



## **Évaluation préalable**

### **Groupe des acides naphthalènesulfoniques et de leurs sels (ANS)**

#### **Numéros de registre du Chemical Abstracts Service**

**1321-69-3**

**25322-17-2**

**25619-56-1**

**57855-77-3**

**60223-95-2**

**68425-61-6**

**Environnement et Changement climatique Canada  
Santé Canada**

**Juin 2023**

N° de cat. : En84-338/2023F-PDF  
ISBN : 978-0-660-48864-6

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

Environnement et Changement climatique Canada  
Centre de renseignements à la population  
12<sup>e</sup> étage, édifice Fontaine  
200, boulevard Sacré-Cœur  
Gatineau (Québec) K1A 0H3  
Téléphone : 819-938-3860  
Ligne sans frais : 1-800-668-6767 (au Canada seulement)  
Courriel : [enviroinfo@ec.gc.ca](mailto:enviroinfo@ec.gc.ca)

Photo page couverture : © Environnement et Changement climatique Canada

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

Also available in English

## Sommaire

En vertu de l'article 68 ou 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE), les ministres de l'Environnement et de la Santé ont procédé à l'évaluation préalable de six substances appelées collectivement « Groupe des acides naphthalènesulfoniques et leurs sels » dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques. La présente évaluation préalable porte sur les six substances énumérées dans le tableau ci-dessous.

### Substances du groupe des acides naphthalènesulfoniques et leurs sels

N° CAS <sup>a</sup>	Nom sur la Liste intérieure des substances	Acronyme
1321-69-3	naphtalènesulfonate de sodium	NSNa
25322-17-2	acide dinonylnaphtalènesulfonique	ADNNS
25619-56-1	bis(dinonylnaphtalènesulfonate) de baryum	DNNSBa
57855-77-3	bis(dinonylnaphtalènesulfonate) de calcium	DNNSCa
60223-95-2	acide dinonylnaphtalènedisulfonique	ADNNSD
68425-61-6	acide diisopropylnaphtalènesulfonique, composé avec la cyclohexylamine (1:1)	CDINSA

<sup>a</sup> Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (no CAS) est la propriété de l'American Chemical Society, et toute utilisation ou redistribution, sauf quand cela est requis pour des exigences réglementaires ou pour des rapports au gouvernement du Canada quand l'information et les rapports sont requis en vertu d'une loi ou d'une politique administrative, est interdite sans autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society.

Les six substances du groupe des ANS sont produites commercialement et n'existent pas naturellement dans l'environnement. Elles ont été visées par des enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE. Selon les renseignements soumis, entre 100 000 et 1 000 000 kg de NSNa et moins de 1 000 kg de DNNSCa ont été respectivement produits au Canada en 2015 et en 2011. Les autres substances du groupe n'ont pas été fabriquées au Canada, mais ont été importées en quantités comprises entre 1000 kg et 100 000 kg pour chaque substance en 2011 ou en 2015. Au Canada, ces substances sont utilisées de différentes manières dans des combustibles, des lubrifiants, des peintures et revêtements et des matériaux à base de caoutchouc et pour l'extraction du pétrole et du gaz ou le traitement de l'eau.

Les risques posés par le NSNa à l'environnement ont été caractérisés à l'aide de la Classification des risques écologiques des substances organiques (CRE). Il s'agit d'une approche basée sur le risque qui tient compte de plusieurs paramètres liés au danger et à l'exposition et assigne un classement du risque après pondération de plusieurs éléments de preuve. Selon les résultats de la CRE, il est improbable que le NSNa ait des effets nocifs sur l'environnement.

Nous avons évalué les risques pour l'environnement posés par les cinq autres substances du groupe des ANS à partir d'une combinaison de données empiriques et de résultats de modélisations, qui nous ont éclairés sur le devenir et les effets de ces substances. Ces cinq substances sont probablement persistantes, mais non bioaccumulables. Pour l'évaluation environnementale, les substances du groupe des ANS ont été réparties en deux sous-groupes en fonction de leurs similarités en ce qui concerne leurs propriétés physiques et chimiques et le danger qu'elles représentent pour les organismes aquatiques. Le premier sous-groupe, ci-après dénommé sous-groupe des « ANS à faible solubilité », comprend l'ADNNS, le DNNSBa et le DNNSCa. Le second sous-groupe, ci-après dénommé sous-groupe des « ANS à solubilité élevée », comprend l'ADNNSD et le CDINSA. Ces deux sous-groupes ont été étudiés séparément quant à leurs effets sur les organismes aquatiques et à l'exposition de l'environnement. On a supposé que les utilisations industrielles étaient potentiellement interchangeables au sein de chaque sous-groupe. Les scénarios d'exposition de l'évaluation environnementale incluaient leur rejet dans l'environnement aquatique dû à la préparation d'huiles lubrifiantes, à l'utilisation de fluides d'usinage, à la formulation de peintures et revêtements, de produits pétroliers et gaziers et de combustibles et à l'utilisation industrielle de peintures. L'exposition aux sédiments résultant de ces rejets et l'exposition du sol due à l'épandage de biosolides sur les terres ont également été prises en compte. Nous avons trouvé qu'aux niveaux actuels d'exposition, ces cinq membres du groupe des ANS présentaient un faible risque.

Compte tenu de tous les éléments de preuve avancés dans la présente évaluation préalable, les six substances du groupe des ANS présentent un faible risque d'effets nocifs sur l'environnement. Il est conclu que les six substances du groupe des ANS ne satisfont pas aux critères de l'alinéa 64a) ou b) de la LCPE, car elles ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ni dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sa diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

En ce qui concerne la santé humaine, le DNNSBa et le CDINSA ont été évalués en suivant l'approche suivie pour l'Évaluation préalable rapide des substances pour lesquelles l'exposition de la population générale est limitée, pour déterminer si une substance requiert une évaluation supplémentaire sur la base de l'exposition potentielle, directe ou indirecte, de la population générale. Cette approche a permis d'établir que le potentiel d'exposition de la population générale au DNNSBa et au CDINSA était négligeable, indiquant une faible probabilité de risque pour la santé humaine. Par conséquent, ces substances sont considérées comme peu préoccupantes pour la santé humaine aux niveaux d'exposition actuels.

Dans le cas des quatre autres substances, les Canadiens peuvent principalement être exposés à l'ADNNS, au DNNSCa et à l'ADNNSD par l'eau potable, alors que le NSNa n'est pas rejeté dans l'environnement. En outre, l'ADNNS peut être utilisé comme agent antistatique dans certains matériaux d'emballage alimentaire pouvant entrer

directement en contact avec des aliments. Cependant, l'exposition résultant de cette utilisation est censée être négligeable. L'emploi de produits disponibles pour les consommateurs ne devrait pas exposer la population générale au NSNa, à l'ADNNS et à l'ADNND. À cause de sa présence dans un lubrifiant en aérosol à usage général, des inhalations et des expositions cutanées intermittentes au DNNSCa pourraient avoir lieu.

Selon les classifications de la cancérogénicité, de la génotoxicité et de la toxicité pour le développement et la reproduction faites par d'autres organismes nationaux ou internationaux, le NSNa ne constitue pas un grave danger pour la santé humaine. Nous n'avons donc pas poussé plus loin les recherches sur ses effets potentiels sur la santé humaine, car la population générale du Canada ne devrait pas y être exposée. Puisqu'il existait peu de données sur les effets sur la santé de l'ADNNS, du DNNSCa et de l'ADNND, nous avons utilisé la lecture croisée pour éclairer la caractérisation de leurs effets sur la santé. Sur la base d'études de laboratoire réalisées sur des substances structurellement proches, nous considérons que les effets critiques de l'ADNNS, du DNNSCa et de l'ADNND sur la santé sont la formation de cristaux dans les reins et des effets sur la thyroïde. La comparaison des niveaux d'exposition à l'ADNNS ou à l'ADNND à partir de milieux environnementaux aux concentrations causant des effets sur la santé a conduit à calculer des marges qui sont considérées comme adéquates pour tenir compte des incertitudes des bases de données sur les effets sur la santé et l'exposition. De même, la comparaison des niveaux d'exposition au DNNSCa associés aux milieux environnementaux ou à l'utilisation de lubrifiants et des concentrations causant des effets sur la santé a permis de calculer des marges qui sont considérées comme adéquates pour tenir compte des incertitudes des bases de données sur les effets sur la santé et l'exposition.

Compte tenu de l'ensemble des renseignements contenus dans la présente évaluation préalable, il est conclu que les six substances du groupe des ANS ne satisfont pas aux critères de l'alinéa 64c) de la LCPE, car elles ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ni dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

Il est donc conclu que les six substances du groupe des ANS ne satisfont à aucun des critères de l'article 64 de la LCPE.

# Table des matières

<b>Sommaire</b> .....	<b>i</b>
<b>1. Introduction</b> .....	<b>1</b>
<b>2. Identité des substances</b> .....	<b>4</b>
2.1 Choix des analogues et utilisation de modèles (Q)SAR.....	6
<b>3. Propriétés physiques et chimiques</b> .....	<b>11</b>
<b>4. Sources et utilisations</b> .....	<b>15</b>
<b>5. Rejets dans l'environnement</b> .....	<b>18</b>
<b>6. Devenir et comportement dans l'environnement</b> .....	<b>18</b>
6.1 Distribution dans l'environnement.....	18
6.2 Persistance dans l'environnement.....	19
6.3 Potentiel de bioaccumulation .....	21
<b>7. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement</b> .....	<b>24</b>
7.1 Évaluation des effets sur l'environnement .....	24
7.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement .....	33
7.3 Caractérisation des risques pour l'environnement .....	43
<b>8. Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine</b> .....	<b>50</b>
8.1 Évaluation de l'exposition .....	50
8.2 Évaluation des effets sur la santé .....	53
8.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine .....	58
8.4 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine .....	60
<b>9. Conclusion</b> .....	<b>61</b>
<b>Bibliographie</b> .....	<b>62</b>
<b>Annexe A. Résumé des données utilisées pour la détermination du mode d'action écotoxicologique</b> .....	<b>70</b>
<b>Annexe B. Données additionnelles sur les effets sur l'environnement</b> .....	<b>75</b>
<b>Annexe C. Évaluation de l'exposition de l'environnement : résumé des hypothèses</b> .....	<b>76</b>
<b>Annexe D. Approche de classification des risques écologiques des substances organiques (CRE)</b> .....	<b>92</b>
<b>Annexe E. Expositions potentielles des humains à l'ADNNS, au DNNSCa et à l'ADNNS dans les milieux de l'environnement ou les aliments</b> .....	<b>94</b>
<b>Annexe F. Paramètres utilisés pour l'estimation de l'exposition humaine au DNNSCa due à l'utilisation d'un lubrifiant en aérosol à usage général</b> .....	<b>95</b>
<b>Annexe G. Tableau récapitulatif de la lecture croisée faite pour les paramètres d'effet sur la santé</b> .....	<b>98</b>

## Liste des tableaux

Tableau 0-1. Identité des substances.....	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
Tableau 2-2. Identité des analogues .....	7
Tableau 2-3. Données de lecture croisée ayant servi à estimer les différents paramètres utilisés dans la présente évaluation.....	10
Tableau 3-1. Propriétés physiques et chimiques sélectionnées (moyennes pour les structures linéaires et ramifiées à température standard) pour l'ADNNS, le DNNSCa, le DNNSBa et l'ADNNDS .....	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
Tableau 3-2. Propriétés physiques et chimiques sélectionnées (à température standard) pour le CDINSA et le NSNa.....	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
Tableau 4-1. Résumé des renseignements sur les quantités produites et importées au Canada des substances du groupe des ANS, soumis en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE ..	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
Tableau 4-2. Résumé des utilisations des substances du groupe des ANS au Canada (d'après les renseignements soumis en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE) .....	<b>Error! Bookmark not defined.</b>
Tableau 6-1. Résumé des données expérimentales de bioaccumulation pour les substances du groupe des ANS .....	23
Tableau 7-1. Études clés sur la toxicité aquatique prises en compte dans le choix d'une valeur critique de toxicité pour les ANS faiblement solubles .....	30
Tableau 7-2. Études clés sur la toxicité aquatique prises en compte dans le choix d'une valeur critique de toxicité pour les ANS fortement solubles.....	30
Tableau 7-3 Valeurs clés de toxicité des sédiments prises en compte dans le choix d'une valeur critique de toxicité des sédiments (Matten et coll. 2020b).....	32
Tableau 7-4. Valeurs clés de la toxicité pour le ver de terre ( <i>E. fetida</i> ) d'un sol contenant des méthyl(di(propane-2-yl))naphtalènesulfonates de sodium (ECHA 2019b) .....	33
Tableau 7-5. CEE pour les sédiments.....	41
Tableau 7-6. CEE pour le sol dues à l'épandage de biosolides sur des terres au début de la 10 <sup>e</sup> année .....	42
Tableau 7-7. Calculs des quotients de risque (QR) pour des scénarios d'exposition industrielle aux substances du groupe des ANS dans le milieu aquatique..	44
Tableau 7-8. Calculs des quotients de risque (QR) pour des scénarios d'exposition industrielle aux substances du groupe des ANS dans les sédiments.....	44
Tableau 7-9. Calculs des quotients de risque (QR) pour des scénarios d'exposition industrielle aux substances du groupe des ANS dans les sols .....	45
Tableau 7 10. Éléments de preuve pondérés pris en compte pour la détermination du potentiel d'effets nocifs des ANS sur l'environnement au Canada .....	46
Tableau 8-1. Expositions estimées au DNNSCa dues à l'utilisation d'un lubrifiant en aérosol à usage général (par événement).....	53

Tableau 8-2. Valeurs pertinentes de l'exposition et du danger pour les substances du groupe des ANS et marges d'exposition utilisées pour la détermination du risque.....	59
Tableau 8-3. Sources d'incertitudes dans la caractérisation des risques.....	60
Tableau A-1. Données utilisées pour le calcul du résidu corporel critique (RCC) et de l'activité létale pour les ANS faiblement solubles.....	70
Tableau A-2. Données utilisées pour le calcul du résidu corporel critique (RCC) pour les ANS fortement solubles, l'ADNDS servant de référence .....	72
Tableau A-3. Poids de la preuve permettant de déterminer le mode d'action .....	73
Tableau B-1. Données additionnelles sur les effets d'analogues sur l'environnement aquatique (Greim et coll. 1994) .....	75
Tableau C-1. Résumé des hypothèses pour le calcul des CEE en milieu aquatique pour le scénario n° 1 : mélange d'huiles lubrifiantes.....	76
Tableau C-2. Résumé des hypothèses pour le calcul des CEE en milieu aquatique pour le scénario n° 2 : utilisation de fluides d'usinage .....	77
Tableau C-3. Résumé des hypothèses pour le calcul des CEE en milieu aquatique pour le scénario n° 3 : formulation de peintures et revêtements.....	78
Tableau C-4. Résumé des hypothèses pour le calcul des CEE en milieu aquatique pour le scénario 5 : utilisation industrielle de peintures.....	79
Tableau C-5. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE en milieu aquatique pour le scénario n° 5 : formulation de combustibles .....	81
Table C-6. Résumé des hypothèses pour le calcul des CEE en milieu aquatique pour le scénario n° 6 : utilisation industrielle de peintures .....	82
Tableau C-7. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE pour les sédiments pour le scénario n° 1 : mélange d'huiles lubrifiantes.....	83
Tableau C-8. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE pour les sédiments pour le scénario n° 2 : utilisation de fluides d'usinage .....	84
Tableau C-9. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE dans les sédiments pour le scénario n° 3 : formulation de peintures et revêtements.....	84
Tableau C-10. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE dans les sédiments pour le scénario n° 4 : formulation de produits pétroliers et gaziers .....	85
Tableau C-11. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE dans les sédiments pour le scénario n° 5 : formulation de combustibles .....	85
Table C-12. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE pour les sédiments pour le scénario n° 6 : utilisation industrielle de peintures .....	86
Tableau C-13. Résumé des hypothèses applicables à tous les calculs de la CEE pour les sols .....	86
Tableau C-14. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE pour les sols pour le scénario n° 1 : mélange d'huiles lubrifiantes.....	87
Tableau C-15. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE pour les sols pour le scénario n° 2 : utilisation de fluides d'usinage .....	88
Tableau C-16. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE pour les sols pour le scénario n° 3 : formulation de peintures et revêtements.....	89



Tableau C-17. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE pour les sols pour le scénario n° 4 : formulation de produits pétroliers et gaziers .....	90
Tableau C-18. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE pour les sols pour le scénario n° 6 : utilisation industrielle de peintures .....	90
Tableau E-1. Absorption quotidienne estimée d'ADNNS et de DNNSCa ( $\mu\text{g}/\text{kg pc}/\text{jour}$ ) par divers groupe d'âge .....	94
Tableau E-2. Absorption quotidienne estimée d'ADNNS ( $\mu\text{g}/\text{kg pc}/\text{jour}$ ) par divers groupe d'âge.....	94
Tableau F-1. Paramètres et hypothèses d'exposition pour un lubrifiant en aérosol à usage général pour des scénarios d'exposition par inhalation et par voie cutanée.....	95
Tableau G-1. Facteurs pris en compte pour les analogues de l'ADNNS, du DNNSCa et de l'ADNNS .....	98
Tableau G-2. Tableau récapitulatif des effets sur la santé .....	99

# 1. Introduction

En vertu de l'article 68 ou 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) (LCPE; Canada, 1999), les ministres de l'Environnement et de la Santé ont procédé à l'évaluation préalable de six des sept substances appelées collectivement « Groupe des acides naphthalènesulfoniques et leurs sels » dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques, afin d'établir si elles constituent ou pourraient constituer un risque pour l'environnement ou la santé humaine. L'évaluation de trois substances a été jugée prioritaire, car elles répondaient aux critères de catégorisation énoncés au paragraphe 73(1) de la LCPE (NSNa et CDINSA) ou avaient été considérées comme prioritaires en vertu d'autres mécanismes (DNNSCa) (ECCC, SC [modifié 2017]). Les trois autres substances (ADNNS, DNNSBa et ADNNSD) ont été ajoutées après avoir été jugées prioritaires dans le cadre de l'approche de Détermination des priorités en matière d'évaluation des risques (ECCC, SC 2015; Environnement Canada, Santé Canada 2014).

