoxicité, afin de corriger la réduction prévue de la toxicité dans l'environnement due à la présence de matières organiques (p. ex., acides humiques). Pour ce faire, on multiplie la valeur des critères d'effet écologiques déterminée avec de l'eau propre de laboratoire par le facteur d'atténuation prévu afin de la corriger pour tenir compte des effets réels prévus dans l'environnement. D'après les données d'atténuation présentées dans le Tableau 2-6, un facteur d'atténuation de 37 est appliqué à *Daphnia*, et un facteur de 14 est appliqué aux espèces de poissons. Comme il n'y a aucun facteur d'atténuation disponible pour l'algue en ce qui concerne l'écotoxicité des polymères poly(DADMAC), la valeur d'atténuation plus faible de 14, rapportée par Cary et al. (1987) pour le poisson, est jugée raisonnable comme pire scénario pour les algues. D'après les données de toxicité des tableaux 2-4, 2-5 et 2-6, les deux polymères poly(DADMAC) devraient présenter une faible toxicité pour les daphnies et une toxicité modérée pour les algues et les poissons, compte tenu d'un facteur d'atténuation de 37

pour les daphnies et d'un facteur d'atténuation de 14 pour les poissons et les algues (voir l'annexe B pour de plus amples détails).

Aucune donnée sur l'écotoxicité pour les sédiments ou les sols n'a été fournie pour les deux polymères poly(DADMAC), ni aucune donnée n'a été trouvée. Selon les informations sommaires rapportées par Boethling et Nabholz (1997), on s'attend à ce que les substances polycationiques hautement chargées s'adsorbent de manière irréversible sur les sédiments si elles sont rejetées dans les rivières ou les lacs. Cela réduirait considérablement la biodisponibilité de ces polymères. Dans les municipalités où les biosolides sont répandus sur les terres pour améliorer la qualité des sols, on s'attend à ce que les polymères polycationiques restent liés à ces sols et finissent par se dégrader à long terme. En raison de leur capacité à se lier fortement avec les matières colloïdales et en suspension chargées négativement, le potentiel de ruissellement depuis ces sols est faible.

Dans l'ensemble, les deux polymères poly(DADMAC) devraient présenter une toxicité modérée à faible pour les organismes aquatiques et faible pour les espèces vivant dans les sols et les sédiments en milieu naturel. D'après les données disponibles, le critère d'effet écotoxicologique atténué le plus faible signalé pour les polymères poly(DADMAC) (poissons : CSEO sur 96 h de 2,1 mg/L, ce qui correspond à une CSEO sur 96 h non atténuée de 0,15 mg/L multipliée par le facteur d'atténuation de 14) a été choisi comme valeur critique de toxicité (VCT) et sert à estimer la concentration estimée sans effet (CESE) en milieu aquatique.

On obtient la CESE pour les organismes aquatiques en divisant la VCT par un facteur d'évaluation (FE), à savoir :

$$CESE_{\text{aquatique}} \text{ (mg/L)} = VCT/FE$$

Un FE de 10 est sélectionné pour estimer la CESE en milieu aquatique. Le FE choisi vaut 5 pour l'extrapolation de la toxicité aiguë à la toxicité chronique, 1 pour la variation liée à la sensibilité des espèces et 2 pour le mode d'action des polymères cationiques. Compte tenu des données d'écotoxicité disponibles pour les deux polymères poly(DADMAC) (plus de 7 espèces, couvrant 3 catégories), un facteur de 1 a été choisi pour représenter la sensibilité des espèces et de 2 pour le mode d'action présumé non narcotique (p. ex., l'adsorption sur les branchies des poissons) pour les deux polymères poly(DADMAC). On obtient ainsi une CESE aquatique de 0,21 mg/L (voir l'annexe B pour de plus amples détails).

Une CESE n'a pas été calculée pour les espèces vivant dans le sol et les sédiments, car les polymères poly(DADMAC) sont censés avoir une faible biodisponibilité, ce qui se traduit par une faible toxicité pour ces espèces.

2.6.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement

Selon les données recueillies dans le cadre des enquêtes volontaires (ECCC 2015) et des enquêtes obligatoires (Canada 2015), les deux polymères poly(DADMAC) sont importés au Canada pour être utilisés comme coagulants et floculants dans le traitement de l'eau potable et des eaux usées et comme auxiliaire de traitement dans les applications pétrolières. Aucune fabrication de ces substances au Canada n'a été déclarée (Canada 2015, ECCC 2015).

Les trois principales utilisations des polymères poly(DADMAC) qui peuvent entraîner des rejets dans le milieu aquatique sont le traitement de l'eau potable, le traitement des eaux usées industrielles et le traitement des eaux usées.

Les rejets dans l'environnement des deux polymères poly(DADMAC) résultant de leur utilisation dans le secteur pétrolier pour des applications sur terre et en mer devraient être limités. Lors des applications dans les champs pétrolifères terrestres, l'eau de procédé n'est généralement pas acheminée à un STEU ni rejetée dans le milieu aquatique. L'injection pour la stimulation des puits et l'injection d'eau de procédé en puits profond sont les méthodes d'élimination les plus courantes en Amérique du Nord (OCDE 2012). Bien qu'on n'ait fourni aucune donnée concernant les utilisations en mer lors des enquêtes, les rejets en mer ne devraient pas entraîner de concentrations élevées des deux substances dans l'environnement en raison de leur forte dilution.

Trois scénarios d'exposition environnementale qualitative pour le traitement de l'eau potable, le traitement des eaux usées industrielles et le traitement des eaux usées sont décrits ci-dessous. Étant donné que ces substances ne sont pas fabriquées au Canada et que l'exposition environnementale liée aux applications dans le domaine pétrolier est limitée, ces scénarios d'exposition ne sont pas examinés plus avant.

Traitement de l'eau potable

L'eau potable découle du traitement et de la désinfection de l'eau d'une source d'approvisionnement, et ces deux derniers permettent d'éliminer et d'inactiver les organismes pathogènes, de retirer les matières organiques et de réduire les composés qui confèrent une odeur et un goût. Les polyamines à haute densité de charge cationique et de masse moléculaire faible à moyenne sont largement utilisées comme coagulants primaires pour le traitement de l'eau. Les polymères à charge positive neutralisent efficacement les particules en suspension chargées négativement (y compris les agents pathogènes), permettant une agglomération ultérieure. En tant que coagulant primaire ou coagulant auxiliaire pour la clarification de l'eau potable, les coagulants organiques cationiques peuvent réduire efficacement, voire dans certains cas, éliminer l'utilisation de doses de coagulants inorganiques classiques comme l'aluminium et les sels ferriques. Les polyamines génèrent des quantités de boue nettement plus faibles que les coagulants inorganiques classiques. La sélection du polyélectrolyte cationique approprié et ses doses d'application pour la clarification de l'eau potable dépend de nombreux facteurs. Parmi les principaux facteurs, mentionnons

la turbidité, l'acidité et la nature des matières organiques et des solides en suspension. Cary et al. (1987) ont fait état de taux de traitement types pour les approvisionnements en eau potable brute de 1 à 10 mg/L. On s'attend à ce que la plupart des polymères cationiques appliqués forment rapidement et irréversiblement un floc avec les impuretés naturelles présentes dans l'eau de source. Ces impuretés présentes dans l'eau de source peuvent être sous forme de matières organiques naturelles (MON) dissoutes et colloïdales, de sels dissous et de matières en suspension comme l'argile, la silice, les cellules microbiennes ou les algues (Bolto et Gregory 2007). Le floc se retrouve dans les boues recueillies après le processus de clarification de l'eau. Il est peu probable que des quantités importantes de polymères n'ayant pas réagi restent dans l'eau potable finale si le polyélectrolyte cationique est utilisé comme il est prescrit dans le mode d'emploi du produit. Les tentatives de mesurer les concentrations détectables de ces polymères après leur utilisation dans le traitement de l'eau ont été infructueuses (communication personnelle, téléconférence de la North American Polyelectrolyte Producers Association (NAPPA) et de la Division de l'évaluation écologique (DEE), Environnement et Changement climatique Canada (ECCC), 13 octobre 2017; sans référence). L'eau potable contenant d'éventuels résidus de polyélectrolytes finira dans un système de traitement des eaux usées (STEU) plus tard dans son cycle de vie (voir la section Traitement des eaux usées).

Traitement des eaux usées industrielles

Les polyamines cationiques peuvent être utilisées comme coagulants pour le traitement des eaux usées industrielles (Rout et al., 1999). Ils sont également largement employés par différentes industries pour la clarification primaire (p. ex., pour l'élimination de la couleur des eaux usées dans les usines de textile, les industries de transformation alimentaire, les industries de teinture) et pour l'épaississement et l'assèchement des boues industrielles. Cary et al. (1987) ont fait état de taux de traitement typiques de 10 à 100 mg/L pour les applications de clarification des eaux usées et de 100 à 1 000 mg/L pour les procédés de conditionnement et d'épaississement des boues. La NAPPA indique que ces substances se comportent différemment dans différents types d'eau ayant des teneurs différentes en solides ou en matières organiques (communication personnelle, courriel de la NAPPA à la Division de l'évaluation écologique, ECCC, 15 novembre 2017; sans référence). Aucune donnée quantitative sur les résidus potentiels de polymères n'ayant pas réagi dans les eaux usées industrielles n'a été trouvée. La majeure partie des effluents d'eaux usées industrielles est rejetée dans les STEU, où tout résidu de polymères n'ayant pas réagi sera éliminé par liaison avec les matières organiques dissoutes, les solides en suspension et autres matières colloïdales chargées négativement. Cependant, les eaux de procédé sans contact (p. ex., l'eau de refroidissement) pourraient être rejetées directement dans le milieu aquatique par les industries. Dans le cas où la dose d'application n'a pas été choisie correctement et qu'un surdosage de polymères peut se produire, des résidus de polymères n'ayant pas réagi peuvent demeurer dans les eaux de procédé sans contact. Selon la NAPPA (communication personnelle, courriel de la NAPPA à la Division de l'évaluation écologique, ECCC, 15 novembre 2017; sans référence), et les données fournies à ECCC en vertu du Programme des substances nouvelles, les eaux de procédé sans

contact ayant passé par des polymères polycationiques sont généralement recirculées de nombreuses fois avant d'être rejetées, et tout résidu potentiel de polymères sera lié à d'autres colloïdes chargés négativement qui sont ajoutés aux eaux sans contact pour le traitement (p. ex., les agents détartrés). Sinon, les résidus de polymère n'ayant pas réagi et qui atteignent le milieu aquatique ne devraient pas être biodisponibles, car ils forment rapidement et irréversiblement du floc avec les matières anioniques dans les eaux réceptrices.

Traitement des eaux usées

Les polyélectrolytes cationiques, solubles dans l'eau, sont largement utilisés dans les STEU principalement pour améliorer les processus d'épaississement et d'assèchement des boues. Les polyélectrolytes cationiques sont également utilisés comme flocculants dans les bassins de sédimentation primaire et secondaire. Flock et Rausch (1973) ont rapporté des concentrations de polyélectrolytes cationiques de 1 à 50 mg/L pour le traitement primaire classique et de 5 mg/L pour le bassin de sédimentation secondaire. Les polyélectrolytes cationiques offrent une plus grande souplesse, et peuvent améliorer considérablement l'efficacité globale d'élimination dans les bassins de sédimentation secondaire à de faibles doses. La NAPPA a indiqué que la clarification primaire est la principale application des neuf polyamines du groupe dans les STEU et a indiqué qu'une concentration d'utilisation maximale réaliste est de 5 mg de polymère actif par litre (communication personnelle, courriel de la NAPPA à la Division de l'évaluation écologique, ECCC, 15 novembre 2017; sans référence). Cary et al. (1987) ont fait état de taux de traitement typiques de 10 à 100 mg/L pour les applications de clarification des eaux usées et de 100 à 1 000 mg/L pour les procédés de conditionnement et d'épaississement des boues. On peut conclure que différentes doses d'application sont utilisées dans les stations de traitement des eaux usées. Le choix du polymère et de la dose dépendent des caractéristiques des eaux usées, y compris la teneur en solides en suspension et en matières organiques dissoutes. Dentel (2000) a analysé le devenir des polymères dans les installations de traitement des eaux usées d'après des mesures par résonance magnétique nucléaire du proton (RMN ¹H) effectuées au cours d'expériences en laboratoire sur des échantillons prélevés dans ces usines. Les résultats ont fourni des preuves solides que presque tous les polymères quittent l'installation de traitement avec les biosolides asséchés plutôt que dans l'effluent traité. L'évaluation par tableur de divers scénarios a montré que seuls les surdosages exceptionnels de polymères ou l'incapacité d'obtenir une récupération raisonnable des solides pourraient détourner une partie des polymères vers les circuits de recirculation (Dentel, 2000). Dans de tels cas, on ne s'attend pas à ce que les résidus de polymères n'ayant pas réagi soient biodisponibles, parce qu'ils forment rapidement et irréversiblement un floc avec des matières anioniques dans les STEU ou dans les eaux réceptrices (Balto et Gregory 2007; Cumming 2007, 2008). En résumé, l'utilisation de polymères d'amine polycationiques pour le traitement des eaux usées et des biosolides entraîne une combinaison des polymères avec des matières anioniques pour former un floc. Comme l'indiquent les données fournies à ECCC dans le cadre du Programme des substances nouvelles, il y a peu de risque que les rejets de polymères dans les effluents traités ou les biosolides aient des effets sur l'environnement.

2.6.3 Caractérisation des risques pour l'environnement

L'approche suivie dans la présente évaluation des risques pour l'environnement consistait à examiner les données disponibles et de formuler des conclusions en tenant compte du poids de la preuve. Le poids de la preuve examiné comprend des données sur les sources et le devenir des substances, leur persistance, leur bioaccumulation, les propriétés dangereuses pour l'environnement et le potentiel d'exposition de l'environnement.

Les deux polymères poly(DADMAC) sont principalement utilisés comme coagulants et floculants pour le traitement de l'eau et des eaux usées et comme auxiliaires de traitement dans les champs pétrolifères. Selon les données d'enquête, chaque substance a été importée au Canada en 2014 en quantités jusqu'à 10 millions de kg.

Les données sur la solubilité dans l'eau des deux polymères poly(DADMAC) indiquent qu'ils sont très hydrosolubles. Lorsqu'ils sont rejetés dans l'environnement, on ne s'attend pas à ce qu'ils se retrouvent dans l'air en raison de leur masse moléculaire élevée. De plus, on s'attend à ce que des quantités importantes s'adsorbent sur les matières organiques dissoutes et se déposent à la fois dans le système de traitement et dans l'environnement si des résidus sont rejetés.

En ce qui concerne la persistance à long terme de ces polymères, les données disponibles sur la biodégradation des deux polymères poly(DADMAC) indiquent qu'ils ne seront pas biodégradables dans l'environnement. D'autres renseignements sur leurs propriétés de transformation laissent croire que ces polymères ne sont pas hydrolysables. Cette propriété s'explique par l'absence de groupes facilement hydrolysables dans les deux structures polymères représentatives.

Toutes les données empiriques utilisées pour évaluer le potentiel de bioaccumulation corroborent le faible potentiel de bioaccumulation des deux polymères poly(DADMAC) pour les organismes aquatiques.

Selon leur profil de danger écologique, les deux polymères poly(DADMAC) sont en général faiblement toxiques pour les daphnies et modérément toxiques pour les algues et les poissons, compte tenu de l'atténuation par le carbone organique dissous (COD), qui réduit leur biodisponibilité.