Le groupe des ANS contenait au départ une septième substance, le butylnaphtalènesulfonate de sodium (n° CAS<sup>1</sup> : 25638-17-9). Or, elle a été étudiée dans le Document sur l'approche scientifique : classification du risque écologique des substances organiques (ECCC 2016a) et jugée peu préoccupante pour la santé humaine et l'environnement grâce à l'approche suivie pour l'Évaluation préalable rapide des substances pour lesquelles l'exposition de la population générale est limitée (ECCC, SC 2018a). Elle ne sera donc pas étudiée davantage dans la présente évaluation. Le lecteur trouvera les conclusions relatives à cette substance dans le rapport de l'Évaluation rapide de substances auxquelles l'exposition de la population générale est limitée (ECCC, SC 2018a). Les six substances visées par la présente évaluation préalable seront désignées ci-après sous le nom de « groupe des ANS ».

Le risque pour l'environnement posé par l'une des substances du groupe des ANS, le NSNa (n° CAS 1321-69-3), a été caractérisé en utilisant la Classification du risque écologique (CRE) des substances organiques (ECCC 2016a; Annexe D), une approche basée sur les risques qui tient compte de plusieurs paramètres liés au danger et à

---

<sup>1</sup> Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) est la propriété de l'American Chemical Society, et toute utilisation ou redistribution, sauf quand cela est requis pour des exigences réglementaires ou pour des rapports au gouvernement du Canada quand l'information et les rapports sont requis en vertu d'une loi ou d'une politique administrative, est interdite sans autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society.

l'exposition, avec une pondération des éléments de preuve pour déterminer la classification des risques. Puisque la CRE a déterminé que le potentiel d'effets nocifs du NSNa sur l'environnement était faible (ECCC 2016b), son impact sur l'environnement ne sera pas pris en compte davantage dans la présente évaluation, mais les risques pour la santé humaine seront abordés.

Pour l'évaluation environnementale, les substances du groupe des ANS ont été réparties en deux sous-groupes en fonction de leurs similarités en ce qui concerne leurs propriétés physiques et chimiques et le danger qu'elles représentent pour les organismes aquatiques. Le premier sous-groupe, ci-après dénommé sous-groupe des « ANS à faible solubilité », comprend l'ADNNS, le DNNSBa et le DNNSCa. Le second sous-groupe, ci-après dénommé sous-groupe des « ANS à solubilité élevée », comprend l'ADNNSD et le CDINSA. Ces deux sous-groupes ont été étudiés séparément en ce qui a trait à l'exposition de l'environnement; il a été supposé qu'au sein de chaque sous-groupe, les substances pouvaient faire l'objet d'utilisations industrielles interchangeable. La présente évaluation porte essentiellement sur les naphthalènesulfonates (anions) du groupe, plutôt que sur les cations qui leur sont associés. En particulier, le cation du CDINSA, la cyclohexanamine, n'est pas abordé dans le présent rapport, car il fait l'objet d'une évaluation distincte (ECCC, SC 2019) dans laquelle le risque qu'il présente pour l'environnement a été caractérisé à l'aide de la CRE.

Le risque pour la santé humaine a été évalué individuellement. Le DNNSBa et le CDINSA ont été étudiés dans le cadre de l'approche suivie pour l'Évaluation préalable rapide des substances pour lesquelles l'exposition de la population générale est limitée (ECCC, SC 2018). Dans le cadre de cette approche, le potentiel d'exposition directe est évalué sur la base de considérations comme la présence avérée de la substance dans un produit utilisé par la population générale, et le potentiel d'exposition indirecte a été adapté de l'approche générale présentée dans le document sur l'Approche fondée sur le seuil de préoccupation toxicologique (SPT) pour certaines substances (Santé Canada 2016). D'après l'évaluation de l'exposition directe et de l'exposition indirecte réalisée dans le cadre de cette approche, l'exposition de la population générale au DNNSBa ou au CDINSA a été jugée négligeable. Par conséquent, ces substances sont considérées comme peu préoccupantes pour la santé humaine aux niveaux d'exposition actuels.

Dans la présente évaluation préalable, nous avons pris en compte des renseignements sur les propriétés chimiques, le devenir dans l'environnement, les dangers, les utilisations et l'exposition. Des données pertinentes ont été trouvées jusqu'en avril 2019 et des recherches ciblées supplémentaires dans la littérature scientifique menées jusqu'en décembre 2020, et des renseignements ont été fournis par les parties prenantes jusqu'en avril 2021. Des données empiriques tirées d'études clés ainsi que des résultats de modélisations ont permis de tirer des conclusions. Quand ils étaient

pertinents, les renseignements contenus dans des évaluations réalisées par d'autres administrations ont été pris en compte.

De nouvelles publications scientifiques sur le mode d'action, l'écotoxicité et la bioaccumulation des ANS sont parues en 2020 et 2021, après la publication de l'ébauche de l'évaluation préalable. De plus, l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA) a fourni de nouveaux renseignements sur la biodégradabilité intrinsèque de l'un des analogues utilisés dans l'évaluation, l'ADANS riche en C<sub>9</sub>. Ces nouveaux éléments ont été pris en compte dans la présente évaluation préalable.

La présente évaluation préalable a été rédigée par le personnel du Programme d'évaluation des risques de la LCPE de Santé Canada et d'Environnement et Changement climatique Canada et inclut des données provenant d'autres programmes de ces deux ministères. Les parties de la présente évaluation préalable portant sur la santé humaine et l'environnement ont été soumises à des examens ou des consultations externes. M. Geoff Granville (de GCGranville Consulting Corp.) et le D<sup>r</sup> James Armitage (d'AES Environmental Services, Inc.) ont formulé des commentaires sur les parties techniques touchant l'environnement. Les commentaires sur les parties techniques relatives à la santé humaine ont été formulés par Mmes Theresa Lopez et Jennifer Flippin et la D<sup>re</sup> Joan Garey, de Tetra Tech. Le document sur l'approche scientifique de la CRE (ECCC 2016a) a été soumis à l'examen de pairs et à une consultation publique de 60 jours. Le document sur l'Évaluation préalable rapide des substances avec une exposition limitée pour la population générale (ECCC, SC 2018) a aussi été soumis à une consultation publique de 60 jours. Par ailleurs, l'ébauche de la présente évaluation préalable (publiée le 4 juillet 2020) a également été soumise à une telle consultation. Bien que des commentaires externes aient été pris en compte, Santé Canada et Environnement et Changement climatique Canada assument la responsabilité du contenu final et des conclusions de la présente évaluation préalable.

La présente ébauche d'évaluation préalable repose sur des renseignements critiques pour déterminer si ces substances satisfont aux critères de l'article 64 de la LCPE. Pour ce faire, nous avons examiné des données scientifiques et suivi une approche basée sur le poids de la preuve et le principe de précaution<sup>2</sup>. Dans le présent document, nous

---

<sup>2</sup> Un ou plusieurs des critères formulés à l'article 64 de la LCPE sont jugés satisfaits si l'évaluation démontre que l'exposition à la substance dans l'environnement général entraîne des risques pour l'environnement ou pour la santé humaine. Dans le cas des humains, ceci comprend notamment les expositions par l'air ambiant ou intérieur, l'eau potable, les aliments et les produits offerts aux consommateurs. Une conclusion aux termes de la LCPE n'est pas pertinente pour une évaluation des critères de risque spécifiés dans le *Règlement sur les produits dangereux* faisant partie du Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au Travail (SIMDUT) couvrant l'utilisation, la manipulation et le stockage sur le lieu de travail ni n'empêche une telle évaluation. De même, une conclusion s'appuyant sur les critères formulés à l'article 64 de la LCPE n'empêche pas la prise de mesures en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

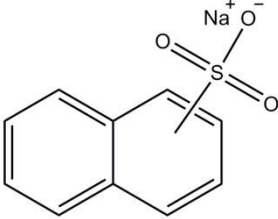
présentons ces données critiques et les analyses sur lesquelles se fondent les conclusions proposées

## 2. Identité des substances

Le tableau 2-1 donne le numéro de registre du CAS, le nom sur la *Liste intérieure des substances* (LIS) et les acronymes des six substances du groupe des ANS.

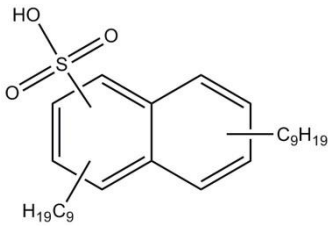
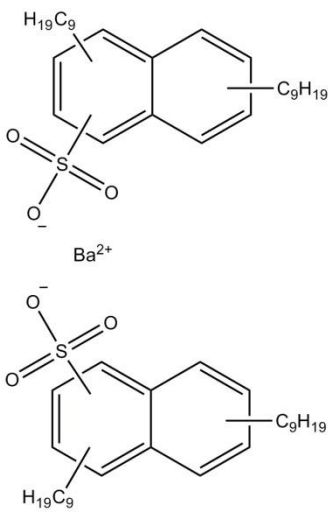
Chaque substance de ce groupe est considérée comme un UVCB<sup>3</sup> puisque ni la position du groupe sulfonate ni celle du groupe alkyle sur les deux cycles sur le naphthalène ne sont précisées. De plus, les groupes nonyles de certaines d'entre elles peuvent se présenter sous forme linéaire ou ramifiée. À des fins de simplicité, la géométrie exacte (linéaire ou ramifiée) n'est pas représentée dans les structures représentatives.

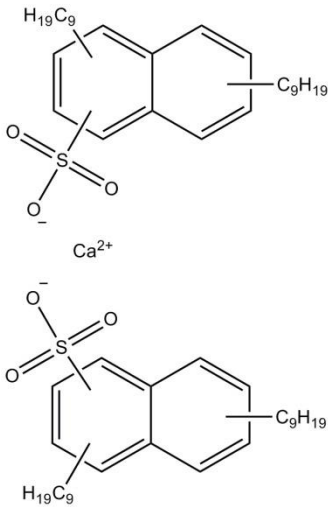
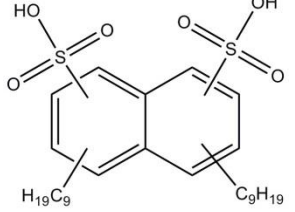
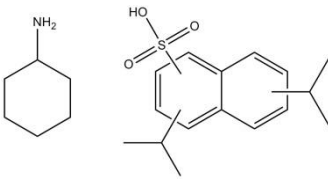
**Tableau 2-1. Identité des substances**

N° CAS (acronyme)	Nom sur la LIS	Structure chimique représentative et formule moléculaire	Masse moléculaire (g/mol)
1321-69-3 (NSNa)	naphthalènesulfonate de sodium	 C <sub>10</sub> H <sub>8</sub> O <sub>3</sub> SNa	230,22

---

<sup>3</sup> L'acronyme UVCB désigne les substances de composition inconnue ou variable, les produits de réactions complexes. Ces substances sont issues de sources naturelles ou produites par des réactions complexes. Un UVCB n'est pas un mélange intentionnel de substances discrètes, mais est considéré comme une seule substance. La complexité et la variabilité de leur composition peuvent les rendre difficiles à caractériser de manière complète et systématique.

N° CAS (acronyme)	Nom sur la LIS	Structure chimique représentative et formule moléculaire	Masse moléculaire (g/mol)
25322-17-2 (ADNNS) <sup>a</sup>	acide dinonylnaphtalènesulfonique	 <p style="text-align: center;"><math>C_{28}H_{44}O_3S</math></p>	460,72
25619-56-1 (DNNSBa) <sup>a</sup>	bis(dinonylnaphtalènesulfonate) de baryum	 <p style="text-align: center;"><math>C_{56}H_{88}O_6S_2Ba</math></p>	1058,75

N° CAS (acronyme)	Nom sur la LIS	Structure chimique représentative et formule moléculaire	Masse moléculaire (g/mol)
57855-77-3 (DNNSCa) <sup>a</sup>	bis(dinonylnaphtalènesulfonate) de calcium	 <p style="text-align: center;"><math>C_{56}H_{88}O_6S_2Ca</math></p>	961,50
60223-95-2 (ADNNS) <sup>b</sup>	acide dinonylnaphtalènedisulfonique	 <p style="text-align: center;"><math>C_{28}H_{44}O_6S_2</math></p>	540,78
68425-61-6 (CDINSA) <sup>b</sup>	acide diisopropylnaphtalènesulfonique, composé avec la cyclohexylamine (1/1)	 <p style="text-align: center;"><math>C_6H_{13}N.C_{16}H_{20}O_3S</math></p>	391,57

<sup>a</sup> Cette substance est incluse dans le sous-groupe de faible solubilité dans le cadre de l'évaluation environnementale.

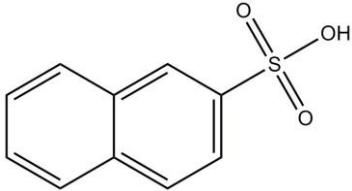
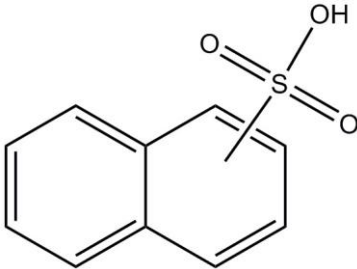
<sup>b</sup> Cette substance est incluse dans le sous-groupe de solubilité élevée dans le cadre de l'évaluation environnementale.

## 2.1 Choix des analogues et utilisation de modèles (Q)SAR

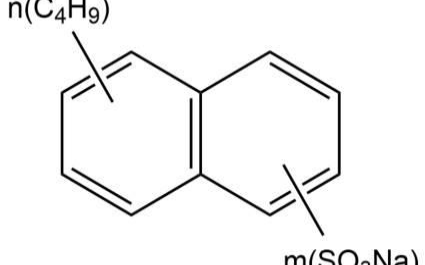
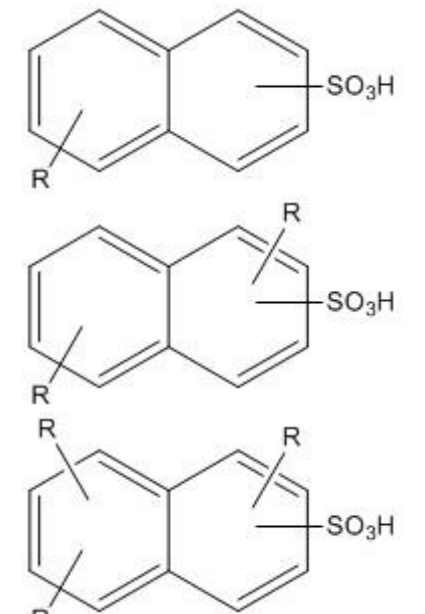
Nous avons suivi une approche de lecture croisée à partir de substances analogues et des résultats de modèles de (Q)SAR (relations structure-activité [quantitatives]), le cas

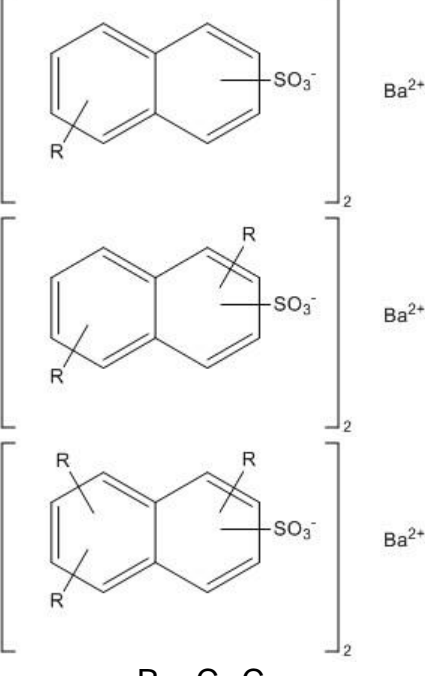
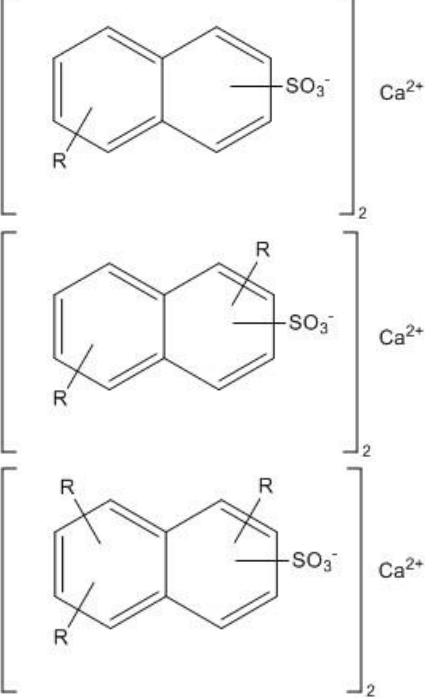
échéant, pour éclairer les évaluations relatives à l'environnement et la santé humaine. Nous avons choisi des analogues présentant une structure ou une fonction similaires à celles des substances du groupe (par exemple propriétés physico-chimiques, toxicocinétique) et pour lesquels existaient des données empiriques pertinentes utilisables pour une lecture croisée. L'applicabilité des modèles (Q)SAR a été déterminée au cas par cas. Les détails des données de lecture croisée et des modèles (Q)SAR utilisés pour éclairer les évaluations relatives à l'environnement et la santé humaine du groupe des ANS sont discutés plus en détail dans les parties pertinentes du présent rapport et dans l'annexe F. Nous donnons dans le tableau 2-2 l'identité et les structures chimiques des analogues utilisés pour éclairer la présente évaluation. Nous donnons dans le tableau 2-3 une indication des données de lecture croisée disponibles pour différents paramètres.

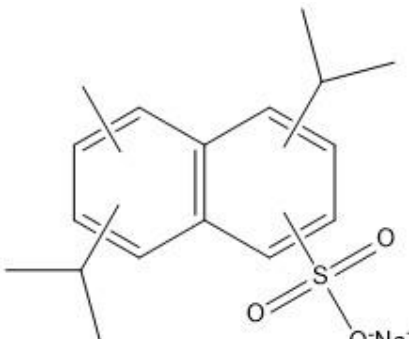
**Tableau 2-2. Identité des analogues**

N° CAS (acronyme)	Nom sur la LIS ou autre nom [nom commun]	Structure chimique représentative et formule moléculaire	Masse moléculaire (g/mol)
120-18-3 (AN2S)	acide naphthalène-2-sulfonique	 $C_{10}H_8O_3S$	208,23
68153-01-5	acides naphthalènesulfoniques	 $C_{10}H_8O_3S$	208,23



N° CAS (acronyme)	Nom sur la LIS ou autre nom [nom commun]	Structure chimique représentative et formule moléculaire	Masse moléculaire (g/mol)
91078-64-7	acides naphtalènesulfoniques, dérivés butylés ramifiés et linéaires, sels de sodium [n(butyle linéaire ou ramifié)naphtalène (msulfonates) de m(sodium)]	 <p style="text-align: center;">m = 1-2, n = 1-3</p>	Entre 288,29 et 551,46
N° de la Comm. Europ. <sup>a</sup> , <sup>b</sup> 939-714-0 (ADANS riche en C <sub>9</sub> )	acides di(allyle en C <sub>8-10</sub> ramifié riche en C <sub>9</sub> ) naphtalènesulfoniques (au milieu) [sont aussi représentés les acides mono(allyle en C <sub>8-10</sub> ramifié riche en C <sub>9</sub> ) (en haut) et tri(allyle en C <sub>8-10</sub> ramifié riche en C <sub>9</sub> ) naphtalènesulfoniques] (en bas)	 <p style="text-align: center;">R = C<sub>8</sub>-C<sub>10</sub></p>	Entre 320,49 et 629,02

N° CAS (acronyme)	Nom sur la LIS ou autre nom [nom commun]	Structure chimique représentative et formule moléculaire	Masse moléculaire (g/mol)
N° de la Comm. europ. <sup>a</sup> , <sup>b</sup> 939-718-2 (DANSBa riche en C <sub>9</sub> )	bis[(dialkyl ramifié en C <sub>8-10</sub> riche en C <sub>9</sub> ) naphtalènesulfonates] de baryum [Sont aussi montrés les bis(monoalkyl ramifié en C <sub>8-10</sub> riche en C <sub>9</sub> et trialkyl ramifiés en C <sub>8-10</sub> riche en C <sub>9</sub> ) naphtalènesulfonates de baryum]	 <p style="text-align: center;">R = C<sub>8</sub>-C<sub>10</sub></p>	Entre 776,18 et 1393,39
N° de la Comm. europ. <sup>a</sup> , <sup>b</sup> 939-717-7 (DANSCa riche en C <sub>9</sub> )	bis[(dialkyl ramifié en C <sub>8-10</sub> riche en C <sub>9</sub> ) naphtalènesulfonates] de calcium [Sont aussi montrés les bis[(monoalkyl ramifié en C <sub>8-10</sub> riche en C <sub>9s</sub> et trialkyl ramifié en C <sub>8-10</sub> riche en C <sub>9</sub> ) naphtalènesulfonates] de calcium]	 <p style="text-align: center;">R = C<sub>8</sub>-C<sub>10</sub></p>	Entre 678,24 et 1296,15

N° CAS (acronyme)	Nom sur la LIS ou autre nom [nom commun]	Structure chimique représentative et formule moléculaire	Masse moléculaire (g/mol)
68909-82-0 <sup>b</sup>	acide diisopropylnaphtalènesulfonique, dérivés méthylés, sels de sodium [méthyl(di(propane-2-yl))naphtalènesulfonates de sodium]		328,40

Abréviations : DANS, dialkylnaphtalènesulfonate; s. o., sans objet

<sup>a</sup> Il n'y a pas de n° CAS pour cette substance ou celui-ci est inconnu.

<sup>b</sup> La formule moléculaire de cette substance n'apparaît pas en raison de la complexité de sa structure.

**Tableau 2-3. Données de lecture croisée ayant servi à estimer les différents paramètres utilisés dans la présente évaluation**

N° CAS de l'analogue (acronyme)	Nom commun	Données physico-chimiques et environnementales	Données relatives aux effets sur la santé
120-18-3 (AN2S)	acide naphtalène-2-sulfonique	propriétés physico-chimiques, persistance	S. o. <sup>a</sup>
68153-01-5	acides naphtalènesulfoniques	écotoxicité	S. o. <sup>a</sup>
91078-64-7	n(butyl linéaire ou ramifié)naphtalène (msulfonates) de m(sodium)	écotoxicité	S. o. <sup>a</sup>
68909-82-0	méthyl(di(propane-2-yl))naphtalènesulfonates de sodium	écotoxicité	S. o. <sup>a</sup>
N° CE <sup>b</sup> 939-714-0 (ADANS riche en C <sub>9</sub> )	acides di(allyle en C <sub>8-10</sub> ramifié riche en C <sub>9</sub> )naphtalènesulfoniques	solubilité dans l'eau, persistance et écotoxicité	toxicité pour la reproduction et le développement et génotoxicité

N° CAS de l'analogue (acronyme)	Nom commun	Données physico-chimiques et environnementales	Données relatives aux effets sur la santé
N° CE <sup>b</sup> 939-718-2 (DANSBa riche en C <sub>9</sub> )	bis[(dialkyl ramifié en C <sub>8-10</sub> riche en C <sub>9</sub> ) naphthalènesulfonates] de baryum	solubilité dans l'eau	toxicité pour la reproduction et le développement et génotoxicité
N° CE <sup>b</sup> 939-717-7 (DANSCa riche en C <sub>9</sub> )	bis[(dialkyl ramifié en C <sub>8-10</sub> riche en C <sub>9</sub> ) naphthalènesulfonates] de calcium	solubilité dans l'eau écotoxicité	toxicité subaiguë, toxicité subchronique

Abréviation : N° CE, numéro de la Communauté européenne; s. o., sans objet

<sup>a</sup> Il n'est pas nécessaire de connaître les effets sur la santé de ces substances, étant donné qu'elles ne sont pas utilisées comme analogues pour l'évaluation relative à la santé humaine.

<sup>b</sup> Il n'y a pas de n° CAS pour cette substance.

### 3. Propriétés physiques et chimiques

Les Tableau 3-1 et Tableau 3-2 résument les données sur les propriétés physiques et chimiques des substances du groupe des ANS. Le Tableau 3-1 donne les valeurs retenues des propriétés physiques et chimiques de l'ADNNDs et de l'ADNNS, dont les composantes organiques dissociées de l'ADNNS, du DNNSCa et du DNNSBa. Le Tableau 3-2 donne les valeurs pour le CDINSA et le NSNa. Dans ces tableaux, les valeurs présentées sont les résultats de modélisation, sauf indication contraire. Les résultats modélisés ont été produits pour les variantes structurelles linéaires et ramifiées de l'ADNNS et de l'ADNNDs, le cas échéant, et lorsque les résultats étaient différents, une moyenne des deux valeurs a été utilisée pour la présente évaluation.

Toutes ces substances ont une très faible constante de dissociation acide ( $pK_a$ ) et devraient donc être complètement ionisées (c'est-à-dire anioniques) dans des solutions aqueuses dont le pH ambiant est de 6 à 9. L'ionisation se produit par la perte d'un ion hydrogène de chacune des fonctions acides sulfoniques, conduisant à un anion sulfonate (ACD/Percepta c1997-2017). Cependant, puisque nombre des modèles de type RQSA reposent sur des méthodes d'addition de fragments (par exemple, EPI Suite c2000-2012), ils ne fonctionnent habituellement qu'avec la forme neutre d'un produit chimique comme intrant. En conséquence, seules les formes non ionisées de ces substances ont été modélisées, le cas échéant. Les propriétés physiques et chimiques du DNNSBa et du DNNSCa n'ont pas été modélisées, mais déduites, au besoin, à partir de l'analogue de l'ADNNS, qui représente leur composante organique. De même, les données sur le CDINSA et le NSNa présentées dans le tableau 3-2 concernent les formes neutres de leurs anions. Les formes ionisées de ces substances

devraient avoir une volatilité et une constante de Henry inférieures à celles des formes neutres modélisées au moyen d'EPI Suite.

La solubilité dans l'eau du DNNSBa, du DNNSCa et de l'ADNNS (tableau 3-1) a été mesurée par des chercheurs d'ECCC (communication personnelle de la Division de la recherche sur les contaminants aquatiques d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) à la Division de l'évaluation écologique d'ECCC, juin 2019, non référencée). La méthode de l'agitation en flacon (OCDE 1995) de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) a été utilisée à la différence que les échantillons ont été agités pendant trois jours au lieu de 24 heures et traités aux ultrasons quatre heures/jour pendant ces trois jours. Cependant, seuls 100 mL d'eau ont été utilisés pour 1 g d'ANS (soluté) (au lieu de 0,1 g de soluté comme cela est recommandé), ce qui peut expliquer les très faibles solubilités dans l'eau obtenues. Dans les dossiers REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals) de l'Agence européenne de produits chimiques concernant l'ADNNS et les substances analogues DANNSBa et DANNSCa riches en C<sub>9</sub> (ECHA 2018a, 2018b et 2018d), les solubilités dans l'eau mesurées et déclarées étaient supérieures de plusieurs ordres de grandeur (tableau 3-1). En ce qui concerne l'ADNNS, son dossier REACH contenait peu de renseignements sur l'étude de solubilité dans l'eau, tout en précisant qu'elle était conforme à la ligne directrice n° 105 de l'OCDE (OCDE 1995), mais elle mentionnait que la mesure avait été effectuée à un pH compris entre 1,1 et 2,1, condition dans laquelle la solubilité dans l'eau devrait être encore plus faible (ACD/Percepta c1997-2017). Les mesures de solubilité dans l'eau du DANNSBa et du DANNSCa riches en C<sub>9</sub> ont été obtenues pour un pH compris entre 6,1 et 7,5 (ECHA 2018b, 2018d).

Plusieurs des substances du groupe des ANS devraient posséder des propriétés tensioactives, car elles sont constituées de chaînes alkyles hydrophobes de longueur comprise entre 8 et 18 carbones (Farn 2006) et des groupes sulfonates anioniques. Cependant, étant donné l'absence de groupe alkyle dans le NaNSA et la présence de groupes alkyle courts dans le CDINSA, il se pourrait que ces deux substances ne soient que très faiblement surfactantes. Dans l'eau, les surfactants ont tendance à s'agréger à l'interface entre deux phases (par exemple octanol et eau) et, lorsque les concentrations sont suffisamment élevées, à former des micelles. Pour ces raisons, les méthodes de test typiques employées pour étudier la partition des substances (c'est-à-dire log K<sub>oe</sub>) ainsi que leur solubilité dans l'eau, comme la méthode 117 de l'OCDE (méthode par HPLC) et la méthode 107 de l'OCDE (méthode par agitation en flacon), ne donnent habituellement pas des résultats précis ou fiables dans le cas des surfactants (McWilliams et Payne 2011).

En raison de l'acidité et des propriétés tensioactives de la plupart des ANS, le coefficient de partage carbone organique-eau (log K<sub>co</sub>) ne peut pas être mesuré à l'aide de méthodes standard, telles que la chromatographie en phase liquide à haute performance (HPLC) (ECHA 2018b). On a sélectionné les log K<sub>co</sub> de l'ADNNS et du

CDINSA en se basant sur l'équation décrite dans Abraham et coll. (1994) et les résultats du modèle d'ACD/Percepta (c1997-2017). Cette approche est basée sur des relations linéaires d'énergie libre à plusieurs paramètres (RLELpp) pour évaluer le partage entre l'eau et la matière organique à l'équilibre de composés organiques. L'approche RLELpp est considérée comme plus précise que d'autres méthodes traditionnelles pour l'estimation du  $K_{co}$  de composés polaires et de composés ayant des interactions précises avec la matière organique, en raison de la prise en compte de plusieurs types d'interactions moléculaires (avec l'eau ou la matière organique) comme contributions aux changements d'énergie libre (Nguyen et coll. 2005). Toutefois, l'approche RLELpp n'est pas idéale pour estimer  $K_{co}$ , car elle ne tient pas compte des interactions électrostatiques qui existeraient en présence de substances ionisées comme les ANS.

**Tableau 3-1. Propriétés physiques et chimiques sélectionnées (moyennes pour les structures linéaires et ramifiées à température standard) pour l'ADNNS, le DNNSCa, le DNNSBa et l'ADNNDS**

Propriété	ADNNS (DNNSCa, DNNSBa) <sup>a</sup>	ADNNDS	Références
État physique	ND	solide	ECHA 2018a
Point de fusion (°C)	153	121 <sup>b</sup>	Médiane des modèles (MPBPWIN 2010, TEST 2016) ECHA 2018a
Pression de vapeur (Pa)	$1,03 \times 10^{-10}$	$2,33 \times 10^{-16}$	Médiane des modèles (MPBPWIN 2010)
Constante de Henry (Pa·m <sup>3</sup> /mol)	$2,82 \times 10^{-3}$	$1,32 \times 10^{-9}$	HENRYWIN 2011 (méthode des liaisons)
Solubilité dans l'eau (mg/L)	N.D. (ADNNS) 0,0039 (DNNSCa) 0,011 (DNNSBa)	2,00	Rapport interne d'ECCC non publié, Division de la recherche sur les contaminants aquatiques, et daté du 26 avril 2019, non référencé

Propriété	ADNNS (DNNSCa, DNNSBa) <sup>a</sup>	ADNNDS	Références
Solubilité dans l'eau (mg/L)	0,23 (ADNNS) <sup>b</sup> 0,27 (DNNSCa) <sup>b</sup> 0,21 (DNNSBa) <sup>b</sup>	2,00 x 10 <sup>3</sup> b,c	Lecture croisée à partir de l'ADANS riche en C <sub>9</sub> , du DANSCa riche en C <sub>9</sub> et du DANSBa riche C <sub>9</sub> (ECHA 2018b, 2018 c, 2018d), ECHA 2018a
Solubilité dans l'eau (mg/L) de l'anion, pH 5-9	0,003 (ADNNS) ND (DNNSCa) ND (DNNSBa)	0,18	ACD/Percepta c1997-2017
Log K <sub>oe</sub> (sans dimension)	3,5 <sup>d</sup>	< 0,3	KOWWIN 2010; ECHA 2018a
Log K <sub>co</sub> (sans dimension)	5,09	1,1 <sup>d</sup>	Abraham et coll. 1994 et ACD/Percepta c1997-2017; KOCWIN 2010
D <sub>max</sub> (nm)	ND	19,7	Simulation tirée de ECHA 2018a
pK <sub>a1</sub> (sans dimension)	0,4 - 0,7	-2,2 - 1,1	ACD/Percepta c1997-2017

Abréviations : ND, non disponible

<sup>a</sup> Les valeurs pour le DNNSBa et le DNNSCa sont déduites par lecture croisée de celles de l'ADNNS, à l'exception de la solubilité dans l'eau.

<sup>b</sup> Les valeurs sont des données empiriques

<sup>c</sup> Il a été constaté que cette valeur dépendait du taux de charge. La solubilité a varié de 2 054 à 24 380 mg/L et s'est avérée être en moyenne de 98,6 % (ECHA 2018a).

<sup>d</sup> Les valeurs ont été estimées à l'aide de la méthode d'ajustement des valeurs expérimentales dans KOWWIN et KOCWIN et de la valeur mesurée du log K<sub>oe</sub> de l'ADNNDS.