Aucun polymère résiduel important ne devrait demeurer dans la colonne d'eau si les polymères ont été utilisés de façon appropriée comme floculant dans l'eau potable et pour le traitement des eaux usées municipales et industrielles. En cas de surdosage lorsqu'ils sont ajoutés comme floculants dans les eaux usées, les résidus de polymère n'ayant pas réagi et qui atteignent le milieu aquatique ne devraient pas être biodisponibles, parce qu'ils forment rapidement et irréversiblement un floc avec des matières anioniques dans l'eau. Comme on s'attend à ce que l'utilisation appropriée des deux polymères poly(DADMAC) entraîne des rejets négligeables dans les eaux de surface, une concentration estimée dans l'environnement (CEE) quantitative n'a pas été

calculée. Dans l'ensemble, on ne s'attend pas à ce que les deux polymères poly(DADMAC) suscitent des préoccupations à l'égard de l'environnement, compte tenu des renseignements disponibles et de l'hypothèse selon laquelle on évitera de trop surdoser les eaux à traiter.

2.7 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

La classification des données sur les dangers et les profils d'exposition utilisée pour établir les risques pour la santé humaine associés aux deux polymères poly(DADMAC) est présentée dans le document *Supporting Documentation: Final Risk Matrix Location of Polymers* (Santé Canada 2017).

Après avoir examiné les profils d'utilisation, on a conclu que l'exposition de la population générale était potentiellement élevée (voir l'annexe A). Cependant, le danger pour la santé humaine que posent les deux polymères poly(DADMAC) a été jugé faible. Par conséquent, compte tenu des données disponibles, il est peu probable que l'exposition à ces substances présente un risque pour la santé humaine (ECCC, SC 2018).

3. Poly(EDMA)

3.1 Identité des substances

Les trois substances diméthylamine polymérisée avec le (chlorométhyl)oxirane (n° CAS 25988-97-0); éthane-1,2-diamine polymérisée avec le (chlorométhyl)oxirane et la diméthylamine (n° CAS 42751-79-1) et diméthylamine polymérisée avec l'ammoniac et le (chlorométhyl)oxirane (n° CAS 52722-38-0), ci-après appelées « polymères poly(EDMA) », sont représentées par les structures illustrées à la figure 3.1.

L'épichlorohydrine-diméthylamine (EDMA) est formée par réaction de l'épichlorohydrine avec la diméthylamine. Les polymères poly(EDMA) sont préparés par opolymérisation de l'EDMA [voie a], par réaction de l'EDMA avec la 1,2-éthanediamine [voie b], ou par réaction de l'EDMA avec l'ammoniac [voie c] (Vorchheimer 1981, Balto 1995, Choi et al. 2001). Ces polymères sont généralement des mélanges d'isomères.

Les polymères poly(EDMA) sont des polymères cationiques à haute densité dont la masse moléculaire moyenne en nombre (Mn) est présumée supérieure à 10 000 Da et dont la teneur en oligomères est faible (Bolto et al. 1995). La valeur Mn est habituellement supérieure à 10 000 Da (Canada 2015; ECCC 2015). Les polymères poly(EDMA) et les polymères semblables sont couramment importés sous forme d'un concentré liquide ayant une teneur en solides comprise entre 10 % et 50 % (Canada 2015, ECCC 2015).

La composition des polymères poly(EDMA) n'a pas été fournie en réponse à l'enquête à participation volontaire (ECCC 2015) ou à une enquête à participation obligatoire

menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). Cependant, on sait que la composition varie selon l'application. Par conséquent, les renseignements représentatifs provenant de diverses sources ont été pris en compte aux fins de la présente évaluation.

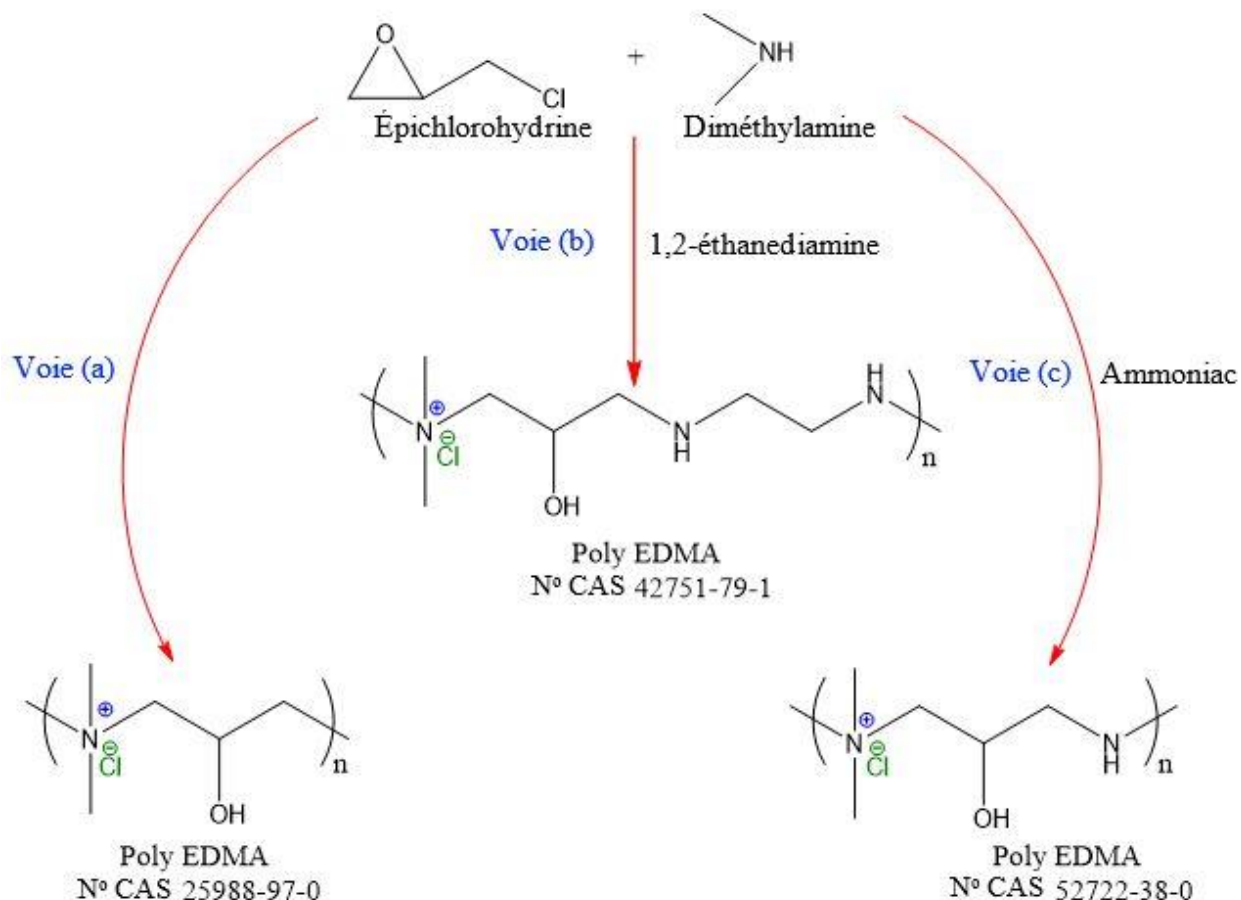


Figure 3-1. Synthèse et structure représentative des polymères poly(EDMA)

L'épichlorohydrine-diméthylamine (EDMA) est formée par réaction de l'épichlorohydrine avec la diméthylamine. Les trois polymères poly(EDMA) sont préparés par homopolymérisation de l'EDMA [voie a, n° CAS 25988-97-0], par réaction de l'EDMA avec la 1,2-éthanediamine [voie b, n° CAS 42751-79-1], ou par réaction de l'EDMA avec l'ammoniac [voie c, n° CAS 52722-38-0].

3.2 Propriétés physiques et chimiques

Le tableau 3-1 présente les propriétés physiques et chimiques connues du poly(EDMA).

Tableau 3-1. Propriétés physiques et chimiques des polymères poly(EDMA)

| N° CAS correspondant | 25988-97-0 | 42751-79-1 | 52722-38-0 | Références |
|---|------------|-------------------|-------------------|--|
| Forme physique | liquide | liquide | liquide | Canada 2015, ECCC 2015 |
| Mn ^a (Da) | > 10 000 | > 10 000 | > 10 000 | Canada 2015, ECCC 2015, Bolto 1995, Cary et al. 1987 |
| Poids % < 1 000 Da ^b | 0 | 0 | 0 | Canada 2015, ECCC 2015 |
| Poids % < 500 Da ^c | 0 | 0 | 0 | Canada 2015, ECCC 2015 |
| Masse volumique (g/cm ³) | 1,34 | 1,1 à 1,2 | 1,0 à 1,2 | Canada 2015, ECCC 2015 |
| Densité de charge (mol N ⁺ /1 000 g) | 7,3 | 15,3 ^e | 13,1 ^e | Cary et al. 1987 |
| Solubilité dans l'eau (mg/L) | soluble | soluble | soluble | Canada 2015, ECCC 2015, Bolto and Gregory 2007, John et al. 2002 |

^a Masse moléculaire moyenne en nombre (Mn).

^b Constituants résiduels de masse moléculaire inférieure à 1 000 Da.

^c Constituants résiduels de masse moléculaire inférieure à 500 Da.

^d Les structures représentatives données dans la figure 3-1 sont des représentations simplifiées des substances. Les valeurs sont estimées sur la base de la structure représentative linéaire. Les substances peuvent avoir des points de ramification, ce qui conduit à des structures non linéaires complexes. On calcule la masse équivalente en amines en divisant la masse moléculaire de l'unité répétée par le nombre d'amines qui sont ou pourraient être chargées cationiquement. On calcule la densité de charge en divisant 1 000 g par la masse équivalente en amines.

Les propriétés des polymères poly(EDMA) n'ont pas été modélisées à l'aide de modèles QSAR. On s'attend à ce qu'ils aient une masse moléculaire moyenne en nombre supérieure à 1 000 Da, ce qui est à l'extérieur de la plage de fiabilité des logiciels de modélisation.

3.3 Sources et utilisations

Les polymères poly(EDMA) ne sont pas présents naturellement dans l'environnement. Ils ont fait l'objet d'une enquête à participation volontaire (ECCC 2015) et d'une enquête à participation obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). Le tableau 3-2 présente un résumé des quantités fabriquées et importées totales déclarées pour ces substances pour l'année de déclaration 2014. Ces sources indiquent que ces polymères sont importés au Canada pour être principalement utilisés comme coagulants et floculants dans le traitement de l'eau, et comme auxiliaires pour le traitement des eaux usées, l'extraction du pétrole et du gaz naturel et dans l'industrie des pâtes et papiers.

Tableau 3-2. Résumé des données sur les quantités de polymères poly(EDMA) fabriquées et importées au Canada en 2014 déclarées dans le cadre d'une enquête à participation volontaire et d'une enquête à participation obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE

| Substance | Quantité fabriquée totale a (kg) | Quantité importée totale a (kg) | Référence |
|------------|----------------------------------|---------------------------------|------------------------|
| 25988-97-0 | 0 | 1 à 10 | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 42751-79-1 | 0 | 1 à 10 | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 52722-38-0 | 0 | 0.1 à 1 | Canada 2015, ECCC 2015 |

^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 l'enquête à participation obligatoire pour ce qui est des inclusions et des exclusions particulières (annexes 2 et 3).

3.4 Rejets dans l'environnement

Comme les polymères poly(DADMAC), les polymères poly(EDMA) ont une charge cationique élevée et sont également utilisés dans les procédés de traitement de l'eau, où on prévoit qu'ils se lient de manière irréversible aux matières organiques naturelles et à d'autres matières en suspension pour former un floc et ainsi devenir indisponibles. Par conséquent, dans des conditions normales d'exploitation, on ne prévoit pas de rejets de poly(EDMA).

3.5 Devenir et comportement dans l'environnement

3.5.1 Distribution dans l'environnement

Les trois polymères poly(EDMA) sont des polymères cationiques hydrosolubles, avec des masses moléculaires supérieures à 10 000 Da. Tout comme les polymères poly(DADMAC), les polymères poly(EDMA) devraient être principalement adsorbés sur les boues et on s'attend à ce qu'ils soient surtout retenus dans le sol et les sédiments.

3.5.2 Persistance dans l'environnement

Les données sur la biodégradation sont résumées dans le tableau 3-3.

Tableau 3-3. Données sur la biodégradation de deux polymères poly(EDMA)

| N° CAS | Résultat | Méthode d'essai | Référence |
|------------|--|-----------------------------------|------------------------|
| 25988-97-0 | Non biodégradable | A.D. ^a | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 42751-79-1 | < 70 % de dégradation en 28 jours ^b | Essai 301B de l'OCDE ^a | Canada 2015, ECCC 2015 |

^a A.D. = Aucune déclarée.

^b Évolution du CO₂ (test de Sturm modifié) pour une formulation.

Les données sur la biodégradation des polymères poly(EDMA) indiquent qu'ils ne sont pas facilement biodégradables.

Bien qu'il n'y ait pas de renseignements disponibles pour évaluer le potentiel de biodégradation des trois polymères poly(EDMA) dans les sédiments, on s'attend généralement à ce qu'elle soit plus lente que dans le sol ou dans l'eau, où les conditions aérobies favorisent la biodégradation. On s'attend donc à ce que ces trois polymères aient une biodégradation plus faible dans les sédiments.

On a trouvé des données sur l'hydrolyse des trois polymères poly(EDMA). Toutefois, comme ils sont utilisés pour la coagulation, la floculation et dans d'autres produits où ils seraient formulés avec de l'eau, on peut donc s'attendre à ce qu'ils présentent une stabilité hydrolytique.

Compte tenu des renseignements disponibles et des similarités structurales entre les trois polymères poly(EDMA), ils devraient être stables dans le sol, l'eau et les sédiments.

3.5.3 Potentiel de bioaccumulation

Les trois polymères poly(EDMA) ont une forte densité de charge cationique (7,3-15,3), une valeur Mn supérieure à 10 000 Da (c.-à-d. ils ont de grandes dimensions moléculaires) et n'ont aucun pourcentage important de constituants de faible masse moléculaire. Dans l'ensemble, la bioaccumulation devrait être faible. Cette évaluation est basée sur les mêmes considérations que pour les polymères poly(DADMAC) qui ont été examinés à la section 2.5.3, à savoir : 1) une forte adsorption sur les surfaces anioniques, ce qui entraîne une faible disponibilité de ces polymères dans l'environnement; 2) l'absence de matière bioaccumulative en raison de la valeur Mn élevée et de l'absence d'oligomère; et 3) un faible potentiel d'absorption par la consommation d'aliments, en raison d'une valeur Mn élevée et de l'absence d'une affinité lipophile.

3.6 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

3.6.1 Évaluation des effets sur l'environnement

Les polymères poly(EDMA) contiennent des groupes fonctionnels amines cationiques comme il a été montré précédemment dans les structures représentatives. Les substances contenant ou pouvant contenir de tels groupes peuvent être associés à des effets nocifs pour les poissons, les invertébrés et les algues (Boethling et Nabholz 1997, US EPA 2010). Des données empiriques sur l'écotoxicité des trois polymères poly(EDMA) ont été présentées en réponse aux enquêtes susmentionnées (Canada 2015; ECCC 2015). De nombreuses données empiriques sur l'écotoxicité pour les trois polymères étaient également disponibles dans la littérature (Cary et al. 1987; Goodrich et al. 1991). Selon les données disponibles, les trois polymères poly(EDMA) pourraient présenter une écotoxicité élevée pour les daphnies et les poissons et modérée pour les algues. Des tendances similaires ressortent d'une compilation de données sur les polymères cationiques publiée par Boethling et Nabholz (1997) et aussi

à partir de polymères analogues présentant un degré élevé de similarité structurale et qui ont été soumis à ECCC dans le cadre du Programme des substances nouvelles. Les données disponibles sur l'écotoxicité des trois polymères poly(EDMA) et de divers analogues sont résumées dans les tableaux 3-4 et 3-5.

Tableau 3-4. Données empiriques sur l'écotoxicité des trois polymères poly(EDMA)

| N° CAS | Organisme | Résultat (mg/L) ^a | Méthode d'essai | Référence |
|------------|--|--|---|---------------------------|
| 25988-97-0 | Daphnie (<i>Daphnia magna</i>) | DSEO 48 h = 1,56 ^b | A.D. ^c | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 25988-97-0 | Daphnie (<i>Daphnia magna</i>) | CL ₅₀ 48 h = 3,64 ^b | A.D. ^c | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 25988-97-0 | Daphnie (<i>Daphnia magna</i>) | CE ₅₀ 48 h = 0,08 | ASTM | Cary et al. 1987 |
| 25988-97-0 | Poissons (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) | CL ₅₀ 96 h = 1,49 ^b | A.D. ^c | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 25988-97-0 | Poissons (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) | DSEO 96 h = 0,625 ^b | A.D. ^c | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 25988-97-0 | Poissons (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) | CL ₅₀ 96 h = 0,27-0,78 | A.D. ^c | Goodrich et al. 1991 |
| 25988-97-0 | Poissons (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) | CL ₅₀ 28 j = 0,04-0,14 | A.D. ^c | Goodrich et al. 1991 |
| 25988-97-0 | Poissons (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) | CL ₅₀ 96 h = 0,36-44,3 ^d | A.D. ^c | Goodrich et al. 1991 |
| 25988-97-0 | Poissons (<i>Pimephales promelas</i>) | CL ₅₀ 96 h = 1,17 ^b | A.D. ^c | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 25988-97-0 | Poissons (<i>Pimephales promelas</i>) | DSEO 96 h = 0,625 ^b | A.D. ^c | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 25988-97-0 | Poissons (<i>Lepomis macrochirus</i>) | CL ₅₀ 96 h = 0,18 | ASTM ^c | Cary et al. 1987 |
| 25988-97-0 | Poissons (<i>Pimephales promelas</i>) | CL ₅₀ 96 h = 0,25 | ASTM ^c | Cary et al. 1987 |
| 25988-97-0 | Poissons (<i>Danio rerio</i>) | CL ₅₀ 96 h > 10 | Essai 203 de l'OCDE ^c (toxicité aiguë pour le poisson) | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 42751-79-1 | Algue verte | CE ₅₀ 72 h = 10-100 | Essai 201 de l'OCDE ^c (inhibition de la croissance) | Canada 2015, ECCC 2015 |

| N° CAS | Organisme | Résultat (mg/L) ^a | Méthode d'essai | Référence |
|------------|--|--------------------------------|---|------------------------|
| 42751-79-1 | Daphnie (<i>Daphnia magna</i>) | CE ₅₀ 48 h = 10-100 | Essai 202 de l'OCDE ^c (immobilisation immédiate des daphnies) | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 42751-79-1 | Daphnie (<i>Daphnia magna</i>) | CSEO = 0,04 | Essai 202 de l'OCDE ^c (immobilisation immédiate des daphnies) | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 42751-79-1 | Daphnie (<i>Ceriodaphnia</i>) | CE ₅₀ 48 h = 0,17 | Essai 202 de l'OCDE ^c (immobilisation immédiate des daphnies) | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 42751-79-1 | Poissons (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) | CL ₅₀ 96 h = 0,16 * | Essai 203 de l'OCDE ^c (toxicité aiguë pour le poisson) | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 42751-79-1 | Poissons (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) | CSEO 96 h = 0,1 | OCDE203 ^c (toxicité aiguë pour le poisson) | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 42751-79-1 | Poissons (<i>L. macrochirus</i>) | CL ₅₀ 96 h = 0,39 | Essai 203 de l'OCDE ^c (toxicité aiguë pour le poisson) | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 42751-79-1 | Poissons (<i>L. macrochirus</i>) | CSEO 96 h = 0,24 | Essai 203 de l'OCDE ^c (toxicité aiguë pour le poisson) | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 42751-79-1 | Poissons (<i>Pimephales promelas</i>) | CL ₅₀ 96 h = 0,67 | Essai 203 de l'OCDE ^c (toxicité aiguë pour le poisson) | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 42751-79-1 | Poissons (<i>Pimephales promelas</i>) | CSEO 96 h = 0,31 | Essai 203 de l'OCDE ^c (toxicité aiguë pour le poisson) | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 42751-79-1 | Poissons (<i>Danio rerio</i>) | CL ₅₀ 96 h = 10-100 | Essai 203 de l'OCDE ^c | Canada 2015, ECCC 2015 |

| N° CAS | Organisme | Résultat (mg/L) ^a | Méthode d'essai | Référence |
|------------|---|-------------------------------|----------------------------------|------------------------|
| | | | (toxicité aiguë pour le poisson) | |
| 42751-79-1 | Mysidacé | CL ₅₀ 48 h = 2 500 | A.D. ^c | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 52722-38-0 | Poissons (<i>L. macrochirus</i>) | CL ₅₀ 96 h = 0,52 | A.D. ^c | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 52722-38-0 | Poissons (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) | CL ₅₀ 96 h = 0,24 | A.D. ^c | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 52722-38-0 | Poissons (<i>Cyprinodon variegatus</i>) | CL ₅₀ 96 h = 2,2 | A.D. ^c | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 52722-38-0 | Poissons (<i>Menidia beryllina</i>) | CL ₅₀ 96 h = 707 | A.D. ^c | Canada 2015, ECCC 2015 |

^a La CE₅₀ est la concentration entraînant des effets chez 50 % de la population; la CL₅₀ est la concentration létale chez 50 % de la population; la CI₅₀ est la concentration inhibant 50 % de la population; CSEO = concentration sans effet observé. Ces résultats ne tiennent pas compte de l'atténuation.

^b Avec de l'acide humique; concentration inconnue.

^c A.D. = Aucune déclarée; ASTM = American Society for Testing and Materials; OCDE = Organisation de coopération et de développement économiques.

^d Avec 0,5 mg/L à 50 mg/L d'acide humique.

* Ce paramètre a été choisi comme valeur critique de toxicité (VCT).

Tableau 3-5. Données d'écotoxicité disponibles pour des analogues des polymères poly(EDMA)

| Organisme | Effet ^a | Résultat (mg/L) | Sources |
|-----------------------|-----------------------|------------------|---|
| Algue verte | CE ₅₀ 96 h | 0,16 | Boethling et Nabholz 1997 ^c |
| Daphnie | CE ₅₀ 48 h | < 1 ^b | Notification au Programme des substances nouvelles (ECCC) |
| Daphnie | CE ₅₀ 48 h | 0,34 | Boethling et Nabholz 1997 ^c |
| Poissons ^d | CL ₅₀ 96 h | < 1 ^b | Notification au Programme des substances nouvelles (ECCC) |
| Poissons ^e | CL ₅₀ 96 h | 0,13 | Boethling et Nabholz 1997 ^c |

^a La CE₅₀ est la concentration entraînant des effets chez 50 % de la population; la CL₅₀ est la concentration létale chez 50 % de la population; la CI₅₀ est la concentration inhibant 50 % de la population.

^b Analogues identifiés grâce au Programme des substances nouvelles. L'identité des substances est considérée comme des renseignements commerciaux confidentiels.

^c Les données de toxicité présentées par Boethling et Nabholz 1997 pour les polymères cationiques présentant diverses valeurs de teneur en azote aminé en pourcentage, de masse moléculaire, d'emplacement des cations et de type d'amine (tertiaire ou quaternaire). Les valeurs présentées sont pour le polymère 49. Les espèces précises étudiées et leur structure moléculaire spécifique sont inconnues.

^d Quatre espèces de poissons : truite arc-en-ciel (*O. mykiss*), poisson zébré (*D. rerio*), tête-de-boule (*P. promelas*) et carpe (*C. carpio*).

^e Espèces de poissons inconnues.

Les polymères poly(EDMA) ont une masse moléculaire moyenne en nombre élevée (> 10 000 Da) et sont à l'extérieur de la plage de fiabilité des logiciels de modélisation (< 1 000 Da). Par conséquent, l'écotoxicité n'a pas été modélisée.

Comme il est mentionné à la section 2.6.1 sur l'évaluation des effets écologiques des polymères poly(DADMAC), l'écotoxicité des polymères polycationiques est atténuée par la présence de matières organiques dans l'environnement. De plus, Boethling et Nabholz (1997) ont rapporté que l'ajout d'environ 10 mg/L d'acide humique dans des essais d'écotoxicité en laboratoire stimule les concentrations environnementales de carbone organique. Comme les trois polymères poly(EDMA) sont des polymères polycationiques, on s'attend à une atténuation similaire de l'écotoxicité.

Goodrich et al. (1991) ont démontré qu'avec une concentration accrue d'acide humique, l'augmentation de la concentration d'acide humique entraîne une augmentation de la CL₅₀ apparente, (Tableau 3-4). De plus, Cary et al. (1987) ont étudié l'exposition aiguë du tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et du cladocère (*Daphnia magna*) au poly(EDMA) (n° CAS 25988-97-0) avec des solides en suspension à 50 mg/L (bentonite, illite, kaolin et silice) et 10 mg/L de composés de carbone organique dissous (acides humique, fulvique et tannique, lignine et lignosite). Le Tableau 3-6 résume les données de toxicité et les facteurs d'atténuation de cette étude.

Tableau 3-6. Toxicité aiguë et facteurs d'atténuation de la toxicité aiguë du poly(EDMA) (n° CAS 25988-97-0) pour *Daphnia magna* et le tête-de-boule en présence de solides en suspension et de matières organiques dissoutes (Cary et al. 1987/1987)

| Substrat | <i>Daphnia magna</i> (CE ₅₀ 48 h, mg/L) ^a | Facteur d'atténuation pour <i>Daphnia</i> <i>magna</i> ^b | <i>Pimephales</i> <i>promelas</i> (CL ₅₀ 96 h, mg/L) ^a | Facteur d'atténuation pour <i>Pimephales</i> <i>promelas</i> ^b |
|-----------------------------|---|--|---|--|
| Eau de laboratoire standard | 0,08 | S.O. | 0,25 | S.O. |
| Bentonite ^c | 6,0 | 75 | 6,5 | 26 |
| Illite ^c | 0,95 | 6,9 | 0,95 | 3,8 |
| Kaolin ^c | 0,90 | 11 | 0,65 | 2,6 |
| Silice ^c | 0,12 | 1,5 | 0,42 | 1,7 |
| Acide tannique ^d | 8,0 | 100 | 6,5 | 26 |
| Lignine ^d | 4,0 | 50 | 3,5 | 14 |
| Acide humique ^d | 5,0 | 63 | 4,0 | 16 |
| Lignosite ^d | 4,7 | 59 | 3,8 | 15 |
| Acide fulvique ^d | 3,8 | 48 | 3,8 | 15 |

^a La CE₅₀ et CL₅₀ aiguës statiques 48 h et 96 h, basées sur les concentrations nominales. La CE₅₀ est la concentration entraînant des effets chez 50 % de la population. La CL₅₀ est la concentration létale chez 50 % de la population

^b avec et sans substrat. Ce facteur reflète la réduction de la toxicité aiguë par rapport à une analyse avec de l'eau de laboratoire standard.

^c Essai effectué en présence de 50 mg/L de substrat.

^d Essai effectué en présence de 10 mg/L de substrat.

S.O. = sans objet.

D'après les données d'atténuation présentées dans le Tableau 3-6, un facteur d'atténuation de 63 est appliqué aux daphnies et un facteur d'atténuation de 16 est appliqué aux poissons. Comme il n'y a pas de facteur d'atténuation disponible pour les algues exposées au poly(EDMA), la valeur d'atténuation la plus faible de 16, telle que rapportée par Cary et al. (1987) pour le poisson, est jugée raisonnable comme pire scénario pour les algues. D'après les données de toxicité des tableaux 3.4, 3.5 et 3.6, les trois polymères poly(EDMA) devraient présenter une toxicité modérée pour les algues, les daphnies et les poissons, compte tenu d'un facteur d'atténuation de 63 pour les daphnies et de 16 pour les poissons et les algues (voir l'annexe C pour de plus amples détails).

Aucune donnée d'écotoxicité pour les sédiments ou le sol n'a été trouvée pour les deux polymères poly(EDMA). Tout comme les polymères poly(DADMAC), les polymères poly(EDMA) sont des polycationiques à forte cationicité et devraient donc s'adsorber fortement sur les sédiments et les sols. En raison de leur forte adsorption, les poly(EDMA) devraient être peu biodisponibles pour les organismes vivant dans les sédiments et le sol. Dans l'ensemble, les trois polymères poly(EDMA) devraient présenter une toxicité modérée pour les organismes aquatiques et une faible toxicité

pour les espèces vivant dans les sols et les sédiments en milieu naturel. D'après les données disponibles, le critère d'effet écotoxicologique atténué le plus faible rapporté pour les trois polymères poly(EDMA) (CL₅₀ sur 96 h de 2,56 mg/L chez *Oncorhynchus mykiss*, ce qui correspond à une CL₅₀ sur 96 h non atténuée de 0,16 mg/L, multipliée par le facteur d'atténuation de 16) a été choisi comme VCT et est utilisé pour calculer la concentration estimée sans effet (CESE) en milieu aquatique.

On obtient la CESE pour les organismes aquatiques en divisant la VCT par un facteur d'évaluation (FE), à savoir :

$$CESE_{\text{aquatique}} \text{ (mg/L)} = VCT/FE$$

Un FE de 20 est sélectionné pour estimer la CESE en milieu aquatique. Le FE choisi vaut 10 pour l'extrapolation de la toxicité aiguë à la toxicité chronique, 1 pour la variation liée à la sensibilité des espèces, et 2 pour le mode d'action des polymères cationiques. Compte tenu des données disponibles sur l'écotoxicité des trois polymères poly(EDMA) (plus de 7 espèces couvrant 3 catégories), un facteur de 1 a été choisi pour représenter la sensibilité des espèces, et de 2 pour le mode d'action présumé non narcotique (c.-à-d. adsorption aux branchies de poisson) pour les trois polymères poly(EDMA). On obtient ainsi une CESE en milieu aquatique de 0,128 mg/L (voir l'annexe C pour plus de détails).

Aucune CESE n'a été calculée pour les espèces vivant dans le sol et les sédiments, car on prévoit que les poly(EDMA) devraient avoir une faible biodisponibilité, ce qui se traduit par une faible toxicité pour le sol et les sédiments.

3.6.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement

Selon les données recueillies dans le cadre des enquêtes volontaires (ECCC 2015) et obligatoires (Canada 2015), les trois polymères poly(EDMA) ont été importés au Canada et utilisés comme coagulants et floculants pour le traitement de l'eau et comme auxiliaires technologiques dans le traitement des eaux usées, l'extraction du pétrole et du gaz naturel, et dans l'industrie des pâtes et papiers .