**Tableau 3-2. Propriétés physiques et chimiques sélectionnées (à température standard) pour le CDINSA et le NSNa**

Propriété	CDINSA	NSNa <sup>a</sup>	Références pour le CDINSA et le NSNa
État physique	ND	Solide	ECHA 2019 a
Point de fusion (°C)	164	115,5 <sup>b</sup>	Médiane des modèles (MPBPWIN 2010, TEST 2016)
Pression de vapeur (Pa)	5,07 x 10 <sup>-7</sup>	2,51 x 10 <sup>-5</sup>	Médiane des modèles (MPBPWIN 2010)

Propriété	CDINSA	NSNa <sup>a</sup>	Références pour le CDINSA et le NSNa
Constante de Henry (Pa·m <sup>3</sup> /mol)	9,42 x 10 <sup>-5</sup>	NR	HENRYWIN 2011 (méthode des liaisons)
Solubilité dans l'eau (mg/L)	1,98 x 10 <sup>2</sup>	6,01 x 10 <sup>4</sup> <sup>b</sup>	Médiane des modèles (ACD/Percepta c1997-2017, WATERNT 2010, WSKOWWIN 2010, VCCLab 2005); valeur expérimentale (EPI Suite c2000-2012)
log K <sub>oe</sub> (sans dimension)	2,92	0,85 <sup>b</sup>	Médiane des modèles (ACD/Percepta c1997-2017, p RLELpp, VCCLab 2005, KOWWIN 2010); médiane des valeurs expérimentales (base de données ACD/Percepta)
Log K <sub>co</sub> (sans dimension)	3,28	NR	Abraham et coll. 1994 et ACD/Percepta c1997-2017
pK <sub>a1</sub> (sans dimension)	0,7	NR	ACD/Percepta c1997-2017

Abréviations : ND, non disponible; NR, non requis pour la présente évaluation

<sup>a</sup> Les propriétés physiques et chimiques du NSNa sont déduites par lecture croisée de celles d'analogues afin d'obtenir des données empiriques ou modélisées pour le AN2S.

<sup>b</sup> Les valeurs sont des données empiriques

## 4. Sources et utilisations

Les six substances du groupe des ANS sont produites commercialement et ne sont pas présentes naturellement dans l'environnement.

Les six substances ont été visées par des enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2012, Canada 2017). Le tableau 4-1 présente un résumé des renseignements déclarés sur les quantités totales produites et importées.



**Tableau 4-1. Résumé des renseignements sur les quantités produites et importées au Canada des substances du groupe des ANS, soumis en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE**

<b>Nom commun</b>	<b>Quantité totale produite<sup>a</sup> (kg)</b>	<b>Quantité totale importée<sup>a</sup> (kg)</b>	<b>Année de déclaration</b>	<b>Référence de l'enquête</b>
NSNa	100 000 – 1 000 000	NR	2015	ECCC 2018
ADNNS	NR	10 000 – 100 000	2015	ECCC 2018
DNNSBa	NR	37 975	2015	ECCC 2018
DNNSCa	110	10 000 – 100 000	2011	Environment Canada 2013
ADNNDS	NR	1 000 – 10 000	2015	ECCC 2018
CDINSA	NR	10 000 – 100 000	2011	Environment Canada 2013

Abréviations : ND, non déclaré avec un seuil de déclaration de 100 kg

<sup>a</sup> Les valeurs représentent les quantités déclarées en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2013, ECCC 2018). Consultez les enquêtes pour connaître les détails sur les inclusions et les exclusions (annexes 2 et 3).

Le tableau 4-2 présente un résumé des principales utilisations non confidentielles des substances du groupe des ANS (d'après les renseignements soumis en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE) (Environnement Canada 2013, ECCC 2018). Les principales utilisations rapportées pour le NSNa n'ont pas été indiquées dans le tableau 4-2 en raison de revendications de confidentialité.

**Tableau 4-2. Résumé des utilisations des substances du groupe des ANS au Canada (d'après les renseignements soumis en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE)**

Principales utilisations <sup>a</sup>	ADNNS	DNNSBa	DNNSCa	ADNNDS	CDINSA
Carburants et produits connexes, mélanges ou articles manufacturés	O	O	N	N	N
Lubrifiants et graisses	N	O	O	N	N
Extraction pétrolière et gazière	O	N	N	N	O
Peintures et revêtements	O	O	N	O	N
Matières en caoutchouc	O	N	N	N	N
Traitement de l'eau	O	N	N	N	N

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

<sup>a</sup> Utilisations non confidentielles déclarées en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2013, ECCC 2018). Consultez les enquêtes pour connaître les détails sur les inclusions et les exclusions (annexes 2 et 3).

Au Canada, le NSNa est présent en tant que formulant dans des produits de lutte antiparasitaire homologués (communication personnelle, courriel de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada au Bureau de l'évaluation des risques des substances existantes (BERSE) de Santé Canada, janvier 2018, non référencée). L'ADNNS peut être utilisé comme agent antistatique pour la production d'agents de rétention utilisés pour dans la fabrication du papier et du papier cartonné pouvant entrer directement en contact avec des aliments (communication personnelle, courriel de la Direction des aliments de Santé Canada au BERSE de Santé Canada, janvier 2018; non référencé). Le DNNSCa peut servir de lubrifiant pour de l'équipement ou des pièces de machinerie quand le lubrifiant n'entre pas en contact avec des aliments (communication personnelle, courriel de la Direction des aliments de Santé Canada au BERSE de Santé Canada, août 2016, non référencé). Le DNNSCa sert également d'inhibiteur de corrosion dans certains lubrifiants tout usage (FSS 2018).

Aux États-Unis, les principales utilisations des substances du groupe des ANS sont les suivantes : production de substances organiques de base, de produits pétrochimiques, de peintures et revêtements, d'huiles et graisses lubrifiantes à base de pétrole, pour des activités dans des raffineries de pétrole, pour le forage, l'extraction et le soutien du secteur pétrolier et gazier (Chemview c2013-). Dans l'Union européenne, il est rapporté que l'ADNNDS est utilisé dans des peintures et des revêtements (ECHA 2018a).

## 5. Rejets dans l'environnement

Les substances de ce groupe peuvent être rejetées dans l'environnement par des installations industrielles qui les utilisent dans le mélange d'huiles lubrifiantes, comme fluides d'usinage des métaux ou pour la formulation de produits pétroliers et gaziers, de peintures et revêtements, de combustibles, ou encore pendant l'utilisation de ces produits. La plupart de ces utilisations mèneraient à des rejets indirects dans les plans d'eau par les systèmes de traitement des eaux usées<sup>4</sup> (STEU). De plus, des rejets indirects dans les sols peuvent être dus à l'épandage sur les terres de biosolides provenant des STEU.

## 6. Devenir et comportement dans l'environnement

### 6.1 Distribution dans l'environnement

En raison des utilisations prévues des substances du groupe des ANS et de leurs propriétés physiques et chimiques, ces substances devraient être principalement rejetées par les STEU d'installations industrielles.

Les ANS devraient être complètement ionisés (chargés négativement) dans le milieu ambiant, comme cela est expliqué à la section 3, et la plupart devraient se comporter comme des surfactants (à l'exception du NSNa et du CDINSA). Ainsi, ces substances devraient avoir de faibles pressions de vapeur et se répartir en grande partie dans l'eau plutôt que dans l'air. Lorsqu'elles sont rejetées dans l'eau, certaines de ces substances devraient se retrouver dans la colonne d'eau et les sédiments, compte tenu de leurs propriétés physico-chimiques variables, comme leur solubilité dans l'eau, qui peut être faible ou élevée. L'ADNNS et le CDINSA présentent une solubilité dans l'eau modérée ou élevée et demeureront probablement en grande partie dans la colonne d'eau.

L'ADNNS et les sels métalliques de l'ADNNS sont peu solubles dans l'eau et devraient donc se retrouver principalement dans les sédiments lorsqu'ils sont rejetés dans l'eau et rester liés aux particules du sol lorsqu'ils sont rejetés dans le sol. La sorption très élevée du DNNSCa et du DNNSBa dans les sédiments a été confirmée dans une étude

---

<sup>4</sup> Dans la présente évaluation, le terme « système de traitement des eaux usées » désigne un système qui collecte les eaux usées domestiques, commerciales ou institutionnelles et éventuellement les eaux usées industrielles (après rejet à l'égout), généralement pour les traiter et les rejeter éventuellement dans l'environnement. Sauf indication contraire, le terme « système de traitement des eaux usées » ne fait pas de distinction entre la propriété ou le type d'opérateur (municipal, provincial, fédéral, autochtone, privé, partenariats). Les systèmes situés dans les exploitations industrielles et spécifiquement conçus pour traiter les effluents industriels seront désignés par les termes « systèmes de traitement des eaux usées sur place » ou « systèmes de traitement des eaux usées industrielles ».

sur la sorption et la désorption menée avec un sédiment composite et du sable (rapport interne non publié d'ECDC, Division de la recherche sur les contaminants aquatiques, 26 avril 2019, non référencé) et autre étude concernant entre autres le DNNSCa. Pendant la phase de désorption de l'expérience, les concentrations aqueuses de DNNSCa et de DNNSBa étaient inférieures aux limites de détection de la méthode. En raison de leur faible solubilité, il a été assumé qu'à des concentrations pertinentes sur le plan environnemental ces ANS se lient au sable ou aux sédiments, peu importe la teneur en carbone organique du substrat. En revanche, l'ADNDS a été détecté dans les sédiments et dans l'eau pendant la phase de désorption de l'expérience. L'ADNDS ne semblait également pas se sorber sur le sable (Matten et coll. 2020a).

Compte tenu des renseignements susmentionnés, l'eau, les sédiments et le sol seront les milieux d'intérêt pour la caractérisation des dangers présentés par les substances du groupe des ANS.

## 6.2 Persistance dans l'environnement

Aucune donnée empirique sur la biodégradation des substances du groupe des ANS n'a été trouvée. Cependant, nous avons trouvé certains renseignements sur la biodégradation de substances analogues. La biodégradation des alkylnaphtalènesulfonates comportant des groupes ramifiés, du propane-2-yl au 3-méthylbutyl, est décrite comme « marginale au mieux » (Swisher 1987). Toutefois, la biodégradation des alkylnaphtalènesulfonates comportant des groupes linéaires était plus rapide, les substances possédant des chaînes longues se dégradant plus rapidement. Au moyen d'une culture d'*Escherichia coli*, Kölbl (1964) a examiné les alkylnaphtalènesulfonates possédant des chaînes n-butyliques, n-hexyliques et n-octyliques, et constaté que les dérivés comportant des chaînes d'alkyle longues se biodégradaient plus rapidement (en 5 à 15 jours) que ceux comportant des chaînes d'alkyle courtes (24 à 30 jours).

Des données existent pour plusieurs substances analogues aux ANS. Lors d'un test de 28 jours réalisé selon la ligne directrice (LD) 301 A de l'OCDE (test d'élimination du carbone organique dissous [COD]), l'acide naphtalène-2-sulfonique, un analogue proche du NSNa, a été biodégradé à plus de 90 % et donc considéré comme facilement biodégradable (ECHA 2019a). Pour les ANS à chaîne longue, l'ADANS riche en C<sub>9</sub> a été utilisé en tant qu'analogue. Lors d'un test de dégagement de CO<sub>2</sub> de 29 jours réalisé selon la LD 301 B de l'OCDE, il a été établi que cette substance ne se dégradait qu'à 14 à 17 % et donc qu'il ne se biodégradait pas facilement (ECHA 2018b). Une étude de biodégradabilité intrinsèque a également été réalisée avec l'ADANS riche en C<sub>9</sub>, à la suite d'une modification de la LD 310 de l'OCDE (ECHA 2019a). Les principales modifications apportées à la procédure ont consisté en l'ajout d'une période de préadaptation des boues de 13 jours avant le début du test et en la prolongation de la durée du test, laquelle peut atteindre 56 jours. Aucune biodégradation (dégagement de

CO<sub>2</sub>) n'a été observée après 56 jours, ce qui signifie que l'ADANS riche en C<sub>9</sub> n'est pas intrinsèquement biodégradable.

Un taux de biodégradation des produits de la réaction de l'ANS avec le 2-méthylpropanol, sels de sodium, de 0 % a été mis en évidence lors d'un test de 28 jours en flacon fermé réalisé conformément à la LD 301 D de l'OCDE (ECHA 2018e). Toutefois, les auteurs de cette étude ont indiqué que l'absence de biodégradation ne prouvait pas nécessairement que la substance était de nature persistante, mais que la rigueur des procédures de test en flacon fermé pouvait expliquer la persistance (ECHA 2018e).

La modélisation de la biodégradation a servi d'élément de preuve supplémentaire. Les prédictions de demi-vie de biodégradation ultime obtenues avec les programmes CATALOGIC (2014) et BIOWIN (2010) sont de moins de 182 jours pour les structures représentatives de l'ADNNS et de l'ADNNS. Cependant, CATALOGIC (2014) a permis de prédire que le CDINSA avait une demi-vie de biodégradation ultime supérieure à 3 ans, alors que dans BIOWIN, cette demi-vie n'était que de « quelques semaines à quelques mois ». Les deux modèles ont permis de prédire que ces substances ne sont pas facilement biodégradables, ce qui est cohérent avec les données empiriques. Les données modélisées concernant la demi-vie de biodégradation ultime du CDINSA sont contradictoires. Les estimations de la demi-vie sont également incertaines étant donné que les structures des ANS peuvent varier (c'est-à-dire qu'elles peuvent contenir des groupes alkyle ramifiés et linéaires) et qu'il n'existait pas de données empiriques sur la biodégradation ultime. Un intervalle de demi-vies de biodégradation compris entre 92 et 200 jours a donc été utilisé pour la modélisation de l'exposition dans le sol (section 7.2.8).

D'après les données empiriques sur les analogues des ANS et les alkylnaphthalènesulfonates ramifiés présentées ci-dessus, les cinq ANS comportant des chaînes alkylées sont susceptibles d'être persistants dans l'eau, les sols et les sédiments tandis que le NSNa n'est pas censé l'être dans l'environnement.

Les utilisations prévues ne devraient pas entraîner de rejets dans l'air. Comme les ANS présentent toutes des pressions de vapeur négligeables et de faibles constantes de Henry, la probabilité d'une volatilisation à partir du sol ou des eaux de surface est faible, ce qui signifie que ces substances ne seront probablement pas transportées sur de longues distances dans l'air. L'ADNNS est censé être mobile dans l'eau, car il présente une forte solubilité dans celle-ci et une sorption minimale sur le sable ou les sédiments. Toutefois, son potentiel de transport sur de grandes distances dans l'eau dépend également de sa demi-vie dans cette dernière, ce qui n'est pas clair d'après les données disponibles.

### 6.3 Potentiel de bioaccumulation

Le coefficient de partage octanol-eau ( $\log K_{oe}$ ) peut servir à éclairer la bioaccumulation de substances, car c'est un indicateur de la capacité d'une substance de se répartir dans les tissus adipeux. Cependant, les substances de ce groupe étant des surfactants anioniques, elles s'accumulent dans l'interface entre les régions hydrophiles et hydrophobes lors d'un test sur le  $\log K_{oe}$ . Ce  $\log K_{oe}$  ne fournit donc pas une mesure précise de leur partage ou leur bioaccumulation.

Des données expérimentales de bioconcentration et de bioaccumulation pour l'ADNNDS, le DNNSCa et le DNNSBa ainsi que les données modélisées ont servi à caractériser le potentiel de bioaccumulation des ANS. Les valeurs du FBC de l'ADNNDS à la suite d'expositions de huit semaines à des concentrations de 0,1 mg/L et 1 mg/L chez la carpe (*Cyprinus carpio*) étaient respectivement inférieures à 2,0 L/kg et 0,19 L/kg (tableau 6-1), indiquant un faible potentiel de bioaccumulation.

Dans le cadre d'une étude, Matten et coll. (2021) ont examiné le potentiel d'accumulation de l'ADNNDS, du DNNSBa et du DNNSCa dans les tissus d'un ver oligochète d'eau douce (*Tubifex tubifex*) et du DNNSCa dans ceux d'une moule d'eau douce (*Lampsilis siliquoidea*). Les vers (*T. tubifex*) ont été exposés aux ANS par l'intermédiaire de sédiments enrichis pendant 28 jours, et les moules par l'intermédiaire de sable enrichi avec du DNNSCa pendant 25 jours. On a ensuite cessé d'exposer les moules afin de surveiller leur capacité à dépurier le DNNSCa au cours des 28 jours suivants. En ce qui concerne l'exposition des sédiments, on a enrichi des sédiments naturels contenant 2 % de carbone organique pour obtenir des concentrations nominales inférieures ou égales à 200  $\mu\text{g/g}$  de poids sec (Matten et coll. 2021). Les concentrations des ANS ont été mesurées dans des échantillons de tissus du corps entier des vers et séparément dans les branchies, les pieds et les autres tissus mous (viscères) des moules. Les concentrations des ANS dans les tissus des vers étaient plus élevées que dans ceux des moules, probablement parce que les vers sont des organismes endobenthiques, qu'ils ingèrent des sédiments et que les moules peuvent atténuer leur exposition aux ANS en retirant leur pied (Matten et coll. 2021). Les facteurs d'accumulation biote-sédiment (FABS) n'ont pas pu être établis à partir des essais sur les moules, car le substrat exposé (c'est-à-dire le sable) ne contenait pas de carbone organique.