Les quatre principales utilisations des polymères poly(EDMA) qui peuvent entraîner des rejets dans le milieu aquatique sont le traitement de l'eau potable, le traitement des eaux usées industrielles, le traitement des eaux usées et l'utilisation comme auxiliaires de traitement dans l'industrie des pâtes et papiers .

Les scénarios qualitatifs pour le traitement de l'eau potable, le traitement des eaux usées industrielles et le traitement des eaux usées ont déjà été traités à la section 2.6.2 et sont également applicables aux trois polymères poly(EDMA). Étant donné que la fabrication des polymères poly(EDMA) n'a pas été déclarée au Canada (Canada 2015; ECCC 2015) et que les rejets provenant des applications des trois polymères poly(EDMA) pour la production de pétrole devraient être faibles (voir la section 2.6.2), ces scénarios ne sont pas examinés plus avant. Le scénario qualitatif pour leur

utilisation comme auxiliaire de traitement dans l'industrie des pâtes et papiers est examiné ci-dessous.

Auxiliaires de traitement dans l'industrie des pâtes et papiers

Les fabricants de papier utilisent des flocculants polymères solubles dans l'eau 1) pour améliorer la rétention dans la feuille des fines de fibre, des charges inorganiques et d'autres petites particules, et 2) pour améliorer le drainage et l'assèchement des machines à papier pendant la fabrication du papier (Foster, 1973). Selon les données recueillies dans le cadre de l'enquête à participation volontaire (ECCC 2015) et de l'enquête à participation obligatoire (Canada 2015), les trois polymères poly(EDMA) sont utilisés pour contrôler l'accumulation de brai, d'encre et d'adhésifs sur les fils, les feuilles et les rouleaux de presse des machines à papier. Foster (1973) a signalé qu'en général, pour un polymère donné, il faut ajouter de plus grandes quantités pour améliorer le drainage que pour améliorer la rétention. Les doses d'application pour la rétention se situent habituellement entre 0,01 % et 0,05 %, d'après la teneur en solides du papier sec et la teneur en solides des polymères secs. Lorsque ces produits sont utilisés comme auxiliaires de drainage, les quantités ajoutées sont dans la plage de 0,03 % à environ 0,20% (Foster 1973). En outre, les polyamines cationiques sont utilisées pour enlever la couleur des eaux usées de la pâte brûlée dans les usines de pâtes et papiers.

Les polymères cationiques à charge élevée sont conçus pour s'adsorber sur les matières en suspension telles que les fibres dans les procédés de fabrication du papier ou les matières organiques dans les eaux usées. L'adsorption est instantanée et irréversible (Wågberg 2000; Hubbe 2006). Les produits sont dosés de manière à ce qu'il n'y ait pas d'excès de polymère, car une surcharge du système entraînerait une dispersion des fibres. De plus, les effluents des usines de pâtes et papiers sont traités par des installations de traitement primaire et/ou secondaire des eaux usées qui sont très efficaces pour éliminer les polymères cationiques avant leur rejet. Le traitement primaire consiste habituellement à sédimenter par gravité, avec prémélange, les eaux usées entrantes avec des produits chimiques coagulants. Essentiellement, tous les polymères cationiques présents dans l'effluent entrant se retrouvent dans les boues primaires. Les systèmes de traitement secondaire des eaux usées, dans les usines de papier typiques, utilisent des boues bactériennes pour purifier davantage l'eau provenant de l'étape de traitement primaire. Les bactéries produisent diverses enzymes capables d'hydrolyser les polymères cationiques. L'autre moyen efficace d'éliminer les polymères cationiques, lors du traitement secondaire, est l'adsorption des polymères sur les boues biologiques. Les polymères cationiques s'adsorbent fortement sur les matières anioniques, de sorte que l'efficacité de leur incorporation dans les boues biologiques est très élevée, car ils sont pratiquement absents de l'eau à évacuer (Möbius et Cordes-Tolle 1999; Wågberg 2000). Par conséquent, les opérations classiques de fabrication du papier ne devraient pas entraîner de rejets mesurables de polymères hautement cationiques à haute teneur en Mn dans l'exutoire traité des systèmes de fabrication du papier.

3.6.3 Caractérisation des risques pour l'environnement

L'approche suivie dans la présente évaluation des risques pour l'environnement consistait à examiner les données disponibles et de formuler des conclusions en tenant compte du poids de la preuve. Le poids de la preuve examiné comprend des renseignements sur les sources et le devenir des substances, leur persistance, leur bioaccumulation, les propriétés dangereuses pour l'environnement et le potentiel d'exposition de l'environnement à cette substance.

Les trois polymères poly(EDMA) sont principalement utilisés comme coagulants et floculants pour le traitement de l'eau, le traitement des eaux usées, les applications dans les champs pétrolifères et dans l'industrie des pâtes et papiers. Selon les données de l'enquête, chaque substance a été importée au Canada en quantités jusqu'à 10 millions kg en 2014.

Les données déclarées sur la solubilité des trois polymères poly(EDMA) dans l'eau indiquent qu'ils sont très hydrosolubles. Lorsqu'ils sont rejetés dans l'environnement, on ne s'attend pas à ce qu'ils se retrouvent dans l'air en raison de leur masse moléculaire élevée. De plus, on s'attend à ce que des quantités importantes s'adsorbent sur les matières organiques dissoutes et se déposent à la fois dans les systèmes de traitement et dans l'environnement si des résidus sont rejetés.

En ce qui concerne la persistance à long terme de ces polymères, les données disponibles sur la biodégradation des trois polymères poly(EDMA) indiquent qu'ils ne seront pas biodégradables dans l'environnement. D'autres renseignements sur leurs propriétés de transformation laissent à penser que ces polymères ne sont pas hydrolysables. Cela correspond à l'absence de groupes facilement hydrolysables dans les structures représentatives des trois polymères.

Toutes les données empiriques utilisées pour évaluer le potentiel de bioaccumulation corroborent le faible potentiel de bioaccumulation des trois polymères poly(EDMA) dans les organismes aquatiques.

Selon le profil de danger écologique des deux polymères poly(DADMAC), ils présentent habituellement une toxicité modérée pour les algues, les daphnies et les poissons, compte tenu de leur atténuation par le carbone organique dissous, ce qui réduit leur biodisponibilité.

On ne prévoit aucun polymère résiduel important dans la colonne d'eau résultant de son application appropriée comme floculant dans le traitement de l'eau potable, des eaux usées industrielles, ou des eaux usées, dans des applications pétrolières et dans l'industrie des pâtes et papiers. En cas de surdosage lorsqu'ils sont ajoutés aux eaux usées comme floculant, les résidus de polymère n'ayant pas réagi et qui atteignent le milieu aquatique ne devraient pas être biodisponibles, parce qu'ils forment rapidement et irréversiblement du floc avec des matières anioniques dans l'eau. Comme on s'attend à ce que les trois polymères poly(EDMA) donnent lieu à des rejets négligeables

dans les eaux de surface si on les utilise de manière appropriée, une concentration environnementale estimée (CEE) n'a pas été calculée. Dans l'ensemble, les trois polymères poly(EDMA) ne sont pas censés susciter des préoccupations de nature environnementale, compte tenu des renseignements disponibles et de l'hypothèse selon laquelle on évitera de trop surdoser les eaux à traiter.

3.7 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 posés à la santé humaine par les trois polymères poly(EDMA) est présentée dans le document *Supporting Documentation: Final Risk Matrix Location of Polymers* (Santé Canada 2017).

Après avoir examiné les profils d'emploi des substances, on a conclu que l'exposition de la population générale était modérée (voir l'annexe A). Cependant, le danger que posent les trois polymères poly(EDMA) pour la santé humaine a été jugé faible. Par conséquent, compte tenu des données disponibles, il est peu probable que l'exposition à ces substances présente un risque pour la santé humaine (ECCC, SC 2018).

4. Poly(ASPCA)

4.1 Identité des substances

La figure 4.1 illustre les structures des quatre substances suivantes : chlorure de 2-acryloyloxy-*N,N,N*-triméthyléthaniminium polymérisé avec l'acrylamide (n° CAS 69418-26-4); aziridine homopolymérisée éthoxylée (n° CAS 68130-99-4); urée polymérisée avec l'ammoniac et le formaldéhyde (n° CAS 27967-29-9), et oxépan-2-one polymérisée avec le (chlorométhyl)oxirane, la *N*-(1,3-diméthylbutylidène)-*N'*-{2-[(1,3-diméthylbutylidène)amino]éthyl}éthane-1,2-diamine, le 2-(méthylamino)éthanol, le 4,4'-(isopropylidène)diphénol et le 2,2'-oxydiéthanol, acétate (sel) (n° CAS 68134-56-5), ci-après appelées « polymères poly(ASPCA) ». Ces substances ont été incluses dans le groupe des poly(amines), car elles contiennent des amines cationiques ou potentiellement cationiques. Cependant, elles ne sont pas similaires sur le plan de la structure ni aux sous-groupes des polymères poly(DADMAC) ou poly(EDMA). Par conséquent, les quatre substances sont considérées ensemble dans la présente section. Il est reconnu que les propriétés physico-chimiques et les propriétés dangereuses de chaque substance diffèrent. Une approche prudente est adoptée pour garantir que, quelle que soit la substance, l'évaluation préalable protégera l'environnement.

La substance portant le n° CAS 69418-26-4 est préparée par polymérisation par addition, et les substances portant les nos CAS 68130-99-4, 27967-29-9 et 68134-56-5 sont obtenues par polymérisation par condensation (Rasteiro et al. 2010; Palomino et al. 2012; Costa et al. 2014).

Dans l'ensemble, les polymères poly(ASPCA) sont des polymères cationiques à haute densité de charge dont la masse moléculaire moyenne en nombre (Mn) est supérieure à 1 000 Da et qui ont une faible teneur en oligomères. Les valeurs Mn sont habituellement de l'ordre de quelques milliers de daltons et atteignent même un million de daltons pour certains produits (Barajas et al. 2004; Canada 2015; ECCC 2015). Les polymères poly(ASPCA) et les polymères similaires sont habituellement importés sous forme de poudre ou de concentré liquide ayant une teneur en solides comprise entre 10 % et 50 % (Canada 2015, ECCC 2015).

La composition des polymères poly(ASPCA) n'a pas été fournie dans les renseignements soumis dans le cadre d'une enquête à participation volontaire (ECCC 2015) ou d'une enquête à participation obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). Cependant, on sait que la composition chimique varie selon l'application. Par conséquent, les renseignements représentatifs provenant de diverses sources ont été pris en compte aux fins de la présente évaluation.

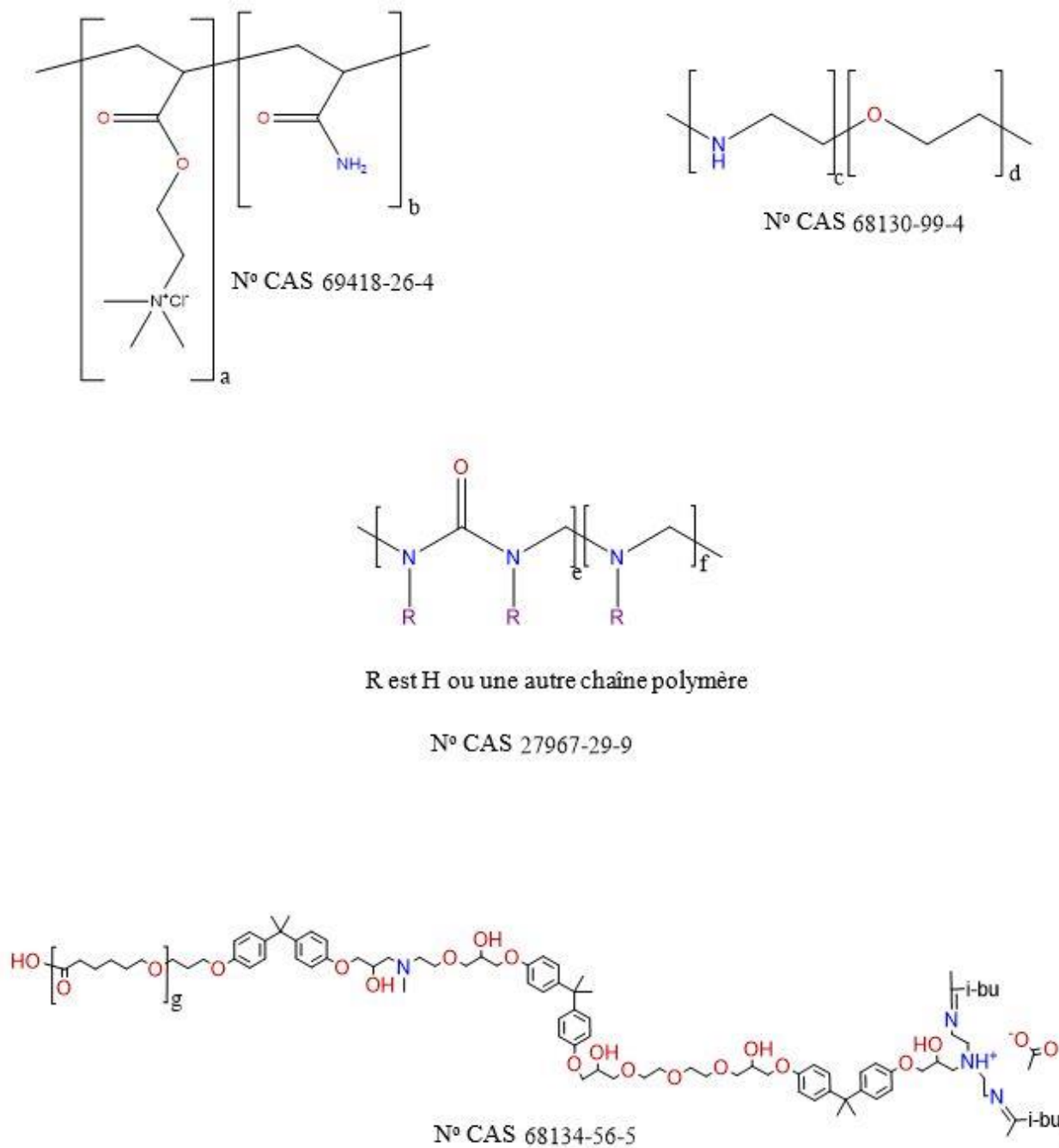


Figure 4-1. Structures représentatives des quatre polymères poly(ASPCA)

Les quatre polymères poly(ASPCA) sont les suivants : chlorure de 2-acryloyloxy-N,N,N-triméthyléthanaminium polymérisé avec l'acrylamide (n° CAS 69418-26-4); aziridine homopolymérisée éthoxylée (n° CAS 68130-99-4); urée polymérisée avec l'ammoniac et le formaldéhyde (n° CAS 27967-29-9), et oxépan-2-one polymérisée avec le (chlorométhyl)oxirane, la *N*-(1,3-diméthylbutylidène)-*N'*-{2-[(1,3-

diméthylbutylidène)amino]éthyl}éthane-1,2-diamine, le 2-(méthylamino)éthanol, le 4,4'-(isopropylidène)diphénol et le 2,2'-oxydiéthanol, acétate (sel) (n° CAS 68134-56-5).

4.2 Propriétés physiques et chimiques

Le tableau 4-1 présente les propriétés physiques et chimiques existantes des polymères poly(DADMAC).

Tableau 4-1. Propriétés physiques et chimiques des polymères poly(ASPCA)

| N° CAS correspondant | 69418-26-4 | 68130-99-4 | 27967-29-9 | 68134-56-5 | Référence |
|---|------------------|-------------------|------------------|-----------------------------|---------------------------------|
| Forme physique | Poudre solide | Liquide | Liquide | Liquide | ECCC 2015, SDS 2015a, SDS 2015b |
| Mn ^a (Da) | > 10 000 | > 10 000 | > 1 000 | > 1 000 ^b | Canada 2015 |
| Poids % < 1 000 Da ^c | 0 | 0 | < 25 | < 25 ^b | Canada 2015 |
| Poids % < 500 Da ^d | 0 | 0 | < 10 | < 10 ^b | Canada 2015 |
| Masse volumique (g/cm ³) | 1,04 | 1,05–1,25 | 1,1–1,3 | Inconnue | Canada 2015, ECCC 2015 |
| Densité de charge (mol N ⁺ /1 000 g) | 3,8 ^e | 11,5 ^e | 9,9 ^e | Non déterminée ^e | |
| Solubilité dans l'eau (mg/L) | Soluble | Soluble | Inconnue | Dispersible ^b | Canada 2015, ECCC 2015 |

^a Masse moléculaire moyenne en nombre (Mn).

^b Données obtenues pour des polymères similaires, déclarées dans le cadre du Programme des substances nouvelles. Les données sont masquées pour protéger des renseignements commerciaux confidentiels.

^c Constituants résiduels de masse moléculaire inférieure à 1 000 Da.

^d Constituants résiduels de masse moléculaire inférieure à 500 Da.

^e Les structures représentatives de la figure 4-1 sont des représentations simplifiées des substances. Les valeurs sont estimées sur la base de la structure représentative linéaire. Les substances peuvent avoir des points de ramification, ce qui conduit à des structures non linéaires complexes. Les indices (a, b, c, d, e, f et g) dans chaque structure sont présumés avoir la valeur 1. On calcule la masse équivalente en amines en divisant la masse moléculaire de l'unité répétée par le nombre d'amines qui sont ou pourraient être chargées cationiquement. On calcule la densité de charge en divisant 1 000 g par la masse équivalente en amines. La densité de charge pour le n° CAS 68134-56-5 n'a pas été déterminée en raison de la grosseur et de la complexité de la structure représentative.

Les propriétés des quatre polymères poly(ASPCA) n'ont pas été modélisées à l'aide des modèles QSAR. Ces polymères ont une masse moléculaire moyenne en nombre supérieure à 1 000 Da, ce qui est à l'extérieur de la plage de fiabilité des logiciels de modélisation.

4.3 Sources et utilisations

Les polymères poly(EDMA) ne sont pas présents naturellement dans l'environnement. Ils étaient visés par une enquête à participation volontaire (ECCC 2015) et une enquête à participation obligatoire menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2015). Le tableau 4-2 présente un résumé des quantités manufacturées et importées déclarées

totales des substances pour l'année de déclaration 2014. Selon les renseignements fournis lors des enquêtes, la majeure partie des quantités déclarées pour les polymères poly(ASPCA) est utilisée dans le traitement de l'eau et dans les champs pétrolifères. Parmi les autres utilisations des polymères poly(ASPCA), mentionnons l'utilisation de la substance n° CAS 68130-99-4 dans les détergents à lessive et à vaisselle, de la substance n° CAS 68134-56-5 dans les peintures et revêtements automobiles et de la substance n° CAS 27967-29-9 dans les adhésifs et les produits d'étanchéité.

Tableau 4-2. Résumé des données sur les quantités de polymères poly(ASPCA) fabriqués, importés et utilisés au Canada durant l'année de déclaration 2014

| Substance | Quantité fabriquée totale ^a (kg) | Quantité importée totale ^a (kg) | Référence |
|------------|---|--|------------------------|
| 69418-26-4 | 0 | 10 à 20 | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 68130-99-4 | 0 | 1 à 10 | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 27967-29-9 | 0 | 0,01 à 0,1 | Canada 2015, ECCC 2015 |
| 68134-56-5 | 0 | 0,1 à 1 | Canada 2015, ECCC 2015 |

^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 résultats des enquêtes à participation obligatoire pour ce qui est des inclusions et des exclusions particulières (annexes 2 et 3).

4.4 Rejets dans l'environnement

La majeure partie des quantités déclarées pour le groupe de polymères poly(ASPCA) est utilisée dans le traitement de l'eau et dans les applications dans les champs pétrolifères. Tout comme les polymères poly(DADMAC), les polymères poly(ASPCA) ont une charge cationique élevée et sont également utilisés dans divers procédés de traitement de l'eau, où l'on prévoit qu'ils se lient de manière irréversible aux matières organiques naturelles et aux autres matières en suspension pour former un floc et devenir indisponibles.

Selon les données recueillies lors des enquêtes, les polymères poly(ASPCA) peuvent être utilisés dans les produits de lessive, et ils seront alors rejetés directement dans les réseaux d'égouts. Les polymères poly(ASPCA) devraient être adsorbés sur les matières anioniques dans les réseaux d'égouts avant d'atteindre les STEU, et seront éliminés par floculation. Bien que cela puisse augmenter la charge globale, les rejets ne devraient pas être importants, car les quantités utilisées dans les produits de lessive sont nettement inférieures à celles utilisées dans les procédés de traitement de l'eau. En outre, les rejets de poly(ASPCA) par les produits de lessive devraient se produire partout dans le Canada, et les quantités globales rejetées en un même endroit devraient donc être plus faibles.

Dans des conditions normales, les polymères poly(ASPCA) utilisés dans les adhésifs et les produits d'étanchéité ou dans les peintures et revêtements ne devraient pas être rejetés dans les STEU. Dans les deux cas, les polymères poly(ASPCA) devraient être piégés dans les adhésifs et les produits d'étanchéité durcis ou dans les peintures et les

revêtements. Compte tenu des quantités en jeu, ils ne devraient pas entraîner de rejets supérieurs à ceux des utilisations dans le traitement de l'eau et dans les champs pétrolifères.

Par conséquent, aux fins de l'évaluation des polymères poly(ASPCA), seules les utilisations qui donnent lieu aux rejets les plus importants seront prises en compte.

4.5 Devenir et comportement dans l'environnement

4.5.1 Distribution dans l'environnement

Les quatre polymères poly(ASPCA) sont des polymères cationiques hydrosolubles, d'une masse moléculaire supérieure à 1 000 Da. Tout comme les polymères poly(DADMAC), les polymères poly(ASPCA) devraient principalement s'adsorber sur les boues et être retenus principalement dans le sol et les sédiments.

4.5.2 Persistance dans l'environnement

Les données disponibles sur la biodégradation sont présentées dans le tableau 4-3.

Tableau 4-3. Données sur la biodégradation pour l'un des polymères poly(ASPCA)

| N° CAS | Résultat | Méthode d'essai | Sources |
|------------|--------------------------------------|--|-----------|
| 68130-99-4 | Réduction de 10 à 20 % du COD (28 j) | Essai 301A de l'OCDE ^a (biodégradabilité) | SDS 2015b |

^a OCDE = Organisation de coopération et de développement économiques.

Selon les résultats des études résumés dans une SDS (2015b), la substance portant le n° CAS 68130-99-4 aurait été déclarée non facilement biodégradable.

La substance n° CAS 69418-26-4, un autre polymère de ce groupe, est un poly(acrylamide) cationique (CPAM) avec des groupes fonctionnels ester et amide. Dans des conditions alcalines (pH > 10), le CPAM peut être hydrolysé pour générer un polymère d'acide acrylique et d'acrylamide, plus stable que le CPAM (Aksberg et Wagberg 1989; Lafuma et Durand 1989; Soponkanaporn et Gehr 1989; Smith-Palmer et al. 1994). Selon Chang et al. (2001), le CPAM subira une dégradation par des processus abiotiques pour générer du triméthylaminoéthanol libre, qui peut ensuite être dégradé davantage par des processus anaérobies. En outre, il a été déterminé que le polymère obtenu est stable et ne subit pas de dégradation additionnelle (Chang et al. 2001; Lafuma et Durand 1989). Par conséquent, on s'attend à ce que la substance n° CAS 69418-26-4 soit stable au fil du temps dans des conditions environnementales pertinentes.

La substance n° CAS 68134-56-5 contient également des groupes fonctionnels ester qui peuvent être sensibles aux processus de dégradation environnementale (hydrolyse ou biodégradation). D'après la composition chimique, la taille et la structure des molécules, on s'attend à ce que la substance soit adsorbée sur la matière organique et

d'autres particules dans l'environnement et à ce qu'elle soit stable au fil du temps dans des conditions environnementales pertinentes.

La substance n° CAS 27967-29-9 n'a pas de groupes facilement hydrolysables ou biodégradables, et par conséquent on ne s'attend pas à ce qu'elle se dégrade ou se transforme dans l'environnement.

Bien qu'il n'y ait pas de données disponibles pour évaluer le potentiel de biodégradation des quatre polymères poly(ASPCA) dans les sédiments, on s'attend généralement à ce qu'elle soit plus lente que dans le sol ou dans l'eau, où les conditions aérobies favorisent la biodégradation. On prévoit donc que ces quatre polymères auront une biodégradation moindre dans les sédiments.

La tendance générale montre que les quatre polymères poly(ASPCA) ne sont pas hydrolysables ni biodégradables de manière appréciable dans les conditions environnementales pertinentes. Par conséquent, les quatre polymères poly(ASPCA) devraient être stables dans le sol, l'eau et les sédiments.

4.5.3 Potentiel de bioaccumulation

Les quatre polymères poly(ASPCA) ont une forte densité de charge cationique, une valeur Mn supérieure à 1 000 Da (c.-à-d. ils ont de grandes dimensions moléculaires) et aucun pourcentage important de constituants de faible masse moléculaire. Tout comme pour les polymères poly(DADMAC), les polymères ont une densité de charge cationique élevée, une valeur Mn supérieure à 1 000 Da et aucun pourcentage significatif de constituants de faible masse moléculaire, le potentiel de bioaccumulation des quatre polymères poly(ASPCA) dans l'eau, le sol et les sédiments devrait être faible.

4.6 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

4.6.1 Évaluation des effets sur l'environnement

Les substances contenant ou pouvant contenir de tels groupes peuvent être associés à des effets nocifs pour les poissons, les invertébrés et les algues (Boethling et Nabholz 1997; US EPA 2010). Des données empiriques sur l'écotoxicité des polymères poly(ASPCA) ont été fournies lors des enquêtes mentionnées précédemment (ECCC 2015; Canada 2015). Selon les données empiriques fournies par les parties intéressées, les polymères poly(ASPCA) pourraient avoir une écotoxicité modérée à faible pour les daphnies et les poissons. Cependant, les données d'écotoxicité pour des substances similaires semblent indiquer que les polymères poly(ASPCA) pourraient avoir une toxicité élevée pour les trois espèces. Les données d'écotoxicité disponibles pour deux polymères poly(ASPCA) et divers analogues sont résumées dans les tableaux 4-4 et 4-5.

Tableau 4-4. Données empiriques sur l'écotoxicité de deux des quatre polymères poly(ASPCA)

| N° CAS | Organisme | Résultat (mg/L) ^a | Méthode d'essai | Référence |
|------------|-------------------------------------|-----------------------------------|--|-----------------------|
| 68130-99-4 | Daphnie (<i>Ceriodaphnia</i>) | CE ₅₀ 48 h > 100 | Essai 202 de l'OCDE ^b (immobilisation immédiate des daphnies) | SDS 2015 ^b |
| 69418-26-4 | Poissons (<i>D. rerio</i>) | CL ₅₀ 96 h = 5 | Essai 203 de l'OCDE ^b (toxicité aiguë pour le poisson) | SDS 2013 |
| 68130-99-4 | Boue activée en milieu aquatique | CE ₂₀ 0,5 h > 1 000 | Essai 209 de l'OCDE ^b (boues activées, essai d'inhibition de la respiration) | SDS 2015b |

^a La CE₅₀ est la concentration entraînant des effets chez 50 % de la population; la CL₅₀ est la concentration létale chez 50 % de la population; la CI₅₀ est la concentration inhibant 50 % de la population; CSEO = concentration sans effet observé. Ces résultats ne tiennent pas compte de l'atténuation.

^b A.D. = Aucune déclarée. OCDE = Organisation de coopération et de développement économiques.

Tableau 4-5. Données d'écotoxicité disponibles pour des analogues des polymères poly(ASPCA)

| Organisme | Effet ^a | Résultat (mg/L) | Référence |
|--|-----------------------|-----------------------|---|
| Algue | Cl ₅₀ 72 h | 0,1–10 ^b | Notification au Programme des substances nouvelles (ECCC) |
| Daphnie | CE ₅₀ 48 h | 1–100 ^b | Notification au Programme des substances nouvelles (ECCC) |
| Poisson ^d | CL ₅₀ 96 h | 0,1–10 ^b | Notification au Programme des substances nouvelles (ECCC) |
| Poisson ^e | CL ₅₀ 96 h | 0,76 | Boethling et Nabholz 1997 ^c |
| Poisson (<i>O. mykiss</i>) | CL ₅₀ 96 h | 0,66 | Goodrich et al. 1991 |
| Poisson (<i>O. mykiss</i>) | CL ₅₀ 96 h | 1,2–38,9 ^f | Goodrich et al. 1991 |
| Poisson (<i>O. mykiss</i>) | CL ₅₀ 28 j | 0,3 | Goodrich et al. 1991 |
| Poisson (<i>Gambusia holbrooki</i>) | CL ₅₀ 96 h | 0,5–2,0 | Cumming et al. 2008 |
| Daphnie (<i>D. magna</i>) | CE ₅₀ 48 h | 0,21 | Cary et al. 1987 |
| Poisson (<i>P. promelas</i>) | CL ₅₀ 96 h | 0,16 [*] | Cary et al. 1987 |
| Poisson (<i>L. macrochirus</i>) | CL ₅₀ 96 h | 0,32 | Cary et al. 1987 |
| Poisson (<i>L. punctatus</i>) | CL ₅₀ 96 h | 0,59 | Cary et al. 1987 |

^a La CE₅₀ est la concentration entraînant des effets chez 50 % de la population; la CL₅₀ est la concentration létale chez 50 % de la population; la CI₅₀ est la concentration inhibant 50 % de la population.

^b Analogue identifié par l'intermédiaire du Programme des substances nouvelles d'ECCC. L'identité des substances est considérée comme des renseignements commerciaux confidentiels.

^c Les données de toxicité présentées par Boethling et Nabholz (1997) pour les polymères cationiques présentant diverses valeurs de teneur en azote aminé en pourcentage, de masse moléculaire, d'emplacement des cations et de type d'amine (tertiaire ou quaternaire). Les valeurs rapportées sont pour le polymère 45. Les espèces étudiées et leurs structures moléculaires particulières sont inconnues.

^d Trois espèces de poissons : truite arc-en-ciel (*O. mykiss*), poisson zébré (*D. rerio*) et tête-de-boule (*P. promelas*).

^e Espèces de poissons inconnues.

^f Avec 0,5 mg/L à 50 mg/L d'acide humique.

* Ce critère d'effet a été choisi comme valeur critique de toxicité (VCT).

Tous les polymères poly(ASPCA) ont une masse moléculaire moyenne en nombre (> 1 000 Da) qui est à l'extérieur de la plage de fiabilité des logiciels de modélisation (< 1 000 Da). Par conséquent, l'écotoxicité n'a pas été modélisée.