Les facteurs cinétiques de bioaccumulation ( $FBA_c$ ) et de bioconcentration ( $FBC_c$ ) ont été respectivement calculés pour le DNNSCa chez les moules adultes à l'aide des constantes de vitesse d'absorption à partir du sable et à partir de l'eau sus-jacente divisées par les constantes de vitesse de dépuration. Les concentrations tissulaires ont été mesurées dans les branchies et la masse viscérale. Les  $FBC_k$  étaient plus importants que les  $FBA_k$  (tableau 6-1), probablement en raison de la configuration de l'expérience. En particulier, les changements fréquents touchant l'eau pendant la phase

d'absorption n'ont pas permis aux concentrations de DNNSCa dans le sable et l'eau d'atteindre un équilibre (Matten et coll. 2021).

Les données expérimentales mettent principalement en évidence de faibles niveaux de bioaccumulation des ANS chez les poissons et les invertébrés. La seule substance qui semble s'être bioaccumulée dans une certaine mesure est le ADNNDs. Toutefois, les valeurs du FABS n'indiquent pas nécessairement une véritable bioaccumulation, car le ADNNDs peut avoir migré par sorption vers l'extérieur de *T. tubifex* en raison de sa nature ionique. Par conséquent, les valeurs du FABS associées à l'ADNNDs ne seront pas davantage prises en considération. D'après le peu de données expérimentales disponibles, le DNNSBa, le DNNSCa et l'ADNNDs ne semblent pas bioaccumulables. D'après les données relatives au DNNSBa et au DNNSCa, transposées à l'ADNNS, et les données relatives à l'ADNNDs, appliquées au CDINSA, l'ADNNS et le CDINSA ne devraient eux non plus pas être bioaccumulables.

**Tableau 6-1. Résumé des données expérimentales de bioaccumulation pour les substances du groupe des ANS**

<b>Substance</b>	<b>Organisme testé</b>	<b>Concentration expérimentale (durée)</b>	<b>Type de valeur (unités)</b>	<b>Valeur</b>	<b>Référence</b>
ADNNDS	Poissons ( <i>C. carpio</i> )	0,1 mg/L (8 semaines)	FBC (L/kg)	< 2,0	ECHA 2018a
ADNNDS	Poissons ( <i>C. carpio</i> )	1 mg/L (8 semaines)	FBC (L/kg)	< 0,19	ECHA 2018a
DNNSCa	Moule ( <i>L. siliquoidea</i> )	5,86 ± 4,05 µg/L (valeur moyenne dans l'eau) (25 jours)	FBC <sub>c</sub> (L/kg)	Entre 14,1 et 16,4	Matten et coll. (2021)
DNNSCa	Moule ( <i>L. siliquoidea</i> )	73 µg/g en poids sec (concentration nominale dans le sable) (25 jours)	FBA <sub>c</sub> (L/kg)	Entre 1,1 et 1,3	Matten et coll. (2021)
DNNSCa	Oligochète ( <i>T. tubifex</i> )	200 µg/g en poids sec (concentration nominale dans les sédiments) (28 jours)	FABS (sans unité)	Entre 0,84 et 1,10	Matten et coll. (2021)
DNNSBa	Oligochète ( <i>T. tubifex</i> )	200 µg/g en poids sec (concentration nominale dans les sédiments) (28 jours)	FABS (sans unité)	Entre 0,56 et 0,73	Matten et coll. (2021)
ADNNDS	Oligochète ( <i>T. tubifex</i> )	200 µg/g en poids sec (concentration nominale dans les sédiments) (28 jours)	FABS (sans unité)	Entre 3,30 et 4,42	Matten et coll. (2021)



## 7. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

### 7.1 Évaluation des effets sur l'environnement

Il existe peu de données expérimentales sur la toxicité des substances évaluées, pour tous les milieux. C'est pourquoi les données associées à des analogues sont prises en compte dans l'évaluation des effets sur l'environnement.

#### 7.1.1 Mode ou mécanisme d'action

La manière dont un produit chimique interagit avec les macromolécules biologiques et son mode d'action toxique sont importants pour la détermination globale de son potentiel de risque. Une différence de potentiel écotoxicologique peut être observée entre les substances ayant un mode d'action narcotique et celles ayant un mode d'action non narcotique. En général, les effets non narcotiques se produisent à des concentrations tissulaires plus faibles que les effets narcotiques.

Wallace et coll. (2020) ont exposé pendant 72 heures des embryons de grenouilles (*Silurana tropicalis*) dans de l'eau recouvrant du sable enrichi avec du DNNSCa à différentes concentrations (17 µg/g à 1 393 µg/g). Un pourcentage élevé (94 % à 100 %) d'individus exposés à une concentration supérieure ou égale à 96 mg/kg de DNNSCa dans le sable présentait au moins une malformation, notamment des déformations axiales et des intestins mal enroulés. La longueur totale du corps des embryons était plus courte en cas d'exposition à une concentration supérieure ou égale à 16,5 mg/kg de DNNSCa dans le sable. La valeur de la CE<sub>50</sub> pour les malformations a été estimée à 40,5 mg/kg de DNNSCa dans le sable. La concentration de DNNSCa dans l'eau sus-jacente correspondant à cette valeur de CE<sub>50</sub> dans le sable n'a pas été mentionnée, cependant, à 200 mg/kg de DNNSCa dans le sable, la concentration correspondante dans l'eau était de 13,6 µg/L, donc à la valeur de CE<sub>50</sub>, la concentration de DNNSCa dans l'eau était inférieure à 13,6 µg/L.

Les embryons de *S. tropicalis* exposés à 96 mg/kg de DNNSCa dans le sable ont fait l'objet d'analyses ciblées de l'expression génique et des niveaux de métabolites. Un ralentissement global du cycle redox du glutathion a été observé, notamment une diminution des niveaux relatifs d'ARNm codant des enzymes (glutathion S-transférase (GST), glutathion réductase (GSR), glutathion peroxydase (GPx)) et une diminution des concentrations de métabolites du glutathion et du disulfure de glutathion. En outre, les niveaux de transcription des gènes associés à la capacité antioxydante et les

concentrations des métabolites d'acides aminés essentiels ont fortement diminué. On a émis l'hypothèse que la diminution de la longueur du corps observée chez les embryons de *S. tropicalis* pouvait être liée au ralentissement du métabolisme des acides aminés essentiels (Wallace et coll. 2020). Il a également été avancé que le ralentissement global du cycle redox du glutathion et l'augmentation du nombre de malformations chez les embryons exposés au DNNSCa laissent supposer l'existence d'un stress oxydatif cellulaire entraînant des perturbations du développement normal (Wallace et coll. 2020).

Le mode d'action écotoxicologique narcotique ou non narcotique a également été déterminé à l'aide de modèles de relation quantitative structure-activité (QSAR) et de calculs du résidu corporel critique (RCC<sub>50</sub>)<sup>5</sup> et de l'activité létale (AL<sub>50</sub>)<sup>6</sup>. Les calculs et le résumé des données QSAR figurent à l'annexe A.

À l'aide d'une approche fondée sur le poids de la preuve et des données disponibles (tableau A-3 de l'annexe), il est considéré que les ANS ont un mode d'action non narcotique. Les informations sur le mode d'action ont permis de sélectionner un facteur d'évaluation (FE) approprié pour ce mode d'action (Okonski et coll. 2021), comme cela est expliqué plus loin dans cette section.

### 7.1.2 Effets sur les organismes aquatiques

Les données sur la toxicité aquatique des ANS faiblement solubles, notamment du DNNSCa et du DNNSBa, pour les poissons et plusieurs espèces d'invertébrés sont disponibles dans l'étude de Matten et coll. (2020a). Par ailleurs, des données sur les poissons, les invertébrés et les algues sont disponibles pour la substance analogue, l'ADANS riche en C<sub>9</sub> (ECHA 2018b). Les données sur la toxicité de l'ADNDS, une substance du groupe des ANS fortement soluble, sont disponibles pour plusieurs espèces d'invertébrés dans les études de Matten et coll. (2020a) et de l'ECHA (2018a). La modélisation de l'écotoxicité n'a pas été entreprise pour les ANS, car ces substances sont difficiles à modéliser en tant que substances ionisables, la plupart d'entre elles ayant des propriétés tensioactives. Les données disponibles relatives à la toxicité aquatique qui ont été considérées comme étant de qualité fiable sont

---

<sup>5</sup> Le résidu corporel critique (RCC<sub>50</sub>) est défini comme étant la concentration tissulaire d'une substance associée à une létalité médiane. Le RCC<sub>50</sub> est calculé pour les poissons au moyen de l'équation suivante :  $RCC_{50} = (FBC \times CL_{50})/PM$ . Un RCC<sub>50</sub> supérieur ou égal à 2 mmol/kg est le signe d'une narcose de base, et un RCC<sub>50</sub> inférieur à 2 mmol/kg révèle un mode d'action plus puissant que la narcose de base (McCarty et Mackay 1993).

<sup>6</sup> L'activité létale (AL<sub>50</sub>) est une mesure de la toxicité basée sur l'exposition et égale à la létalité médiane divisée par la saturation en eau (SE). L'AL<sub>50</sub> est calculée à l'aide de l'équation suivante :  $AL_{50} = CL_{50}/SE$ . Une AL<sub>50</sub> supérieure ou égale à 0,01 à 1,0 est le signe d'une narcose de base. Une AL<sub>50</sub> inférieure à 0,01 révèle un mode d'action plus puissant que la narcose de base (Mackay et coll. 2014).

présentées ci-dessous et résumées dans le tableau 7-1 pour les ANS faiblement solubles et dans le tableau 7-2 pour l'ADNNDNS.

Des données sur la toxicité des acides naphthalènesulfoniques (n° CAS 68153-01-5), substances analogues, pour les poissons, les algues et les invertébrés ont été également présentées par Greim et coll. (1994), ainsi que des données sur la toxicité des n(butyl ramifié ou linéaire)naphthalène-msulfonates de msodium (no CAS 91078-64-7). Cependant, aucun renseignement n'a été fourni sur les méthodes de test et ces données n'ont pas pu être trouvées publiées ailleurs. Ces données sont donc incluses dans l'annexe B, mais n'ont pas été prises en compte ici pour la sélection de la valeur critique de toxicité (VCT).

Matten et coll. (2020a) ont mené des études sur les premiers stades de la vie avec des œufs de Tête-de-boule (*Pimephales promelas*) exposés à des sédiments et du sable enrichis en DNNSCa et à des sédiments enrichis en ADNNDNS, les paramètres de développement et de croissance étant mesurés pendant 21 jours (16 jours après l'éclosion). La méthode d'exposition était conforme à la LD 210 de l'OCDE (OCDE 2013), c'est-à-dire que les œufs étaient placés dans un gobelet en treillis et suspendus dans l'eau au-dessus de sédiments ou de sable enrichis, sauf que le test a été interrompu au 16e jour et non au 28e jour après l'éclosion. Aucun effet sur le nombre d'œufs éclos et la croissance des larves n'a été observé lorsque des œufs de Tête-de-boule ont été exposés à des concentrations de DNNSCa et de ADNNDNS dans des sédiments enrichis (contenant 2 % de carbone organique) allant respectivement jusqu'à 246 µg/g en poids sec et 798 µg/g en poids sec. Dans ces expériences, ces concentrations dans les sédiments ont entraîné des concentrations dans l'eau sus-jacente pouvant atteindre  $5,89 \times 10^4$  µg/L pour l'ADNNDNS. Toutefois, la concentration de DNNSCa dans l'eau sus-jacente était toujours inférieure à la limite de quantification de la méthode de 5,40 µg/L, probablement en raison de la sorption du DNNSCa dans les sédiments. Lorsque le DNNSCa était associé à du sable (0 % de carbone organique), il en résultait des concentrations de DNNSCa dans l'eau sus-jacente pouvant atteindre 260 µg/L, ce qui entraînait des diminutions du nombre d'œufs éclos, de la croissance des larves, de la production de biomasse et de la survie globale de *P. promelas*, avec des valeurs de concentration efficace pour 50 % de la population (CE<sub>50</sub>) comprises entre 15,5 µg/L et 58,3 µg/L et une concentration létale pour 50 % de la population (CL<sub>50</sub>) de 13,8 µg/L (Matten et coll. 2020a).

Matten et coll. (2020a) a également réalisé des études d'exposition aquatique aiguë avec les espèces d'eau douce suivantes : l'amphipode *Hyalella azteca*, l'escargot *Planorbella pilsbryi* et les larves des moules *Lampsilis cardium* et *Lampsilis siliquoidea*. Les trois premières espèces ont été exposées au DNNSBa, au DNNSCa et à l'ADNNDNS, tandis que *L. siliquoidea* n'a été exposée qu'à l'ADNNDNS. Les tests réalisés sur les larves de moules (glochidia) l'ont été conformément à la méthode de l'American Society of Testing and Materials (ASTM 2006), tandis que les études menées sur les juvéniles de *H. azteca* et les escargots adultes n'ont pas été réalisées selon les

méthodes normalisées. Les solutions d'essai ont été préparées sous forme de fractions solubles dans l'eau, étant donné que les solubilités des substances testées n'étaient pas connues. Chaque espèce a été exposée à cinq concentrations de chaque substance du groupe des ANS testée pendant 48 h (moules) ou 96 h. Les concentrations mesurées de DNNSBa variaient entre moins de  $2,88 \times 10^{-3}$  mg/L et 20 mg/L, celles de DNNSCa entre 0,9 mg/L et 69 mg/L, et celles de l'ADNNS entre 2,1 mg/L et 1 555 mg/L. Le DNNSCa et le DNNSBa présentaient un à deux ordres de grandeur de plus de toxicité aiguë pour toutes les espèces susmentionnées que l'ADNNS (Matten et coll. 2020a, tableaux 7-1 et 7-2).

Des données de toxicité étaient disponibles pour les poissons et les daphnies pour l'ADANS riche en C<sub>9</sub> (ECHA 2018b), qui semble être un bon analogue de l'ADNNS compte tenu de leurs structures similaires. En raison de sa faible solubilité, les fractions adaptées à l'eau (FAE) ont été utilisées lors des tests. Les concentrations mesurées étaient variables et n'étaient pas directement liées aux taux de charge appliqués. Dans une étude de toxicité aiguë conforme à la LD 203 de l'OCDE, *Cyprinus carpio* a été exposé à cinq FAE nominales allant de 4,6 mg/L à 100 mg/L, les concentrations mesurées variant entre 0,008 8 mg/L et 0,33 mg/L. L'exposition à l'ADANS riche en C<sub>9</sub> n'a induit aucun effet clinique ou létal chez la carpe à une concentration d'exposition moyenne de 0,28 mg/L, qui est la concentration sans effet observé (CSEO).

Une étude de 48 h sur *Daphnia magna* avec de l'ADANS riche en C<sub>9</sub> a été réalisée conformément à la LD 202 de l'OCDE (ECHA 2018b). Les concentrations mesurées étaient comprises entre 0,071 mg/L et 0,27 mg/L. La CE<sub>50</sub> après 48 heures a dépassé la concentration moyenne d'exposition de 0,27 mg/L. L'observation microscopique des daphnies immobiles a montré que la substance testée se fixait sur leur corps. Par conséquent, il a été supposé que l'effet nocif était mécanique plutôt que causé par la toxicité de la substance testée, étant donné que la concentration mesurée dans la FAE la plus importante était plus élevée, mais causait moins d'effets (ECHA 2018b).

Dans deux études conformes à la LD 201 de l'OCDE (algue, test d'inhibition de la croissance), *Raphidocelis subcapitata* (anciennement connue sous les noms de *Selenastrum capricornutum* et *Pseudokirchneriella subcapitata*) a été exposée à cinq concentrations de l'ADANS riche en C<sub>9</sub>, les concentrations mesurées variant entre 0,039 mg/L et 1,8 mg/L dans un test, et entre 0,015 mg/L et 9,6 mg/L dans l'autre (ECHA 2018b). Les concentrations mesurées ont diminué de manière significative (de 17 à 76 %) après 72 heures en raison de l'adhérence à la verrerie. Le résultat le plus sensible de ces deux études est une CE<sub>10</sub> après 72 h de 0,16 mg/L, associée à une réduction du nombre de cellules (rendement).

Un test de reproduction statique avec renouvellement de 21 jours a été réalisé sur *Daphnia magna* avec le DANSCa riche en C<sub>9</sub> conformément à la LD 211 de l'OCDE (ECHA 2018b). La longueur du corps a diminué de manière significative aux deux concentrations les plus élevées, à savoir 0,20 mg/L et 0,28 mg/L. La CE<sub>10</sub> nominale

pour la reproduction a été déterminée comme étant de 2,7 mg/L. Cette valeur d'effet n'a pas été fournie comme valeur mesurée, mais cette concentration se situe entre des concentrations nominales de 2,2 mg/L et 4,6 mg/L qui correspondent à des concentrations mesurées de 0,14 mg/L et 0,20 mg/L.