Comme il est mentionné à la section 2.6.1 sur l'évaluation des effets écologiques des polymères poly(DADMAC), l'écotoxicité des polymères polycationiques peut être atténuée par la présence de matières organiques dans le milieu naturel. De plus, Boethling et Nabholz (1997) ont rapporté que l'ajout d'environ 10 mg/L d'acide humique dans des essais d'écotoxicité en laboratoire stimule les concentrations environnementales de carbone organique. Comme les quatre polymères poly(ASPCA) sont polycationiques, on s'attendrait à une atténuation similaire de leur écotoxicité.

Goodrich et al. (1991) ont démontré que la CL₅₀ apparente augmente avec la concentration d'acide humique (tableau 4-5). De plus, Cary et al. (1987) ont étudié les effets chez le mené tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et le cladocère (*Daphnia magna*) à la suite d'une exposition aiguë à un analogue du poly(ASPCA) (n° CAS 26062-79-3) avec 50 mg/L de solides en suspension (bentonite, illite, kaolin et silice) et 10 mg/L de composés de carbone organique dissous (acides humique, fulvique et tannique, lignine et lignosite). Le Tableau 4-6 résume les données de toxicité et les facteurs d'atténuation de cette étude.

Tableau 4-6. Toxicité aiguë et facteurs d'atténuation de la toxicité du polymère poly(ASPCA) (n° CAS 69418-26-4) pour *Daphnia magna* et *Pimephales promelas* (tête-de-boule) en présence de solides en suspension et matières organiques dissoutes (Cary et al. 1987)

| Substrat | <i>Daphnia magna</i> (CE ₅₀ 48 h, mg/L) ^a | Facteur d'atténuation pour <i>Daphnia magna</i> ^b | <i>Pimephales promelas</i> (CL ₅₀ 96 h, mg/L) ^a | Facteur d'atténuation pour <i>Pimephales promelas</i> ^b |
|-----------------------------|---|--|---|--|
| Eau de laboratoire standard | 0,21 | S.O. | 0,16 | S.O. |
| Bentonite ^c | 20,1 | 96 | 7,3 | 46 |
| Illite ^c | 1,0 | 4,8 | 1,1 | 6,9 |
| Kaolin ^c | 0,91 | 4,3 | 0,41 | 2,6 |
| Silice ^c | 0,26 | 1,2 | 0,35 | 2,2 |

| Substrat | <i>Daphnia magna</i> (CE ₅₀ 48 h, mg/L) ^a | Facteur d'atténuation pour <i>Daphnia magna</i> ^b | <i>Pimephales promelas</i> (CL ₅₀ 96 h, mg/L) ^a | Facteur d'atténuation pour <i>Pimephales promelas</i> ^b |
|-----------------------------|---|--|---|--|
| Acide tannique ^d | 17,4 | 83 | 4,6 | 29 |
| Lignine ^d | 28,8 | 137 | 3,8 | 24 |
| Acide humique ^d | 10,5 | 50 | 6,4 | 40 |
| Lignosite ^d | 5,9 | 28 | 2,9 | 18 |
| Acide fulvique ^d | 14,9 | 70 | 2,2 | 14 |

^a CE₅₀ et CL₅₀ aiguës statiques sur 48 h et 96 h, basées sur les concentrations nominales. La CE₅₀ est la concentration entraînant des effets chez 50 % de la population. La CL₅₀ est la concentration létale chez 50 % de la population

^b Facteur d'atténuation estimé en fonction de la toxicité, avec et sans substrat. Ce facteur reflète la réduction de la toxicité aiguë par rapport à une analyse avec de l'eau de laboratoire standard.

^c Essai effectué en présence de 50 mg/L de substrat.

^d Essai effectué en présence de 10 mg/L de substrat.

S.O. = sans objet.

D'après les données d'atténuation présentées dans le Tableau 4-6, un facteur d'atténuation de 50 est appliqué aux daphnies, et un facteur d'atténuation de 40 est appliqué aux espèces de poissons. Comme il n'y a pas de facteur d'atténuation disponible pour les algues exposées aux polymères poly(ASPCA) ou à la substance analogue, la valeur d'atténuation la plus faible de 40, telle que rapportée par Cary et al. (1987) pour le poisson, est jugée raisonnable comme pire scénario pour les algues. D'après les données de toxicité des tableaux 3.4, 3.5 et 3.6, les quatre polymères poly(ASPCA) devraient présenter une toxicité modérée pour les algues, les daphnies et les poissons, compte tenu d'un facteur d'atténuation de 50 pour les daphnies et de 40 pour les poissons et les algues (voir l'annexe D pour de plus amples détails).

Aucune donnée sur l'écotoxicité des sédiments n'a été fournie pour les quatre polymères poly(ASPCA) ou n'ont été trouvées. Comme il est indiqué à la section 2.6.1 pour les polymères poly(DADMAC), les polycationiques à forte cationicité devraient s'adsorber de manière irréversible sur les sédiments et le sol. Étant donné que les polymères poly(ASPCA) sont généralement censés avoir une forte cationicité, ils devraient avoir une biodisponibilité minimale pour les organismes vivant dans le sol et les sédiments.

Dans l'ensemble, les quatre polymères poly(ASPCA) devraient présenter une toxicité modérée à faible pour les organismes aquatiques et une faible toxicité pour les espèces vivant dans le sol et les sédiments en milieu naturel. D'après les données disponibles, le paramètre d'écotoxicité atténuée le plus faible rapporté pour un polymère analogue (CL₅₀ sur 96 h de 4 à 40 mg/L chez le poisson, ce qui correspond à la CL₅₀ sur 96 h non atténuée de 0,1 à 1 mg/L multipliée par le facteur d'atténuation de 40) a été choisi comme VCT et est utilisé pour estimer la concentration estimée sans effet (CESE) en milieu aquatique.

On obtient la CESE pour les organismes aquatiques en divisant la VCT par un facteur d'évaluation (FE), à savoir :

$$CESE_{\text{aquatique}} \text{ (mg/L)} = VCT/FE$$

Un FE de 20 est sélectionné pour estimer la CESE en milieu aquatique. Le FE choisi vaut 10 pour l'extrapolation de la toxicité aiguë à la toxicité chronique, 1 pour la variation liée à la sensibilité des espèces, et 2 pour le mode d'action des polymères cationiques. Compte tenu des données d'écotoxicité disponibles pour les quatre polymères poly(ASPCA) (plus de 7 espèces, couvrant 3 catégories), un facteur de 1 a été sélectionné pour représenter la sensibilité des espèces, et un facteur de 2 pour tenir compte du mode d'action présumé non narcotique (c.-à-d. adsorption sur les branchies des poissons) pour les quatre polymères poly(ASPCA). On obtient ainsi une CESE en milieu aquatique de 0,2 mg/L (voir l'annexe D pour de plus amples détails).

Aucune CESE n'a pas été calculée pour les espèces vivant dans le sol et les sédiments car les polymères poly(ASPCA) devraient avoir une faible biodisponibilité, se traduisant par une faible toxicité pour le sol et les sédiments.

4.6.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement

Selon les données recueillies dans le cadre de l'enquête à participation volontaire (ECCC 2015) et l'enquête à participation obligatoire (Canada 2015), les quatre polymères poly(ASPCA) sont importés au Canada et utilisés comme coagulants et floculants pour le traitement de l'eau et des eaux usées, comme auxiliaires de traitement dans les champs pétrolifères, dans les préparations liquides de détergent à lessive et à vaisselle, dans les peintures et revêtements automobiles, et dans les adhésifs et produits d'étanchéité. Aucune fabrication de ces polymères au Canada n'a été déclarée (Canada 2015; ECCC 2015). Les rejets par les consommateurs sont traités par les systèmes de traitement des eaux usées.

Les trois principales utilisations des polymères poly(ASPCA) qui peuvent entraîner des rejets dans le milieu aquatique sont le traitement de l'eau potable, le traitement des eaux usées industrielles et le traitement des eaux usées. Ces scénarios sont décrits à la section 2.6.2 et sont applicables aux quatre polymères poly(ASPCA). On ne s'attend pas à ce que les quantités plus grandes des quatre polymères poly(ASPCA) modifient le résultat de cette évaluation de l'exposition.

Étant donné que la fabrication de polymères poly(ASPCA) n'a pas été déclarée au Canada (Canada 2015; ECCC 2015), et que les rejets provenant des applications des quatre polymères poly(ASPCA) dans la production de pétrole devraient être faibles (voir la section 2.6.2), ces scénarios ne sont pas examinés plus avant.

4.6.3 Caractérisation des risques pour l'environnement

L'approche retenue pour cette évaluation des risques écologiques consistait à examiner les données disponibles et à formuler des conclusions basées sur le poids de la preuve. Le poids de la preuve examiné comprend des renseignements sur les sources et le devenir des substances, leur persistance, leur bioaccumulation, les propriétés dangereuses pour l'environnement et le potentiel d'exposition de l'environnement.

Les quatre polymères poly(ASPCA) sont principalement utilisés comme coagulants pour le traitement de l'eau potable et des eaux usées, dans les champs pétrolifères, et comme additifs dans les détergents liquides à lessive et à vaisselle, comme additifs dans les peintures et revêtements automobiles, et comme additifs dans les adhésifs et les produits d'étanchéité. Conformément aux données obtenues lors des enquêtes, les quatre polymères ont été importés au Canada en quantités jusqu'à 20 millions kg en 2014.

Selon les données sur la solubilité des quatre polymères poly(ASPCA) dans l'eau, ils sont très hydrosolubles. Une fois rejetés dans l'environnement, on ne s'attend pas à ce qu'ils s'hydrolysent. Étant donné leur masse moléculaire élevée, on ne s'attend pas à ce que ces polymères se retrouvent dans l'air. De plus, on s'attend à ce que des quantités importantes s'adsorbent sur les matières organiques dissoutes et se déposent à la fois dans le système de traitement et dans l'environnement si des résidus sont rejetés.

En ce qui concerne la persistance à long terme de ces polymères, les données disponibles sur la biodégradation des quatre polymères poly(ASPCA) indiquent qu'ils ne seront pas biodégradables dans l'environnement. D'autres renseignements sur leurs propriétés de transformation laissent croire que ces polymères ne sont pas hydrolysables.

Toutes les données empiriques utilisées pour évaluer le potentiel de bioaccumulation corroborent le faible potentiel de bioaccumulation des quatre polymères poly(ASPCA) pour les organismes aquatiques.

Selon le profil de danger écologique des quatre polymères poly(ASPCA), ils ont en général une faible toxicité pour les bactéries et une toxicité modérée pour les algues, les daphnies et les poissons, compte tenu de l'atténuation par le carbone organique dissous qui réduit leur biodisponibilité.

Aucun polymère résiduel important ne devrait demeurer dans la colonne d'eau à la suite de leur utilisation appropriée comme flocculant pour le traitement de l'eau potable, le traitement des eaux usées industrielles, le traitement des eaux usées, leurs applications dans les champs pétrolifères, comme additifs dans les détergents à lessive et à vaisselle, comme additifs dans les peintures et revêtements automobiles, et comme additifs dans les adhésifs et dans les produits d'étanchéité. En cas de surdosage lorsqu'ils sont ajoutés aux eaux usées comme flocculant, les résidus de polymère

n'ayant pas réagi et qui atteignent le milieu aquatique ne devraient pas être biodisponibles, parce qu'ils forment rapidement et irréversiblement un floc avec les matières anioniques dans l'eau. Comme on s'attend à des rejets négligeables dans les eaux de surface si les quatre polymères poly(ASPCA) sont correctement utilisés, une concentration environnementale estimée (CEE) n'a pas été calculée. Dans l'ensemble, on ne prévoit pas que les quatre polymères poly(ASPCA) suscitent des préoccupations de nature environnementale, compte tenu des renseignements disponibles et de l'hypothèse selon laquelle on évitera de trop surdoser les eaux à traiter.

4.7 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 pour la santé humaine associés aux quatre polymères poly(ASPCA) est présentée dans le document *Supporting Documentation: Final Risk Matrix Location of Polymers* (Santé Canada 2017).

L'examen des profils d'emploi des substances a permis de conclure que l'exposition de la population générale à ceux-ci était de faible à élevée (voir l'annexe A). Cependant, le risque pour la santé humaine que représentent les quatre polymères poly(ASPCA) a été jugé faible. Par conséquent, compte tenu des données disponibles, il est peu probable que l'exposition à ces substances présente un risque pour la santé humaine (ECCC, SC 2018).

5. Incertitudes associées à l'évaluation des risques pour l'environnement

Quelques incertitudes sont associées à l'évaluation écologique des neuf poly(amines). Il est admis qu'une substance portant un n° CAS donné permette de décrire des polymères ayant une valeur Mn et une composition différentes et, par conséquent, une plage différente de propriétés physico-chimiques et de propriétés dangereuses. Cependant, on ne s'attend pas à ce que des changements de masse moléculaire ou de composition augmentent de manière appréciable les effets sur l'environnement. De plus, il subsiste des incertitudes dans les scénarios d'exposition pour les neuf poly(amines), notamment le dosage et la réactivité. En cas de surdosage lorsqu'ils sont ajoutés aux eaux usées comme flocculant, les résidus de polymère n'ayant pas réagi et qui atteignent le milieu aquatique ne devraient pas être biodisponibles, parce qu'ils forment rapidement et irréversiblement un floc avec des matières anioniques dans l'eau. Par conséquent, un surdosage modéré ne devrait pas donner lieu à une augmentation importante du risque écologique.

Des incertitudes subsistent quant au potentiel de danger des neuf substances examinées dans la présente évaluation, en raison du manque de données sur l'écotoxicité pour les espèces vivant dans le sol et les sédiments. Toutefois, la charge cationique élevée de ces substances devrait entraîner leur forte adsorption sur les sédiments et les sols, ce qui réduirait considérablement leur biodisponibilité. Par conséquent, le manque de données sur l'écotoxicité ne devrait pas entraîner une

sous-estimation du danger potentiel ou du risque de ces substances dans les sédiments et les sols en milieu naturel.