Lors d'une étude menée conformément à la LD 202 de l'OCDE (test d'immobilisation aiguë sur *Daphnia sp.*) et à la méthode C.2 de l'UE (toxicité aiguë chez *Daphnia*), des juvéniles de *Daphnia magna* ont été exposés à cinq fractions solubles dans l'eau correspondant à cinq concentrations d'ADNDS (ECHA 2018). Les solutions d'essai, dont les concentrations varient de 50 mg/L à 234 mg/L, n'ont été présentées que comme des valeurs nominales; cependant, il a été mentionné que les concentrations mesurées représentaient de 97 % à 112 % des valeurs nominales. La CE<sub>50</sub> après 48 heures pour l'immobilisation était de 87 mg/L.

Les substances du groupe des ANS présentent des propriétés physico-chimiques variées; par conséquent, elles se comportent différemment dans l'environnement, notamment en ce qui concerne leur sorption sur la matière organique des sédiments, comme indiqué précédemment. Il existe également des différences dans leur toxicité aquatique (tableau 7-1; tableau 7-2). C'est pourquoi deux VCT ont été choisies : une pour les ANS peu solubles (ADNNS, DNNSCa et DNNSBa) et une pour les ANS très solubles (ADNDS et CDINSA). La valeur de toxicité aquatique la plus sensible pour les ANS faiblement solubles, compte tenu des données relatives à la substance analogue, l'ADANS riche en C<sub>9</sub>, était la CE<sub>50</sub> après 21 jours de 0,014 mg/L de DNNSCa pour la survie des larves de *P. promelas* (tableau 7-1). Cette valeur a été choisie comme valeur critique de toxicité (VCT) aquatique pour les ANS faiblement solubles. Une valeur similaire de la CE<sub>50</sub> a été obtenue pour les œufs éclos de *S. tropicalis* avec le DNNSCa, comme l'indique la section 7.1.1, mais cette valeur n'a pas été prise en compte pour le VCT, car *S. tropicalis* est une espèce tropicale qui n'est pas considérée comme faisant partie de l'environnement au Canada. Pour les ANS fortement solubles, la valeur la plus sensible était la CE<sub>50</sub> après 48 h pour *D. magna* de 87 mg/L d'ADNDS (tableau 7-2), laquelle a été sélectionnée comme VCT aquatique pour ces mêmes ANS.

Pour obtenir les concentrations estimées sans effet (CESE), les VCT ont été divisées par des facteurs d'évaluation (FE), selon la méthode décrite dans l'étude de Okonski et coll. (2021). Les FE tiennent compte de diverses extrapolations et sources d'incertitude. Un facteur de normalisation des paramètres (F<sub>NP</sub>) est pris en compte pour l'extrapolation d'un cadre temporel à court terme (aigu) à un cadre temporel à long terme (chronique), ainsi que des effets létaux (c'est-à-dire la mortalité) à des effets sublétaux (par exemple croissance, reproduction), et de niveaux d'effet médians (par exemple CE<sub>50</sub>) à des niveaux d'effet faible (par exemple CE<sub>10</sub>). Le FE tient également compte du nombre d'espèces et de catégories d'espèces représentées dans l'ensemble des données de toxicité (facteur de variation des espèces, F<sub>VE</sub>), et du mode d'action plus toxique de la substance par rapport à la narcose de référence (facteur de mode

d'action,  $F_{Mda}$ ). Le facteur d'évaluation (FE) final est obtenu par multiplication du  $F_{NP}$  par le  $F_{VE}$  et le  $F_{Mda}$ .

La VCT pour les ANS faiblement solubles est issue d'une étude chronique avec un paramètre d'effets médians létaux. Toutefois, les paramètres d'effets sublétaux de cette étude n'étaient pas très différents de la valeur associée à des effets létaux, laquelle s'est avérée être la valeur la plus faible. C'est pourquoi le  $F_{NP}$  a été fixé à 5 plutôt qu'à 10 (Okonski et coll. 2021). Les ANS sont considérés comme ayant un mode d'action non narcotique (section 7.1.1), ce mode d'action transparaissant dans les ensembles de données sur la toxicité; par conséquent, la  $F_{Mda}$  est égale à 2 (Okonski et coll. 2021). L'ensemble de données de toxicité aquatique relatif aux ANS faiblement solubles et à la substance analogue, l'ADANS riche en  $C_9$ , comprend huit espèces appartenant à trois catégories d'espèce (plantes, invertébrés et vertébrés). Par conséquent, une valeur de  $F_{VE}$  de 1 a été utilisée. Le FE total de 10 ( $F_{NP} \times F_{VE} \times F_{Mda} = 5 \times 1 \times 2$ ) a été appliqué à la VCT, donnant une CESE aquatique de 0,001 4 mg/L pour les ANS faiblement solubles.

**Tableau 7-1. Études clés sur la toxicité aquatique prises en compte dans le choix d'une valeur critique de toxicité pour les ANS faiblement solubles**

Substance	Organisme testé	Paramètre	Valeur (mg/L)	Référence
DNNSBa	Moule ( <i>L. cardium</i> )	CE <sub>50</sub> à 48 h (viabilité des larves)	0,47	Matten et coll. 2020a
DNNSBa	Escargot ( <i>P. pilsbryi</i> )	CL <sub>50</sub> à 96 h	7,8	Matten et coll. 2020a
DNNSCa	Amphipode ( <i>H. azteca</i> ) (juvénile)	CL <sub>50</sub> à 96 h	1,4	Matten et coll. 2020a
DNNSCa	Poisson ( <i>P. promelas</i> )	CL <sub>50</sub> à 21 j	0,014	Matten et coll. 2020a
ADANS riche en C <sub>9</sub>	Poisson ( <i>C. carpio</i> )	CL <sub>50</sub> à 96 h	> 0,28	ECHA 2018b
ADANS riche en C <sub>9</sub>	Invertébré ( <i>D. magna</i> )	CE <sub>50</sub> à 48 h	> 0,27	ECHA 2018b
DANSCa riche en C <sub>9</sub>	Invertébré ( <i>D. magna</i> )	CE <sub>10</sub> à 21 j	0,14 – 0,20	ECHA 2018b
ADANS riche en C <sub>9</sub>	Algues ( <i>P. subcapitata</i> )	CE <sub>10</sub> à 72 h (rendement)	0,16	ECHA 2018b

Abréviations : CL<sub>x</sub>, concentration létale pour x % de la population; CE<sub>x</sub>, concentration avec effet pour x % de la population; h, heures; j, jours

**Tableau 7-2. Études clés sur la toxicité aquatique prises en compte dans le choix d'une valeur critique de toxicité pour les ANS fortement solubles**

Substance	Organisme testé	Paramètre	Valeur (mg/L)	Référence
ADNNDS	Moule ( <i>L. siligoidea</i> )	CE <sub>50</sub> à 48 h (viabilité des larves)	98,2	Matten et coll. 2020a
ADNNDS	Moule ( <i>L. cardium</i> )	CE <sub>50</sub> à 48 h (viabilité des larves)	123	Matten et coll. 2020a
ADNNDS	Amphipode ( <i>H. azteca</i> ) (juvénile)	CL <sub>50</sub> à 96 h	> 662	Matten et coll. 2020a
ADNNDS	Escargot ( <i>P. pilsbryi</i> )	CL <sub>50</sub> à 96 h	123	Matten et coll. 2020a
ADNNDS	Invertébré ( <i>D. magna</i> )	CE <sub>50</sub> à 48 h	87	ECHA 2018a

Abréviations : CL<sub>x</sub>, concentration létale pour x % de la population; CE<sub>x</sub>, concentration avec effet pour x % de la population; h, heures

La VCT pour les ANS fortement solubles est issue d'une étude de toxicité aiguë avec un paramètre d'effets médians; par conséquent, un  $F_{NP}$  de 10 a été sélectionné. L'ensemble de données sur la toxicité aquatique des ANS fortement solubles, qui provient d'études menées avec l'ADNND, inclut cinq espèces d'une seule catégorie d'espèces (invertébrés); un  $F_{VE}$  de 10 a donc été utilisé (Okonski et coll. 2021). Les ANS sont considérés comme ayant un mode d'action non narcotique (section 7.1.1), ce mode d'action transparaissant dans les ensembles de données sur la toxicité; par conséquent, la  $F_{Mda}$  est égale à 2 (Okonski et coll. 2021). Le FE total de 200 ( $F_{NP} \times F_{VE} \times F_{Mda} = 10 \times 10 \times 2$ ) a été appliqué à la VCT, donnant une CESE aquatique de 0,435 mg/L pour les ANS fortement solubles.

### 7.1.3 Effets sur les organismes vivant dans les sédiments

Matten et coll. (2020b) ont étudié les effets de l'ADNND, du DNNSCa et du DNNSBa sur deux espèces d'invertébrés benthiques (l'amphipode *H. azteca* et le ver *T. tubifex*) lors de tests d'exposition chronique dans des sédiments naturels contenant 2 % de carbone organique. Les tests menés sur *T. tubifex* ont été effectués avec des concentrations nominales comprises entre 200 et 10 000 mg d'ANS/kg en poids sec de sédiments et les tests réalisés sur *H. azteca* avec des concentrations comprises entre 100 et 2 000 mg d'ANS/kg en poids sec de sédiments. Les paramètres étudiés sont la mortalité, la croissance, la biomasse et la production de juvéniles. Les valeurs d'effet les plus sensibles de ces études figurent dans le tableau 7-3. Les valeurs d'effet variaient entre 89,4 mg/kg en poids corporel et 261 mg/kg en poids corporel. Des essais similaires à ceux décrits ci-dessus ont également été réalisés dans du sable contenant 0 % de carbone organique, mais ils ne sont pas présentés ici, car les résultats des études sur les sédiments sont considérés comme étant plus représentatifs de conditions environnementales réalistes.

Lorsque les valeurs de la  $CL_{50}$  ont été estimées à partir des concentrations d'ANS mesurées dans l'eau sus-jacente (qui peut être une voie d'exposition importante pour *H. azteca*), le DNNSBa et le DNNSCa étaient de 3 à 4 ordres de grandeur plus dangereux que l'ADNND (Matten et coll. 2020b). Les estimations de la toxicité basées sur les concentrations dans l'eau sus-jacente ne sont pas examinées plus avant ici, car les concentrations des substances dans l'eau sus-jacente variaient considérablement durant les tests (entre 21 % et 91 %), alors que les concentrations dans les sédiments variaient moins (Matten et coll. 2020b).

Étant donné que les valeurs de toxicité des sédiments pour les ANS faiblement solubles et fortement solubles se situaient dans le même ordre de grandeur, une seule VCT a été sélectionnée et une seule CESE a été calculée. La VCT retenue est la  $CE_{10}$  après 28 jours de 89,4 mg/kg d'ADNND pour la production de juvéniles chez *T. tubifex*. La CESE a été calculée par application d'un FE à la VCT des sédiments. Étant donné que la VCT est issue d'une étude chronique avec un paramètre de faibles effets sublétaux,



une  $F_{NP}$  de 1 a été choisie (Okonski et coll. 2021). Une  $F_{Mda}$  de 2 a été utilisée, comme l'indique la section 7.1.1, et une  $F_{VE}$  de 20 a été appliquée, car une seule catégorie d'organismes, les invertébrés, est représentée. Cela donne un FE total de 40 ( $F_{NP} \times F_{VE} \times F_{Mda} = 1 \times 2 \times 20$ ), soit une CESE dans les sédiments de 2,24 mg/kg en poids corporel.

**Tableau 7-3. Valeurs clés de toxicité des sédiments prises en compte dans le choix d'une valeur critique de toxicité des sédiments (Matten et coll. 2020b)**

Nom commun	Organisme testé	Paramètre	Valeur (mg/kg en ps)
DNNSBa	<i>H. azteca</i>	CL <sub>10</sub> à 28 j	256
DNNSBa	<i>T. tubifex</i>	CE <sub>10</sub> à 28 j (production de juvéniles)	124
DNNSCa	<i>H. azteca</i>	CE <sub>10</sub> à 28 j (croissance)	173
DNNSCa	<i>T. tubifex</i>	CE <sub>25</sub> à 28 j (production de juvéniles)	307
ADNND	<i>H. azteca</i>	CL <sub>50</sub> à 28 j	> 188
ADNND	<i>T. tubifex</i>	CE <sub>10</sub> à 28 j (production de juvéniles)	89,4

Abréviations : ps = poids sec; CLx : concentration létale pour x % de la population; CEx : concentration avec effet pour x % de la population

#### 7.1.4 Effets sur les organismes vivant dans le sol

Les données sur la toxicité des ANS dans les sols étaient très limitées. Il existait des données tirées d'une étude sur les vers de terre réalisée avec la substance analogue, le méthyl(di(propène-2-yl))naphtalènesulfonates de sodium (n° CAS : 68909-82-0) (ECHA 2019b), lequel semble être un bon analogue du CDINSA. Conformément à la ligne directrice de l'OCDE sur la reproduction des vers de terre, des vers de terre (*Eisenia fetida*) adultes ont été exposés à des concentrations nominales de la substance testée comprises entre 15,6 et 500 mg/kg de sol artificiel (en poids sec) pendant 8 semaines. Les résultats clés (nominiaux) de cette étude sont résumés dans le tableau 7-4. Aucune différence statistiquement significative n'a été constatée pour la reproduction ni pour le gain de poids corporel à des concentrations étudiées allant jusqu'à 250 mg/kg en poids sec. Cependant, à 500 mg/kg en poids sec, la reproduction

(mesurée à 8 semaines) et le gain de poids corporel (mesuré à 28 jours) ont baissé de manière significative. Aucun symptôme pathologique ni aucun changement de comportement n'a été observé pendant la période du test.

Étant donné qu'une seule étude concernant le sol était disponible, les données de cette étude ont servi à sélectionner une VCT et à calculer une CESE pour les ANS faiblement solubles et fortement solubles. La VCT retenue pour le sol pour la reproduction des vers de terre était la CSEO à 8 semaines de 250 mg/kg en poids sec (tableau 7-4). Pour le calcul de la CESE, un facteur d'évaluation global de 50 a été appliqué à la VCT, lequel comprenait un  $F_{NP}$  de 1, car aucune extrapolation n'était nécessaire pour normaliser ce paramètre, un  $F_{Mda}$  de 2 et un  $F_{VE}$  de 50, car les données n'étaient disponibles que pour une catégorie d'organismes et une espèce. Le FE total de 100 ( $F_{NP} \times F_{VE} \times F_{Mda} = 1 \times 2 \times 50$ ) a été appliqué à la VCT, ce qui a donné une CESE dans le sol de 2,5 mg/kg en poids sec.

**Tableau 7-4. Valeurs clés de la toxicité pour le ver de terre (*E. fetida*) d'un sol contenant des méthyl(di(propane-2-yl))naphtalènesulfonates de sodium (ECHA 2019b)**

Paramètre	Valeur (mg/kg ps)
CE <sub>50</sub> à 8 semaines (reproduction)	398
CSEO à 8 semaines (reproduction)	250
CME0 à 8 semaines (reproduction)	500 <sup>a</sup>
CSEO à 8 semaines (mortalité)	500

Abréviations : ps = poids sec; CSEO : concentration sans effet observé; CME0 : concentration minimale avec effet observé; CL<sub>x</sub> : concentration létale pour x % de la population; CEx : concentration avec effet pour x % de la population

<sup>a</sup> valeur sans limite

## 7.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement

Comme expliqué précédemment, les substances du groupe des ANS ont été réparties en deux sous-groupes. L'ADNNS, le DNNSCa et DNNSBa forment le sous-groupe des ANS faiblement solubles et le CDINSA et l'ADNNDS celui des ANS fortement solubles. Des scénarios d'exposition aquatique ont été élaborés pour ces deux sous-groupes.

Ces scénarios d'exposition sont basés sur des renseignements soumis pour ces substances dans le cadre d'enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2013, ECCC 2018). Les scénarios d'exposition incluent les rejets aquatiques dus au mélange d'huiles lubrifiantes, à l'utilisation de fluides d'usinage, à la formulation de peintures et revêtements, à la formulation de produits

pétroliers et gaziers et à l'utilisation industrielle de peintures. Les scénarios d'exposition dans les sols due à l'épandage de biosolides sur des terres et l'exposition dans des sédiments en équilibre avec la colonne d'eau ont été élaborés en complément des scénarios aquatiques. Chacun de ces scénarios est décrit en détail ci-après. Il a été supposé que n'importe quelle substance de chaque sous-groupe pouvait être remplacée par une autre substance du même sous-groupe pour une application donnée; les quantités utilisées par une entreprise pour une application donnée ont donc été additionnées à l'intérieur du sous-groupe. Toutefois, il a été supposé que les ANS faiblement solubles ne seraient pas remplacés par des ANS fortement solubles et vice versa, si un seul type d'ANS était déclaré dans le cadre des enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE pour une utilisation donnée.

Aucun scénario d'exposition n'a été établi pour l'utilisation de lubrifiants et graisses contenant des ANS. Il a été déterminé que cette utilisation entraînerait une exposition négligeable de l'environnement, car ces produits sont généralement recyclés ou éliminés dans des installations de traitement des déchets conformément aux programmes provinciaux et territoriaux et ne sont donc pas censés être rejetés dans l'environnement.