6. Conclusion

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente évaluation préalable, les neuf poly(amines) présentent un faible risque d'effets nocifs pour l'environnement. Il est conclu que les neuf poly(amines) ne satisfont pas aux critères énoncés aux 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 la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

Compte tenu des renseignements présentés dans la présente évaluation préalable, il est conclu que les neuf poly(amines) ne satisfont pas aux critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Par conséquent, il est conclu que les neuf poly(amines) ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Références

- Abdollahi M, Alamdari P, Koolivand H. 2013. A comprehensive study on the kinetics of aqueous free-radical homo- and copolymerization of acrylamide and diallyldimethylammonium chloride by online ¹H-NMR spectroscopy. *J Polym Res.* 20, 239. (Disponible en anglais seulement)
- Arnot JA, Arnot MI, Mackay D, Couillard Y, MacDonald D, Bonnelle M, Doyle P. 2009. Molecular size cutoff criteria for screening bioaccumulation potential: fact or fiction? *Integr Environ Assess Manag.* 6(2):210-224. (Disponible en anglais seulement)
- Aksberg R, Wagberg L. 1989. Hydrolysis of cationic polyacrylamides. *J Appl Polym Sci.* 38(2):297-304. (Disponible en anglais seulement)
- Barajas J, Hunkeler D, Wandrey Ch. 2004. Feature Article: Polyacrylamide copolymeric flocculants with homogeneous branching: heterophase synthesis and characterization. *Polym News.* 29:239-246. (Disponible en anglais seulement)
- Boethling RS, Nabholz JV. 1997. Environmental assessment of polymers under the U.S. Toxic Substances Control Act. In: Hamilton JD, Sutcliffe R, editors. *Ecological assessment of polymers.* New York (NY): Van Nostrand Reinhold. p. 187-234. (Disponible en anglais seulement)
- Bolto BA. 1995. Soluble polymers in water-purification. *Prog Polym Sci.* 20:987-1041. (Disponible en anglais seulement)
- Bolto B, Abbt-Braun G, Dixon D, Eldridge R, Frimmel F, Hesse S, King S, Toifl M. 1999. Experimental evaluation of cationic polyelectrolytes for removing natural organic matter from water. *Water Sci Technol.* 40(9):71-79. (Disponible en anglais seulement)
- Bolto B, Dixon D, Eldridge R, King S. 2001. Cationic polymer and clay or metal oxide combinations for natural organic matter removal. *Water Res.* 35(11):2669-2676. (Disponible en anglais seulement)
- Bolto B, Gregory J. 2007. Organic polyelectrolytes in water treatment. *Water Res.* 41(11):2301-2324. (Disponible en anglais seulement)
- 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, min. 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. 149, n° 30.
- Cary GA, McMahon JA, Kuc WJ. 1987. The effect of suspended solids and naturally occurring dissolved organics in reducing the acute toxicities of cationic polyelectrolytes

to aquatic organisms. Environ Toxicol Chem. 6:469-474. (Disponible en anglais seulement)

Chang LL, Raudenbush DL, Dentel SK. 2001. Aerobic and anaerobic biodegradability of a flocculant polymer. Water Sci. Technol. 44(2-3):461-468. (Disponible en anglais seulement)

Choi JH, Shin WS, Lee SH, Joo DJ, Lee JD, Choi SJ. 2001. Application of synthetic polyamine flocculants for dye wastewater treatment. Sep Sci Technol. 36(13):2945-2968. (Disponible en anglais seulement)

Costa R, Pereira JL, Gomes J, Gonçalves F, Hunkeler D, Rasteiro MG. 2014. The effects of acrylamide polyelectrolytes on aquatic organisms: relating toxicity to chain architecture. Chemosphere. 112:177-184. (Disponible en anglais seulement)

Cumming J. 2007. Polyelectrolytes. In: Chemicals of concern in wastewater treatment plant effluent: state of the science in Australia. Cooperative Research Centre for Water Quality and Treatment. Occasional Paper No. 8. Adelaide, Australia. p. 57-68. (Disponible en anglais seulement)

Cumming J. 2008. Environmental fate, aquatic toxicology and risk assessment of polymeric quaternary ammonium salts from cosmetic uses. Doctoral thesis, Griffith School of Environment, Griffith University. (Disponible en anglais seulement)

Cumming JL, Hawker DW, Nugent KW, Chapman HF. 2008. Ecotoxicities of polyquaterniums and their associated polyelectrolyte-surfactant aggregates (PSA) to *Gambusia holbrooki*. J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng. 43(2):113-117. (Disponible en anglais seulement)

Cumming, J., Hawker DW, Chapman H, Nugent K. 2011. Sorption of polymeric quaternary ammonium compounds to humic acid. Water Air Soil Pollut. 214:5-7. (Disponible en anglais seulement)

Dentel, SK. 2000. Analysis and fate of polymers in wastewater treatment. Alexandria, VA. Water Research Foundation. 1:1-14 (Disponible en anglais seulement)

[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 et Santé Canada; Programme des substances existantes. (Disponible en anglais seulement)

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. [Modifié le 12 mars 2017]. Catégorisation. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 10 janvier 2019].

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2018. Deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères : Résultats de

l'évaluation préalable. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 10 janvier 2010].

Flock HG, Rausch EG. 1973. Application of polyelectrolytes in municipal waste treatment. In: Bikales NM, editor. Polymer science and technology, Volume 2: Water-soluble polymers. New York (NY): Plenum Press. p. 21-73. (Disponible en anglais seulement)

Foster WA. 1973. Water-soluble polymers as flocculants in papermaking. In: Bikales NM, editor. Polymer science and technology, Volume 2: Water-soluble polymers. New York (NY): Plenum Press. p. 3-19. (Disponible en anglais seulement)

Goodrich MS, Dulak LH, Friedman MA, Lech JJ. 1991. Acute and long-term toxicity of water-soluble cationic polymers to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and the modification of toxicity by humic acid. Environ Toxicol Chem. 10:509-515. (Disponible en anglais seulement)

Santé Canada. 2017. Documentation d'appui : Final Risk Matrix Location of Polymers. Ottawa (ON): Health Canada. Informations à l'appui de la Deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères : Résultats de l'évaluation préalable. Disponible à eccc.substances.eccc@canada.ca. (Disponible en anglais seulement)

Hubbe MA, Jackson TL, Zhang M. 2003. Fiber surface saturation as a strategy to optimize dual-polymer dry strength treatment. Tappi J. 2(11):7-12. (Disponible en anglais seulement)

Hubbe MA. 2006. Bonding between cellulosic fibers in the absence and presence of dry-strength agents - a review. BioRes.1(2):281-318. (Disponible en anglais seulement)

John W, Buckley CA, Jacobs EP, Sanderson RD. 2002. *Synthesis and Use of PolyDADMAC for Water Purification [PDF]*. Paper presented at the Biennial Conference of the Water Institute of Southern Africa (WISA). Durban, South Africa. ISBN Number: 1-86845-844-X. [Consulté le 10 janvier 2010]. (Disponible en anglais seulement)

Lafuma F, Durand G. 1989. C-13 NMR-spectroscopy of cationic copolymers of acrylamide. Polym Bull. 21(3):315-318. (Disponible en anglais seulement)

Liber K, Weber L, Lévesque C. 2005. Sublethal toxicity of two wastewater treatment polymers to lake trout fry (*Salvelinus namaycush*). Chemosphere. 61(8):1123-1133. (Disponible en anglais seulement)

Lofton M, Moore SM, Hubbe MA, Lee SY. 2005. Deposition of polyelectrolyte complexes as a mechanism for developing paper dry strength. Tappi J. 4(9):3-8. (Disponible en anglais seulement)

Möbius CH, Cordes-Tolle M. 1999. Paper industry on the way to integrated environmental protection: wastewater treatment. Papier. 53(10A):V60-65. (Disponible en anglais seulement)

Murgatroyd C, Barry M, Bailey K, Whitehouse P. 1996. A review of polyelectrolytes to identify priorities for EQS development. Environment Agency. Research and Development Technical Report P21, Bristol (UK). (Disponible en anglais seulement)

[OECD] Organisation for Economic Co-operation and Development. 2009. *Emission scenario document on pulp, paper and board industry [PDF]*. Paris (FR): OECD, Environment Directorate. (Series on Emission Scenario Documents No. 23; Report No.: ENV/JM/MONO(2009)25, JT03267839). [Consulté le 21 septembre 2017]. (Disponible en anglais seulement)

[OECD] Organisation for Economic Co-operation and Development. 2012. Emission scenario document on chemicals used in oil well production [PDF]. Paris (FR): OECD, Environment Directorate. (Series on Emission Scenario Documents No. 31; Report No.: ENV/JM/MONO(2012)7, JT03318094). [Consulté le 21 septembre 2017]. (Disponible en anglais seulement)

Padhye L, Luzinova Y, Cho M, Mizaikoff B, Kim JH, Huang CH. 2011. PolyDADMAC and dimethylamine as precursors of N-Nitrosodimethylamine during ozonation: reaction kinetics and mechanisms. *Environ. Sci. Technol.* 45:4353-4359. (Disponible en anglais seulement)

Palomino D, Hunkeler D, Stoll S. 2012. Salt concentration influence on the efficiency of two cationic polymeric flocculants. *Colloid Polym Sci.* 219:1301-1308. (Disponible en anglais seulement)

Rasteiro MG, Garcia FAP, Ferreira PJ, Antunes E, Hunkeler D, Wandrey C. 2010. Flocculation by cationic polyelectrolytes: Relating efficiency with polyelectrolyte characteristics. *J Appl Polym Sci.* 116:3603-3612. (Disponible en anglais seulement)

Rout D, Verma R, Agarwal SK. 1999. Polyelectrolyte treatment – an approach for water quality improvement. *Water Sci Technol.* 40(2):137-141. (Disponible en anglais seulement)

[SDS] Safety Data Sheet. 2013. EFFLUENT CARE 6954C. St. Paul (MN): Ecolab Inc. Water Care Division. (Disponible en anglais seulement)

[SDS] Safety Data Sheet. 2015a. PAM C-400 Series Polymer. Saskatoon (SK): ClearTech Industries Inc. (Disponible en anglais seulement)

[SDS] Safety Data Sheet. 2015b. Polyethyleneimine, 80% ethoxylated. Ontario (NY): Scientific Polymer Products, Inc. (Disponible en anglais seulement)

[SDS] Safety Data Sheet. 2016. POLYDADMAC A1. Trevose (PA): GE Betz, Inc. (Disponible en anglais seulement)

Smith-Palmer T, Campbell N, Bowman JL, Dewar P. 1994. Flocculation behavior of some cationic polyelectrolytes. *J Appl Polym Sci.* 52(9):1317-1325. (Disponible en anglais seulement)

Soponkanaporn T, Gehr R. 1989. The degradation of polyelectrolytes in the environment-insights provided by size exclusion chromatography measurements-reply. *Water Sci Technol.* 21:857-868. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] US Environmental Protection Agency. 2010. *TSCA New Chemicals Program (NCP) chemical categories [PDF]*. Washington (DC): US EPA, Office of Pollution Prevention and toxics. [Consulté le 22 septembre 2017]. (Disponible en anglais seulement)

Vorchheimer N. 1981. Synthetic polyelectrolytes. In: Schwoyer WLK, editor. *Polyelectrolytes for water and wastewater treatment*. Vol. 1. Boca Raton (FL): CRC Press. (Disponible en anglais seulement)

Wågberg L. 2000. Polyelectrolyte adsorption onto cellulose fibers - a review. *Nordic Pulp Paper Res. J.* 15(5):586-597. (Disponible en anglais seulement)

Wandrey Ch, Jaeger W. 1985. Copolymerization of dimethyl diallyl ammonium-chloride and acryl amide. *Acta Polym.* 36(2):100-102. (Disponible en anglais seulement)

Annexe A. Approche employée pour l'évaluation de la santé humaine lors de la phase 2 de l'évaluation préalable rapide des polymères

L'approche utilisée pour caractériser le risque pour la santé humaine lors de la deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères est décrite dans la présente section.

Caractérisation des risques pour la santé humaine posés par les poly(amines)

Les risques pour la santé humaine posés par les poly(amines) ont été caractérisés en suivant l'approche décrite dans le rapport intitulé *Deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères : Résultats de l'évaluation préalable* (ECCC, SC). Ce processus consistait à déterminer l'emplacement de chaque polymère dans une matrice de risques pour la santé, en attribuant à chaque substance un niveau faible, modéré ou élevé de préoccupation potentielle fondé sur leurs profils de danger et d'exposition. La matrice contient trois classes d'exposition qui représentent différents potentiels d'exposition (classes 1 à 3) et trois classes de danger représentant différents potentiels de danger (classes A à C).

La première étape consistait à déterminer le degré d'exposition directe et indirecte pour chaque polymère, fondé sur le potentiel d'exposition de l'humain établi d'après son profil d'emploi, des quantités importées, produites ou utilisées et l'extractibilité à 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 nationale et internationale.

La **classe d'exposition la plus élevée (classe 3)** est associée aux polymères susceptibles d'être associés à une exposition directe élevée du fait de leur utilisation dans des produits de consommation destinés à être consommés ou à être appliqués sur le corps, comme les cosmétiques, les produits pharmaceutiques et les produits de santé naturels. La **classe d'exposition intermédiaire (classe 2)** est associée aux polymères susceptibles d'être associés à une exposition directe ou indirecte modérée en raison de leur utilisation dans les produits ménagers qui ne sont pas destinés à être consommés ni à être 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 (classe 1)** est associée aux polymères qui devraient donner lieu à une exposition faible directe ou indirecte. Cette classe d'exposition inclut les polymères qui sont utilisés par le secteur industriel pour manufacturer 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 consiste à déterminer le potentiel de danger de chaque polymère et sa classe de danger correspondante, d'après la présence de groupes fonctionnels réactifs (GFR) et les données toxicologiques disponibles. La détermination de la classe

de danger a été faite indépendamment de la classe d'exposition. La **classe de danger le plus élevé (classe C)** regroupe les polymères qui contiennent ou pourraient contenir des GFR ou des métaux préoccupants pour la santé humaine. La classe de danger le plus élevé est également assignée aux polymères pour lesquels des données toxicologiques sur le polymère ou un polymère de structure apparentée montrent ou indiquent que le polymère peut poser un risque 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 structurelles, semblables à celles de l'éthane-1,2-diol, des amines aliphatiques ou aromatiques ou des anhydrides d'acide cis-butènedioïque, 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.

La dernière étape consistait à combiner le potentiel d'exposition et le potentiel de danger pour déterminer le risque global représenté par l'emplacement dans la matrice de 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 faire l'objet d'une évaluation approfondie qui vise à déterminer les risques qu'ils posent à la santé humaine.

Les polymères se trouvant dans toutes 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 nécessitent pas d'évaluation plus poussée ayant trait à la santé humaine.

Il est admis que des incertitudes sont associées aux conclusions basées sur les résultats de l'approche d'évaluation préalable rapide des polymères, y compris des variations dans les activités commerciales et les données toxicologiques limitées. Toutefois, le recours à un vaste ensemble de sources de données (sur l'exposition potentielle et les dangers préoccupants associés à un polymère particulier) et à des scénarios d'exposition prudents augmente la fiabilité de l'approche globale selon laquelle les polymères qui n'exigent pas d'évaluation plus poussée ne sont probablement pas préoccupants.

Les renseignements concernant la prise de décision à chaque étape, pour les substances visées par la présente évaluation, sont présentés dans le document *Deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères : résultats de l'évaluation préalable* (ECCC, SC 2018).

D'après les renseignements disponibles, il a été déterminé que les neuf poly(amines) identifiés dans la deuxième phase de l'évaluation préalable rapide des polymères sont peu susceptibles d'être nocifs pour la santé humaine.

Annexe B. Calcul de la CESE pour les polymères poly(DADMAC)

Tableau B-1. Données empiriques sur l'écotoxicité des deux polymères poly(DADMAC)

| N° CAS | Organisme | Valeur d'écotoxicité (mg/L) | Valeur d'écotoxicité atténuée ^a (mg/L) | F _{ES} ^b | VEN ^c (mg/L) |
|------------|---|--------------------------------------|---|------------------------------|--|
| 26062-79-3 | Algues (<i>C. vulgaris</i>) | CE ₅₀ 72 h = 0,16 | 2,24 | 5 | 0,448 |
| 26062-79-3 | Algues (<i>C. vulgaris</i>) | CSEO 72 h = 0,065 | 0,91 | 1 | 0,91 |
| 26590-05-6 | Daphnie (<i>D. magna</i>) | CE ₅₀ 48 h = 10-100 | 370-3 700 | 10 | 37-370 |
| 26062-79-3 | Daphnie (<i>D. magna</i>) | CE ₅₀ 48 h = 17,5-100 | 647,5-3 700 | 10 | 64,75-370 |
| 26062-79-3 | Poissons (<i>Gambusia holbrooki</i>) | CL ₅₀ 96 h = 0,5 | 7 | 10 | 0,7 |
| 26062-79-3 | Poissons (<i>O. mykiss</i>) | CL ₅₀ 96 h = 0,49 | 6,86 | 10 | 0,686 |
| 26062-79-3 | Poissons (<i>O. mykiss</i>) | CSEO 96 h = 0,37 | 5,18 | 5 | 1,03 |
| 26062-79-3 | Poissons (<i>P. promelas</i>) | CL ₅₀ 96 h = 0,46-1,65 | 6,44-23,1 | 10 | 0,644-2,31 |
| 26062-79-3 | Poissons (<i>P. promelas</i>) | CSEO 96 h = 0,15 | 2,1 (VCT ^d) | 5 | 0,42 (VEN la plus faible ^c) |
| 26590-05-6 | Poissons | CL ₅₀ 96 h = 10-100 | 140-1 400 | 10 | 14-140 |
| 26062-79-3 | Poissons (<i>Danio rerio</i>) | CL ₅₀ 96 h = 10 - 100 | 140-1 400 | 10 | 14-140 |
| 26062-79-3 | Mysidacé | CL ₅₀ 48 h = 628,5 | 8 799 | 10 | 879,9 |
| 26062-79-3 | Mysidacé | CSEO 48 h = 125 | 1 750 | 10 | 175 |

^a Valeur atténuée par un facteur de 37 pour *Daphnia* et de 14 pour les poissons et les algues (Cary et al. 1987).