Aucun scénario d'exposition n'a pas non plus été élaboré pour l'utilisation, sur des champs pétrolifères, des ANS dans des produits d'extraction du pétrole et du gaz naturel, car les eaux de traitement et les déchets ne sont généralement pas rejetés dans un égout ni dans le milieu aquatique. L'injection pour la stimulation des puits et l'injection en profondeur de l'eau de traitement sont les méthodes d'élimination de ces eaux usées les plus couramment utilisées en Amérique du Nord (OCDE 2012).

### **7.2.1 Concentrations mesurées dans l'environnement et les eaux usées**

Peu de données ont été trouvées sur les concentrations mesurées d'ANS dans l'environnement au Canada. Des échantillons de sédiments ont été prélevés dans 12 rivières du sud de l'Ontario et soumis à des analyses du DNNSCa. Les sites de prélèvement se situaient en aval de bassins versants urbanisés de différentes manières et à moins d'un kilomètre en aval d'un STEU. Des traces de DNNSCa ont été trouvées sur 11 des 12 sites. La plus forte concentration observée était de 2,8 mg/kg en poids sec (Matten et coll. 2020b).

L'ADNND, le DNNSBa et le DNNSCa n'ont pas été détectés (limites de détection de la méthode de 0,46 à 3,6 µg/L) dans les effluents de quatre STEU situés au Canada, qui appliquaient soit un traitement primaire, soit un traitement en lagune (communication personnelle, courriel de la Section de recherche et de surveillance du PGPC à la Division de l'évaluation environnementale d'ECCE, 15 juillet 2019, non référencé). Certaines installations de travail des métaux et de formulation de produits pétroliers et gaziers rejettent leurs effluents dans ces quatre STEU. Toutefois, on ignore si elles

utilisent des ANS ou, à supposer que ce soit le cas, si elles ont effectivement rejeté des ANS pendant les périodes d'échantillonnage dans les STEU.

### 7.2.2 Calcul des CEE et hypothèses générales

Les concentrations environnementales estimées (CEE) en milieu aquatique pour chaque scénario d'exposition ont été calculées à l'aide de l'équation suivante :

$$CEE = \frac{10^9 \times Q \times L \times (1 - E)}{D \times N}$$

où

CEE = concentration environnementale estimée ( $\mu\text{g/L}$ )

Q = quantité utilisée par site et par an (kg/an)

L = pertes dans les eaux usées (fraction)

E = efficacité d'élimination des STEU (fraction)

D = volume de dilution quotidien (L/jour)

N = nombre de jours de rejet

$10^9$  = facteur de conversion de kg à  $\mu\text{g}$  ( $\mu\text{g/kg}$ )

En raison du manque de données mesurées pour les ANS, différents taux d'élimination par les STEU ont été estimés au moyen du modèle SimpleTreat 3.1 (2003) et d'avis de professionnels et à partir de l'étude du comportement des substances en matière de sorption. Un intervalle de taux d'élimination par les STEU compris entre 0 % et 20 % a été utilisé pour les ANS fortement solubles. Dans le cas des ANS faiblement solubles ayant une forte affinité avec les solides, des taux d'élimination par les STEU compris entre 85 % et 95 % ont été utilisés. Pour les ANS peu solubles et fortement solubles, on a utilisé des intervalles de taux d'élimination par les STEU, afin de tenir compte des incertitudes dans les taux d'élimination réels ainsi que de la variabilité entre les substances au sein de chaque sous-groupe. Les estimations d'exposition ont été effectuées à l'aide des limites inférieures et supérieures des intervalles de taux d'élimination, ce qui a permis d'obtenir un intervalle de CEE possibles pour chaque sous-groupe.

Les volumes de dilution quotidiens ont été calculés par multiplication du débit d'effluent des STEU ou des installations déversant leur rejet dans un plan d'eau par le facteur de

dilution du plan d'eau récepteur. Dans tous les scénarios, les CEE aquatiques ont été calculées à l'aide d'un facteur de dilution basé sur le 10<sup>e</sup> percentile du débit faible du plan d'eau récepteur et plafonné à un facteur de dilution maximum de 10.

Les CEE aquatiques représentent les concentrations potentielles de substances présentes dans le plan d'eau récepteur à proximité du point de rejet d'un STEU. Les valeurs de CEE obtenues pour chaque scénario d'exposition et un résumé des hypothèses clés sont présentés dans l'annexe C. Les rejets potentiels dus au nettoyage et au transport des conteneurs, y compris lors du chargement et du déchargement, ne sont pas pris en compte dans la présente évaluation.

### **7.2.3 Scénario d'exposition n° 1 : mélange d'huiles lubrifiantes**

D'après les renseignements relatifs aux ANS déclarés dans le cadre des enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2013; ECC 2018), les ANS faiblement solubles sont notamment et principalement utilisées comme additifs dans les lubrifiants. Par conséquent, un scénario a été élaboré pour refléter les possibles rejets, dans les STEU, puis dans les plans d'eau, d'ANS faiblement solubles par des installations qui mélangent des huiles lubrifiantes au Canada. Plus de 10 entreprises au Canada produisent ou mélangent des lubrifiants. Elles sont situées dans différentes régions du pays.

La CEE en milieu aquatique a été calculée pour une installation de mélange générique représentative en se basant sur des données compilées provenant de différentes sources. Le scénario est basé sur les quantités importées par un certain nombre d'entreprises, une valeur moyenne de ces quantités importées par chaque entreprise étant utilisée comme quantité utilisée par une installation représentative. Il est supposé qu'une installation représentative rejette ses effluents après qu'ils ont été traités dans un STEU secondaire, tertiaire ou lagunaire hors site. Le volume de dilution quotidien retenu est une valeur représentative du secteur des mélanges d'huiles lubrifiantes. Voir le tableau C-1 de l'annexe C pour un résumé des hypothèses clés.

Les CEE aquatiques génériques calculées dans ce scénario sont comprises entre 0,16 µg/L et 0,49 µg/L.

### **7.2.4 Scénario d'exposition n° 2 : utilisation de fluides d'usinage**

D'après les renseignements déclarés pour ces substances dans le cadre d'enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2013; ECC 2018), les ANS faiblement solubles sont utilisés comme agent anticorrosion ou antitartre dans des fluides d'usinage utilisés pour le revêtement de pièces métalliques. Un scénario a donc été élaboré pour refléter les éventuels rejets, dans les STEU,

d'ANS faiblement solubles par les installations qui utilisent des fluides d'usinage pour le revêtement de pièces métalliques.

L'utilisation dans les fluides métallurgiques peut avoir lieu dans plusieurs installations à travers le Canada, de taille et de lieu d'exploitation différents. On ne dispose pas de renseignements spécifiques sur les utilisateurs de fluides d'usinage contenant des ANS. Le présent scénario est basé sur une situation générique dans laquelle une installation industrielle utilise des fluides d'usinage contenant des ANS faiblement solubles tout au long de l'année.

Les paramètres tels que la capacité de production, le facteur d'émission et le nombre de jours de rejet ont été basés sur des données tirées du document de l'OCDE (2011) sur les scénarios d'émission portant sur l'utilisation des fluides d'usinage. Le volume de dilution quotidien retenu est la valeur du 10<sup>e</sup> percentile de la distribution des volumes de dilution quotidiens pour diverses usines exerçant des activités qui nécessitent l'utilisation de fluides d'usinage. Il est supposé que les installations exerçant de telles activités ont un certain système de traitement de leurs eaux usées sur place, par exemple sous forme de séparateur huile-eau, avant de les rejeter dans le réseau d'égouts pour un traitement ultérieur dans un STEU. Le tableau C-2 de l'annexe C contient un résumé des hypothèses utilisées pour le calcul des CEE.

Les CEE aquatiques ainsi obtenues pour un tel scénario sont comprises entre 0,42 µg/L et 1,3 µg/L.

### **7.2.5 Scénario d'exposition n° 3 : formulation de peintures et revêtements**

D'après les renseignements déclarés pour les ANS dans le cadre d'enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2013; ECCC 2018), les ANS fortement solubles et faiblement solubles sont utilisées comme régulateurs de procédé ainsi que comme agents oxydants et réducteurs pour la formulation des peintures et revêtements. Ce scénario est basé sur l'utilisation des ANS pour la formulation des peintures et revêtements. Les rejets par ces installations sont censés transiter par des STEU avant d'être rejetés dans l'environnement.

Le scénario est basé sur la plus importante quantité importée et déclarée d'ANS par une installation de formulation de ce secteur. Le volume de dilution quotidien retenu correspond à la valeur du 10<sup>e</sup> percentile d'une distribution des volumes de dilution quotidiens déterminée pour le secteur canadien des peintures et revêtements. Un résumé des hypothèses clés émises pour ce scénario figure dans le tableau C-3 de l'annexe C.

Les CEE aquatiques calculées pour les ANS fortement solubles dans ce scénario varient entre 1,8 µg/L et 2,3 µg/L et les CEE pour les ANS faiblement solubles se situent entre 0,11 µg/L et 0,34 µg/L.

#### **7.2.6 Scénario d'exposition n° 4 : formulation de produits pétroliers et gaziers**

D'après les renseignements soumis dans le cadre d'enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2013, ECCC 2018), les ANS fortement solubles sont utilisés comme auxiliaires de traitement dans des produits utilisés pour l'extraction du pétrole et du gaz. Ce scénario a donc porté sur le rejet dans les STEU d'ANS provenant de la formulation de ces produits.

Les CEE ont été évaluées pour un scénario générique d'une installation de fabrication de produits pour l'extraction du pétrole et du gaz qui rejette ces produits dans un STEU secondaire ou tertiaire. Le volume de dilution quotidien retenu correspond à la valeur du 10<sup>e</sup> percentile d'une distribution des volumes de dilution quotidiens de différentes installations industrielles situées au Canada. Le tableau C-4 de l'annexe C contient un résumé des hypothèses utilisées pour le calcul des CEE.

Les CEE ainsi obtenues pour ce scénario varient entre 78 µg/L et 98 µg/L.

#### **7.2.7 Scénario d'exposition n° 5 : formulation de combustibles**

D'après les renseignements relatifs aux ANS déclarés dans le cadre des enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2013; ECCC 2018), les ANS faiblement solubles sont utilisées comme additifs dans les combustibles. Un scénario a donc été élaboré pour refléter les éventuels rejets, dans les plans d'eau, d'ANS faiblement solubles par les installations canadiennes où des additifs peuvent être ajoutés à des combustibles.

La CEE en milieu aquatique a été calculée pour une installation de mélange générique représentative en se basant sur des données compilées provenant de différentes sources. Le scénario est basé sur les quantités importées par un certain nombre d'entreprises, une valeur moyenne de ces quantités importées par chaque entreprise étant utilisée comme quantité utilisée par une installation représentative. Il est supposé qu'une telle installation dispose d'un traitement sur site équivalent à un traitement secondaire et qu'elle rejette ensuite ses effluents directement dans le plan d'eau récepteur. Le volume de dilution quotidien retenu est une valeur représentative du secteur des mélanges de combustibles. Voir le tableau C-5 de l'annexe C pour un résumé des hypothèses clés.

Les CEE aquatiques génériques calculées dans ce scénario sont comprises entre 0,010 µg/L et 0,030 µg/L.

### 7.2.8 Scénario d'exposition n° 6 : Utilisation industrielle de peintures

D'après les renseignements déclarés pour les ANS dans le cadre d'enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2013; ECCC 2018) et ceux communiqués par l'Association canadienne des constructeurs de véhicules (ACCV) (communication personnelle, courriel de l'ACCV à la Division des produits d'ECCC, 2 août 2019, non référencé), les ANS fortement solubles sont utilisés dans les peintures industrielles, notamment par le secteur automobile. Un scénario a donc été élaboré pour refléter les éventuels rejets d'ANS fortement solubles dans les STEU par les installations qui utilisent des peintures pour la fabrication d'équipements d'origine pour automobile.

Une telle utilisation est automatisée et les pertes de peinture à la pulvérisation sont collectées dans des cabines à aspiration par le sol ou par les côtés dans lesquelles l'eau est utilisée presque exclusivement pour collecter les pertes lors de la fabrication d'équipements d'origine (US EPA 1996). Le scénario générique de l'US EPA pour le revêtement par pulvérisation des pièces automobiles (US EPA 1996) a été adapté pour calculer la CEE pour un site d'activités de peinture, en utilisant l'équation suivante :

$$CEE = \frac{10^9 \times Q \times (1 - ET) \times (1 - E)}{D \times N}$$

où

Q = quantité utilisée (kg/an)

ET = efficacité moyenne de transfert dans les procédés de pulvérisation (fraction)

E = efficacité d'élimination des STEU (fraction)

D = volume de dilution quotidien (L/jour)

N = nombre de jours de rejet (jour/an)

La CEE en milieu aquatique a été calculée à partir de données compilées provenant de différentes sources. Les paramètres tels que le nombre de jours de rejet ont été basés sur les données du scénario générique de l'US EPA pour le revêtement par pulvérisation des automobiles (US EPA 1996) et l'efficacité du transfert a été basée sur le document de l'OCDE décrivant le scénario d'émission de l'industrie du revêtement (OCDE 2009). Les paramètres tels que les méthodes de déchargement, les systèmes



de traitement sur site et hors site, et le débit des eaux usées ont été basés sur des renseignements représentant les installations de fabrication automobile pertinentes du Canada. La quantité utilisée est calculée à partir de la quantité importée déclarée, convertie en un intervalle, la limite supérieure de l'intervalle servant aux calculs (ECCC 2018). Le tableau C-6 de l'annexe contient un résumé des hypothèses clés utilisées pour le calcul des CEE.

Les CEE aquatiques ainsi obtenues sont comprises entre 120 µg/L et 190 µg/L.

### 7.2.9 Exposition dans les sédiments

Une approche de partage à l'équilibre sédiments-eau a été utilisée pour estimer la CEE des ANS dans les sédiments de fond. Cette approche est basée sur le guide de l'Agence européenne des produits chimiques pour l'estimation de l'exposition environnementale dans des sédiments en suspension (ECHA 2012) et sur une approche de partage à l'équilibre pour les sédiments de fond décrite par le National Center for Environmental Assessment de l'US EPA (US EPA 2003). À l'équilibre, la CEE dans les sédiments de fond est en corrélation linéaire avec la concentration dans la phase aqueuse de l'eau sus-jacente. Les caractéristiques des sédiments en suspension et des sédiments de fond suggérées par Gobas (2007 et 2010) ont été utilisées pour l'estimation. La CEE dans les sédiments de fond (en mg/kg) est calculée au moyen de l'équation suivante :

$$CEE_{\text{sédiment}} = 3\% \times K_{CO} \times \frac{C_{\text{total}}}{1 + 7.05 \times 10^{-6} \text{ kg CO / L} \times K_{CO}}$$

où

$C_{\text{total}}$  = concentration totale dans la colonne d'eau (mg/L)

$K_{CO}$  = coefficient de partage carbone organique-eau pour les sédiments en suspension ou de fond (L/kg CO)

Des gammes de CEE dans les sédiments de fond, normalisées à 3 % de carbone organique (une teneur typique en carbone organique dans les sédiments de fond des rivières et des lacs du Canada), ont été calculées pour les scénarios 1 à 6 énumérés plus haut. Une valeur de  $\log K_{CO}$  de 1,1 a été utilisée comme valeur représentative pour les ANS fortement solubles et qu'une valeur de  $\log K_{CO}$  de 5,1 a été utilisée pour représenter les ANS faiblement solubles. Les CEE des sédiments sont fournies dans le tableau 7-5. Un résumé d'autres hypothèses faites est fourni dans les tableaux C-7 à C-12 de l'annexe C. Il est à noter que la concentration totale dans la colonne d'eau a été calculée en utilisant les débits du 50<sup>e</sup> percentile plutôt que ceux du 10<sup>e</sup>. Cela a été fait

afin de refléter une période d'exposition plus proche de la moyenne nécessaire dans les plans d'eau récepteurs pour atteindre l'équilibre dans les sédiments.

**Tableau 7-5. CEE pour les sédiments**

Scénario	CEE (mg/kg)
1- Mélange d'huiles lubrifiantes (ANS faiblement solubles)	0,19 – 0,56
2- Utilisation de fluides d'usinage (ANS faiblement solubles)	0,55 – 1,7
3a- Formulation de peintures et revêtements (ANS fortement solubles)	< 0,010
3b- Formulation de peintures et revêtements (ANS faiblement solubles)	0,23 – 0,68
4- Formulation de produits pétroliers et gaziers (ANS fortement solubles)	< 0,010
5- Formulation de combustibles (ANS faiblement solubles)	0,020 – 0,059
6- Utilisation industrielle de peintures (ANS fortement solubles)	< 0,010

### 7.2.10 Épandage de biosolides sur des terres

Ce scénario portait sur l'épandage des ANS sur des terres sous forme de biosolides provenant de STEU. Les CEE pour le sol ont été calculées pour les scénarios 1 à 6 énumérés plus haut et en complément des scénarios aquatiques.