^b F_{ES} : facteur de normalisation des critères d'effet (pour extrapoler les effets à court terme à l'absence d'effets à long terme).

^c VEN : valeur d'écotoxicité normalisée.

^d VCT : valeur critique de toxicité. C'est la valeur de toxicité qui produit la VEN la plus faible.

$$CESE_{\text{aquatique}} \text{ (mg/L)} = VCT/FE$$

$$CESE_{\text{aquatique}} \text{ (mg/L)} = VCT / (F_{ES} \times F_{SV} \times F_{MOA})$$

F_{ES} : 10 pour le facteur de normalisation des critères d'effet.

F_{SV} : 1 pour la variation entre les espèces (compte tenu du nombre d'espèces dans l'ensemble de données). Valeur pour ≥ 7 espèces (algues et invertébrés et vertébrés aquatiques).

F_{MOA} : facteur tenant compte du mode d'action (détermine si la substance agit de manière spécifique, et tient compte des effets possibles non représentés dans l'ensemble de données). Les substances poly(cationiques) sont considérées particulièrement actives en raison de leur adsorption sur les membranes des cellules et les branchies des poissons.

$$\text{CESE}_{\text{aquatique}} \text{ (mg/L)} = (2,1 \text{ mg/L}) / 5 \times 1 \times 2$$

$$\text{CESE}_{\text{aquatique}} \text{ (mg/L)} = (2,1 \text{ mg/L}) / 10$$

$$\text{CESE}_{\text{aquatique}} \text{ (mg/L)} = 0,21$$

Annexe C. Calcul de la CESE pour les polymères Poly(EDMA)

Tableau C-1. Données sur l'écotoxicité des polymères poly(EDMA) et du polymère analogue

| N° CAS | Organisme | Critère d'effet | Résultat (mg/L) | Valeur d'écotoxicité atténuée ^a (mg/L) | F _{ES} ^b | VEN ^c (mg/L) |
|-------------------|-----------------------------------|-----------------------|-----------------|---|------------------------------|-------------------------|
| 25988-97-0 | Daphnie (<i>D. magna</i>) | CL ₅₀ 48 h | 3,64 | 229,3 | - | - |
| 25988-97-0 | Daphnie (<i>D. magna</i>) | CE ₅₀ 48 h | 0,08 | 5,0 | 10 | 0,5 |
| 25988-97-0 | Poisson (<i>O. mykiss</i>) | CL ₅₀ 96 h | 48 h1,49 | 23,8 | 10 | 2,38 |
| 25988-97-0 | Poisson (<i>O. mykiss</i>) | CL ₅₀ 96 h | 0,27–0,78 | 0,36–44,3 ^d | 10 | - ^e |
| 25988-97-0 | Poisson (<i>O. mykiss</i>) | CL ₅₀ 28 j | 0,04–0,14 | 0,6–2,2 | 1 | 0,6–2,2 |
| 25988-97-0 | Poisson (<i>P. promelas</i>) | CL ₅₀ 96 h | S.O. | 1,17 ^f | 10 | - |
| 25988-97-0 | Poisson (<i>L. macrochirus</i>) | CL ₅₀ 96 h | 0,18 | 2,9 | 10 | 0,29 |
| 25988-97-0 | Poisson (<i>P. promelas</i>) | CL ₅₀ 96 h | 0,25 | 4 | 10 | 0,4 |
| 25988-97-0 | Poisson (<i>Danio rerio</i>) | CL ₅₀ 96 h | > 10 | > 160 | - | - |
| 42751-79-1 | Algues vertes | CE ₅₀ 72 h | 10–100 | 160–1 600 | - | - |
| 42751-79-1 | Daphnie (<i>D. magna</i>) | CE ₅₀ 48 h | 10–100 | 630–6 300 | - | - |
| 42751-79-1 | Daphnie (<i>Ceriodaphnia</i>) | CE ₅₀ 48 h | 0,17 | 10,7 | 10 | 1,07 |
| 42751-79-1 | Poisson (<i>O. mykiss</i>) | CL ₅₀ 96 h | 0,16* (VCT) | 2,6 | 10 | 0,26 |
| 42751-79-1 | Poisson (<i>L. macrochirus</i>) | CL ₅₀ 96 h | 0,39 | 6,2 | 10 | 0,62 |
| 42751-79-1 | Poisson (<i>P. promelas</i>) | CL ₅₀ 96 h | 0,67 | 10,7 | 10 | 1,07 |
| 42751-79-1 | Poisson (<i>Danio rerio</i>) | CL ₅₀ 96 h | 10–100 | 160–1 600 | - | - |
| 42751-79-1 | Mysidacé | CL ₅₀ 48 h | 2 500 | > 2 500 | - | - |
| 52722-38-0 | Poisson (<i>L. macrochirus</i>) | CL ₅₀ 96 h | 0,52 | 8,3 | 10 | 0,83 |
| 52722-38-0 | Poisson (<i>O. mykiss</i>) | CL ₅₀ 96 h | 0,24 | 3,8 | 10 | 0,38 |
| 52722-38-0 | Poisson (<i>C. variegatus</i>) | CL ₅₀ 96 h | 2,2 | 35,2 | 10 | 3,52 |
| 52722-38-0 | Poisson (<i>M. beryllina</i>) | CL ₅₀ 96 h | 707 | > 707 | - | - |
| S.O. ^g | Algues vertes | CE ₅₀ 96 h | 0,016 | 0,26 | 5 | - |

| N° CAS | Organisme | Critère d'effet | Résultat (mg/L) | Valeur d'écotoxicité atténuée ^a (mg/L) | F _{ES} ^b | VEN ^c (mg/L) |
|-------------------|----------------------|-----------------------|-----------------|---|------------------------------|-------------------------|
| S.O. ^g | Daphnie | CE ₅₀ 48 h | 0,34 | 21,4 | 10 | - |
| S.O. ^g | Poisson ^e | CL ₅₀ 96 h | 0,13 | 2,1 | 10 | - |

^a Facteur d'atténuation multiplié par 63 pour les daphnies et par 16 pour les poissons et les algues (Cary et al. 1987).

^b F_{ES} : facteur de normalisation des critères d'effet (extrapolation des effets à court terme à l'absence d'effets à long terme).

^c VEN : valeur d'écotoxicité normalisée.

^d Données d'écotoxicité expérimentales avec 0,5 mg/L à 50 mg/L d'acide humique. Aucune atténuation cationique additionnelle n'a été appliquée.

^e Après application du facteur de normalisation des critères d'effet, les valeurs de toxicité donneraient l'une des valeurs normalisées les plus faibles (toxicité la plus élevée). Toutefois, cette valeur n'a pas été utilisée, car la valeur d'écotoxicité la plus faible a été déterminée avec seulement 0,5 mg/L d'acide humique. Lorsque la concentration d'acide humique augmente à 5 mg/L, la substance devient nettement moins toxique. Il convient de noter que 10 mg/L d'acide humique sont généralement représentatifs du niveau de COD dans l'environnement (Boethling et Nabholz 1997). Par conséquent, la valeur normalisée n'est pas indiquée et ne sera pas prise en compte pour la détermination de la valeur critique de toxicité.

^f Données d'écotoxicité expérimentales avec concentration inconnue d'acides humiques. Aucune atténuation cationique additionnelle n'a été appliquée. Comme la concentration d'acide humique est inconnue, la valeur normalisée n'est pas indiquée et ne sera pas prise en compte pour la détermination de la valeur critique de toxicité.

^g Les données d'écotoxicité expérimentales obtenues de Boethling et Nabholz (1997) sont utilisées aux fins de comparaison. Comme on ne possède pas de données détaillées sur les polymères, les valeurs n'ont pas été prises en compte pour la détermination de la valeur critique de toxicité.

^h VCT : valeur critique de toxicité (valeur de toxicité qui donne la VEN la plus faible).

$$CESE_{\text{aquatique}} \text{ (mg/L)} = VCT/FE$$

$$CESE_{\text{aquatique}} \text{ (mg/L)} = VCT / (F_{ES} \times F_{SV} \times F_{MOA})$$

F_{ES} : 10 pour le facteur de normalisation des critères d'effet.

F_{SV} : 1 pour la variation entre les espèces (compte tenu du nombre d'espèces dans l'ensemble de données). Valeur pour ≥ 7 espèces (algues et invertébrés et vertébrés aquatiques)

F_{MOA} : 2 pour le facteur tenant compte du mode d'action (détermine si la substance agit de manière spécifique, et tient compte des effets possibles non représentés dans l'ensemble de données).

$$CESE_{\text{aquatique}} \text{ (mg/L)} = (2,56 \text{ mg/L}) / 10 \times 1 \times 2$$

$$CESE_{\text{aquatique}} \text{ (mg/L)} = (2,56 \text{ mg/L}) / 20$$

$$CESE_{\text{aquatique}} \text{ (mg/L)} = 0,128$$

Annexe D. Calcul de la CESE pour les polymères Poly(ASPCA)

Tableau D-1. Données sur l'écotoxicité des polymères poly(ASPCA) et du polymère analogue

| N° CAS | Organisme | Valeur d'écotoxicité (mg/L) | Critère d'effet | Valeur d'écotoxicité atténuée ^a (mg/L) | F _{ES} ^b | VEN ^c (mg/L) |
|-------------------|--|-----------------------------|------------------|---|------------------------------|-------------------------|
| 69418-26-4 | Poisson (<i>Danio rerio</i>) | CL ₅₀ 96 h | 5 | 200 | 10 | 20 |
| S.O. ^e | Poisson | CL ₅₀ 96 h | 0,76 | 30,4 | 10 | - |
| S.O. ^f | Algue | Cl ₅₀ 72 h | 0,1–10 | 4–400 | 5 | 0,8–80 |
| S.O. ^f | Daphnie | CE ₅₀ 48 h | 1–100 | 50–5 000 | 10 | 5–500 |
| S.O. ^f | Poisson | CL ₅₀ 96 h | 0,1–10* (VCT) | 4–400 | 10 | 0,4–40 |
| S.O. ^h | Poisson (<i>O. mykiss</i>) | CL ₅₀ 96 h | 0,66 | 1,2–38,9 ^d | 10 | - ^g |
| S.O. ^h | Poisson (<i>O. mykiss</i>) | CL ₅₀ 28 j | 0,3 | 12 | 10 | 1,2 |
| S.O. ⁱ | Poisson (<i>Gambusia holbrooki</i>) | CL ₅₀ 96 h | 0,5–2,0 | 20–80 | 10 | 2–8 |
| S.O. ^j | Daphnie (<i>D. magna</i>) | CE ₅₀ 48 h | 0,21 | 10,5 | 10 | 1,05 |
| S.O. ^j | Poisson (<i>P. promelas</i>) | CL ₅₀ 96 h | 0,16* | 8 | 10 | 0,8 |
| S.O. ^j | Poisson (<i>L. macrochirus</i>) | CL ₅₀ 96 h | 0,32 | 16 | 10 | 1,6 |
| S.O. ^j | Poisson (<i>L. punctatus</i>) | CL ₅₀ 96 h | 0,59 | 23,6 | 10 | 2,36 |

^a Facteur d'atténuation multiplié par 50 pour les daphnies et par 40 pour les poissons et les algues (Cary et al. 1987).

^b F_{ES} : facteur de normalisation des critères d'effet (extrapolation des effets à court terme à l'absence d'effets à long terme).

^c VEN : valeur d'écotoxicité normalisée.

^d Données d'écotoxicité expérimentales avec 0,5 mg/L à 50 mg/L d'acide humique. Aucune atténuation cationique additionnelle n'a été appliquée.

^e Les données d'écotoxicité expérimentales obtenues de Boethling et Nabholz (1997) sont utilisées aux fins de comparaison. Comme on ne possède pas de données détaillées sur les polymères, les valeurs n'ont pas été prises en compte pour le calcul de la valeur critique de toxicité.

^f Les données d'écotoxicité expérimentales proviennent des avis présentés en vertu du Programme des substances nouvelles (ECCC). Les n°s CAS sont considérés comme des renseignements commerciaux confidentiels.

^g Après application du facteur de normalisation des critères d'effet, les valeurs de toxicité donneraient l'une des valeurs normalisées les plus faibles. Toutefois, cette valeur n'a pas été utilisée, car la valeur d'écotoxicité la plus faible a été déterminée avec seulement 0,5 mg/L d'acide humique. Lorsque la concentration d'acide humique augmente à 5 mg/L, la valeur de toxicité devient nettement plus élevée. Il convient de noter que 10 mg/L d'acide humique sont généralement représentatifs du niveau de COD dans l'environnement (Boethling et Nabholz 1997). La valeur normalisée n'est donc pas indiquée et ne sera pas prise en compte pour la détermination de la valeur critique de toxicité.

^h Les données d'écotoxicité obtenues de Goodrich et al. (1987) sont utilisées aux fins de comparaison. Aucun n° CAS n'a été fourni.

ⁱ Les données d'écotoxicité obtenues de Cumming (2008) sont utilisées aux fins de comparaison. Données rares pour plusieurs n°s CAS.

^j Les données d'écotoxicité obtenues de Cary et al. (1987) sont utilisées aux fins de comparaison. Aucun n° CAS n'a été fourni.

* VCT : valeur critique de toxicité (valeur de toxicité qui donne la VEN la plus faible).

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

$$\text{CESE}_{\text{aquatique}} (\text{mg/L}) = \text{VCT} / (\text{F}_{\text{ES}} \times \text{F}_{\text{SV}} \times \text{F}_{\text{MOA}})$$

F_{ES} : 10 pour le facteur de normalisation des critères d'effet.

F_{SV} : 1 pour la variation entre les espèces (compte tenu du nombre d'espèces dans l'ensemble de données). Valeur pour ≥ 7 espèces (algues et invertébrés et vertébrés aquatiques)

F_{MOA} : 2 pour le facteur tenant compte du mode d'action (détermine si la substance agit de manière spécifique, et tient compte des effets possibles non représentés dans l'ensemble de données).

$$\text{CESE}_{\text{aquatique}} (\text{mg/L}) = (4,0 \text{ mg/L}) / 10 \times 1 \times 2$$

$$\text{CESE}_{\text{aquatique}} (\text{mg/L}) = (4,0 \text{ mg/L}) / 20$$

$$\text{CESE}_{\text{aquatique}} (\text{mg/L}) = 0,2 \text{ mg/L}$$