La CEE pour le sol après 10 ans d'épandage de biosolides et en tenant compte de la biodégradation comme mécanisme de perte est calculée par itération des équations ci-dessous. Il est supposé que la dégradation est une réaction du premier ordre. Les concentrations dans le sol ont été déterminées sur une base annuelle immédiatement après l'épandage de biosolides et à la fin de l'année (après que la dégradation s'est produite, mais avant l'épandage ultérieur de biosolides) pour une période de 10 ans.

Au début de l'année (immédiatement après l'épandage de biosolides) :

$$CEE_{début,t} = \frac{C_s \times V}{p \times \rho} + CEE_{début,t-1}$$

(notez que  $CEE_{début,1} = \frac{C_s \times V}{p \times \rho}$ )

À la fin de l'année (après biodégradation) :

$$CEE_{début,t} = CEE_{début,t} \times e^{\left(-0.693 \times \left(\frac{365}{biodég}\right)\right)}$$

où

$CEE_{\text{début}}$  = concentration environnementale estimée dans le sol au début de l'année suivant l'épandage de biosolides (avant biodégradation) (mg/kg)

$CEE_{\text{fin}}$  = concentration environnementale estimée dans le sol à la fin de l'année (après biodégradation), avant l'épandage ultérieur de biosolides (mg/kg)

t = numéro de l'année d'épandage des biosolides (y), de 1 à 10

$C_s$  = concentration de la substance dans les biosolides (mg/kg en poids sec)

V = vitesse d'épandage annuel de biosolides sur les sols ( $\text{kg}/\text{m}^2\cdot\text{an}$ )

p = profondeur de mélange du sol (m)

$\rho$  = masse volumique du sol sec ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )

Biodég = demi-vie de biodégradation de la substance dans le sol (jours)

Un intervalle de demi-vies de biodégradation compris entre 92 et 200 jours a été utilisé pour les ANS afin de refléter la variabilité de leurs vitesses de biodégradation potentielle en raison des différences entre leurs structures. La concentration des ANS dans le sol n'augmente pas fortement au cours de la période de 10 ans et les concentrations dans le sol sont maximales juste après l'épandage (diminuant ensuite de manière significative au cours de l'année). Les CEE calculées au début de la 10<sup>e</sup> année pour chaque scénario sont données dans le tableau 7-6. Les tableaux C-13 à C-18 de l'annexe C résument les hypothèses clés utilisées.

**Tableau 7-6. CEE pour le sol dues à l'épandage de biosolides sur des terres au début de la 10<sup>e</sup> année**

Scénario	CEE (mg/kg en ps)
1- Mélange d'huiles lubrifiantes (ANS faiblement solubles)	Entre 0,74 et 1,4
2- Utilisation de fluides d'usinage (ANS faiblement solubles)	Entre 0,63 et 0,92
3a- Formulation de peintures et revêtements (ANS fortement solubles)	Entre 0 et 0,05
3b- Formulation de peintures et revêtements (ANS faiblement solubles)	Entre 0,16 et 0,24
4- Formulation de produits pétroliers et gaziers (ANS fortement solubles)	Entre 0 et 2,0
5- Formulation de combustibles	S. o.*
6- Utilisation industrielle de peintures (ANS fortement solubles)	Entre 0 et 0,26

Abréviations : ps = poids sec; s. o. : sans objet

\* : les biosolides provenant d'installations industrielles qui sont déversés directement dans le milieu récepteur après un traitement sur place ne sont pas épandus sur les terres; il est supposé que les installations dans ce secteur sont des déverseurs directs.

## **7.3 Caractérisation des risques pour l'environnement**

L'approche adoptée pour la présente évaluation ayant trait à l'environnement consistait à examiner les renseignements pour l'évaluation et à tirer des conclusions basées sur le poids de la preuve et le principe de précaution. Des éléments de preuve ont été rassemblés pour déterminer le potentiel de risques pour l'environnement au Canada dû aux substances du groupe des ANS. Les éléments de preuve pris en compte comprennent ceux évalués pour la présente évaluation qui étayaient la caractérisation des risques pour l'environnement au Canada. Des éléments de preuve secondaires ou indirects ont également été pris en compte, notamment des classifications du danger ou les caractéristiques du devenir déterminées par d'autres organismes de réglementation.

### **7.3.1 Classification du risque écologique (CRE) des substances organiques**

La Classification du risque écologique (CRE) des substances organiques a permis de déterminer que le NSNa présente un faible potentiel d'effets nocifs sur l'environnement (ECCC 2016a). La CRE est une approche basée sur les risques qui tient compte de plusieurs paramètres liés au danger et à l'exposition et d'une pondération des différents éléments de preuve pour déterminer la classification du risque. Cette approche est résumée dans l'annexe D. Des données critiques et des facteurs ayant servi à développer le profil spécifique au NSNa sont présentés dans un document d'ECCC (2016b).

Compte tenu du fait que la CRE attribue un faible danger et une faible exposition au NSNa, cette substance a été classée comme présentant un faible potentiel de risques pour l'environnement. Il est donc improbable que cette substance soit préoccupante pour l'environnement au Canada.

### **7.3.2 Analyse des quotients de risque**

Nous avons réalisé des analyses de quotients de risque en comparant les diverses estimations d'exposition (CEE; voir la section Évaluation de l'exposition environnementale) avec les renseignements sur l'écotoxicité (CESE; voir la section Évaluation des effets sur l'environnement) pour déterminer s'il existe un potentiel d'effets nocifs sur l'environnement au Canada. Nous avons calculé des quotients de risque (QR) en divisant la CEE par la CESE pour les milieux de l'environnement pertinents et les scénarios d'exposition associés. Les tableaux 7-7, 7-8 et 7-9

contiennent les QR dans le milieu aquatique, les sols et les sédiments, calculés respectivement pour les substances du groupe des ANS.

**Tableau 7-7. Calculs des quotients de risque (QR) pour des scénarios d'exposition industrielle aux substances du groupe des ANS dans le milieu aquatique**

Scénario d'exposition	CEE en milieu aquatique (µg/L)	CESE en milieu aquatique (µg/L)	QR en milieu aquatique
Mélange d'huiles lubrifiantes, ANS faiblement solubles	Entre 0,16 et 0,49	1,4	Entre 0,12 et 0,35
Utilisation de fluides d'usinage, ANS faiblement solubles	Entre 0,42 et 1,3	1,4	Entre 0,30 et 0,90
Formulation de peintures et revêtements, ANS fortement solubles	Entre 1,8 et 2,3	435	< 0,010
Formulation de peintures et revêtements, ANS faiblement solubles	Entre 0,11 et 0,34	1,4	Entre 0,081 et 0,24
Formulation de produits pétroliers et gaziers, ANS fortement solubles	Entre 78 et 98	435	Entre 0,18 et 0,22
Formulation de combustibles, ANS faiblement solubles	Entre 0,010 et 0,030	1,4	Entre moins de 0,010 et 0,021
Utilisation industrielle de peintures, ANS fortement solubles	Entre 120 et 190	435	Entre 0,28 et 0,44

**Tableau 7-8. Calculs des quotients de risque (QR) pour des scénarios d'exposition industrielle aux substances du groupe des ANS dans les sédiments**

Scénario d'exposition	CEE dans les sédiments (mg/kg en poids sec)	CESE dans les sédiments (mg/kg en poids sec)	QR dans les sédiments
Mélange d'huiles lubrifiantes, ANS faiblement solubles	Entre 0,19 et 0,56	2,24	Entre 0,084 et 0,25
Utilisation de fluides d'usinage, ANS faiblement solubles	Entre 0,55 et 1,7	2,24	Entre 0,25 et 0,74

<b>Scénario d'exposition</b>	<b>CEE dans les sédiments (mg/kg en poids sec)</b>	<b>CESE dans les sédiments (mg/kg en poids sec)</b>	<b>QR dans les sédiments</b>
Formulation de peintures et revêtements, ANS fortement solubles	< 0,010	2,24	< 0,010
Formulation de peintures et revêtements, ANS faiblement solubles	Entre 0,23 et 0,68	2,24	Entre 0,10 et 0,31
Formulation de produits pétroliers et gaziers, ANS fortement solubles	< 0,010	2,24	< 0,010
Formulation de combustibles, ANS faiblement solubles	Entre 0,020 et 0,059	2,24	Entre moins de 0,010 et 0,027
Utilisation industrielle de peintures, ANS fortement solubles	< 0,010	2,24	< 0,01

**Tableau 7-9. Calculs des quotients de risque (QR) pour des scénarios d'exposition industrielle aux substances du groupe des ANS dans les sols**

<b>Scénario d'exposition</b>	<b>CEE dans le sol (mg/kg)</b>	<b>CESE dans le sol (mg/kg)</b>	<b>QR dans le sol</b>
Mélange d'huiles lubrifiantes, ANS faiblement solubles	Entre 0,74 et 1,4	2,25	Entre 0,30 et 0,58
Utilisation de fluides d'usinage, ANS faiblement solubles	Entre 0,63 et 0,92	2,25	Entre 0,25 et 0,37
Formulation de peintures et revêtements, ANS fortement solubles	Entre 0 et 0,05	2,25	Entre 0 et 0,020
Formulation de peintures et revêtements, ANS faiblement solubles	Entre 0,16 et 0,24	2,25	Entre 0,065 et 0,094
Formulation de produits pétroliers et gaziers, ANS fortement solubles	Entre 0 et 2,0	2,25	Entre 0 et 0,82
Formulation de combustibles, ANS faiblement solubles	S. o.*	2,25	S. o.*
Utilisation industrielle de peintures, ANS fortement solubles	Entre 0 et 0,26	2,25	Entre 0 et 0,11

Abréviation : s. o., sans objet

\* : les biosolides provenant d'installations industrielles et déversés directement dans le milieu récepteur après un traitement sur place ne sont pas épandus sur les terres; on suppose que c'est le cas pour les installations dans ce secteur.

Les QR des tableaux 7-7, 7-8 et 7-9 sont tous inférieurs à un, ce qui indique que les ANS présentent un potentiel d'effets nocifs faible ou modéré sur les organismes aquatiques ou vivant dans les sédiments ou les sols à la suite de leur rejet potentiel par l'industrie. Les valeurs des paramètres utilisées dans les scénarios d'exposition génériques sont basées sur une combinaison de différentes hypothèses allant du cas moyen au cas réaliste le plus défavorable, afin de calculer les CEE. Des analyses d'exposition spécifiques aux sites, qui ne sont pas incluses dans la présente évaluation préalable en raison de la confidentialité des informations commerciales, ont été réalisées pour certains des scénarios d'exposition. Les CEE associées à ces analyses étaient similaires ou inférieures à celles obtenues pour les scénarios génériques décrits ici. Ces analyses confirment que les ANS ont un faible potentiel d'effets nocifs sur l'environnement aux niveaux d'exposition actuels.

### 7.3.3 Éléments de preuve pris en compte

Pour caractériser les risques pour l'environnement associés aux substances du groupe des ANS, nous avons pris en compte des renseignements techniques sur divers éléments de preuve (tel que discuté dans les sections pertinentes du présent document) et les avons pondérés qualitativement. Les éléments de preuve clés appuyant la conclusion de l'évaluation sont présentés dans le tableau 7-10, une discussion globale sur le poids de la preuve étant faite à la section **Error! Reference source not found.** Le niveau de confiance fait référence à l'influence combinée de la qualité et de la variabilité des données, aux lacunes dans les données, à la causalité, à la plausibilité et de toute extrapolation requise. La pertinence fait référence à l'impact d'un élément de preuve sur le potentiel d'effets nocifs sur l'environnement au Canada. Les qualificatifs utilisés pour l'analyse étaient faibles ou élevés, la pondération assignée à chaque élément étant de cinq niveaux.

**Tableau 7-10. Éléments de preuve pondérés pris en compte pour la détermination du potentiel d'effets nocifs des ANS sur l'environnement au Canada**

Élément de preuve	Niveau de confiance <sup>a</sup>	Pertinence pour l'évaluation <sup>b</sup>	Pondération <sup>c</sup>
Similarité de la structure chimique des analogues aux fins de lecture croisée - l'ADANS riche en C <sub>9</sub> et le DANSCa riche en C <sub>9</sub> par rapport à l'ADNNS, le DNNSBa et le DNNSCa	Élevé	Élevée	Élevée

Élément de preuve	Niveau de confiance <sup>a</sup>	Pertinence pour l'évaluation <sup>b</sup>	Pondération <sup>c</sup>
Propriétés physico-chimiques	Faible	Modérée	Faible à modérée
Distribution dans l'environnement	Modérée	Modérée	Modérée
Persistance dans l'environnement	Faible	Élevée	Modérée
Transport sur de grandes distances	Modéré	Faible	Faible à modérée
Bioaccumulation dans les organismes aquatiques	Modéré	Modérée	Modérée
Mode d'action ou autres données non observables <sup>d</sup>	Modéré	Élevée	Modérée à élevée
CESE pour les organismes aquatiques, ANS faiblement solubles	Élevé	Élevée	Élevée
CESE pour les organismes aquatiques, ANS fortement solubles	Modéré	Élevée	Modérée à élevée
CESE pour les organismes vivant dans les sols	Faible	Élevé	Modérée
CESE pour les organismes vivant dans les sédiments	Modérée	Élevé	Modérée à élevée
CEE dans l'eau	Modéré	Élevée	Modérée à élevée
CEE dans les sols	Modéré	Élevée	Modérée à élevée
CEE dans les sédiments	Modéré	Élevée	Modérée à élevée
QR pour l'eau	Modéré	Élevée	Modérée à élevée
QR pour les sols	Faible	Élevée	Modérée
QR pour les sédiments	Modéré	Élevée	Modérée à élevée

<sup>a</sup> Le niveau de confiance est déterminé en fonction de la qualité des données, de leur variabilité et des lacunes dans les données (adéquation des données).

<sup>b</sup> La pertinence fait référence à l'impact de l'élément de preuve sur l'évaluation.

<sup>c</sup> Une pondération est assignée à chaque élément de preuve en fonction de la pondération globale combinée du niveau de confiance et de la pertinence de l'évaluation.

<sup>d</sup> Les paramètres non observables font référence aux paramètres autres que la mortalité, la croissance et la reproduction (ces paramètres sont désignés comme ayant des effets sur les populations).

### 7.3.4 Pondération et détermination du potentiel d'effets nocifs sur l'environnement au Canada

Une combinaison de données expérimentales, modélisées ou obtenues par lecture croisée, selon les renseignements disponibles, a permis d'éclairer les propriétés physico-chimiques et d'autres paramètres sélectionnés pour les ANS. La pondération des éléments de preuve appuyant les paramètres sélectionnés variait selon la source



(données obtenues expérimentalement ou par modélisation) et traduit les limites de l'ensemble de données.

Compte tenu de l'incertitude associée à la modélisation de ces substances, qui ont des propriétés ionisantes et tensioactives, nous nous sommes basés sur la lecture croisée et des données empiriques pour l'évaluation du risque quand cela était possible et sur des gammes de valeurs pour évaluer l'exposition, afin d'atténuer l'impact de ces incertitudes sur l'évaluation globale.

La persistance dans l'environnement a été évaluée au moyen de données empiriques sur d'autres acides naphthalènesulfoniques et des substances analogues et de modélisations. Selon les données empiriques sur la biodégradation et les données modélisées, les ANS autres que le NSNa sont susceptibles de persister assez longtemps dans l'environnement pour causer des effets chroniques.

Il n'existe aucune donnée empirique sur le transport des ANS sur de grandes distances dans l'environnement. Étant donné leurs propriétés physico-chimiques (pression de vapeur négligeable et faibles constantes de Henry), les ANS ne sont pas censées être transportés sur de grandes distances dans l'air. Les ANS fortement solubles sont censées être mobiles dans l'eau, mais leur potentiel de transport sur de grandes distances dans l'eau dépend également de leur demi-vie dans l'eau, laquelle n'est pas connue.

Il existe peu de données empiriques sur la bioaccumulation des ANS. D'après ces données, l'ADNNS, le DNNSCa et le DNNSBa ne semblent pas bioaccumulables. Il est donc également peu probable que l'ADNNS, dont la structure est similaire à celle du DNNSCa et du DNNSBa, et le CDINSA, dont la structure est similaire à celle de l'ADNNS, soient bioaccumulables. Le peu de données empiriques disponibles et l'absence de données empiriques sur l'ADNNS et le CDINSA signifient que le niveau de confiance dans le fait que ces substances ne sont pas susceptibles de se bioaccumuler dans des proportions considérables est modéré.

La caractérisation du mode d'action s'appuie sur une étude empirique ainsi que sur des données modélisées. Il en résulte un niveau de confiance modéré dans la détermination du MdA des ANS. Les CESE pour les organismes aquatiques (ANS fortement solubles), les sédiments et les organismes du sol ont été déterminés à l'aide de petits ensembles de données, ce qui se traduit par un niveau de confiance faible ou modéré à l'égard de ces CESE. Le niveau de confiance dans les CESE en milieu aquatique pour les ANS faiblement solubles est élevé, étant donné qu'un ensemble relativement large de données de bonne qualité sur la toxicité était disponible, en particulier des données sur la toxicité chronique pour tous les niveaux trophiques.

La fiabilité des CEE tient compte de divers facteurs, dont le taux d'élimination des STEU, les données sur les propriétés physiques et chimiques, la quantité utilisée, le

facteur d'émission industrielle et le volume quotidien de dilution des eaux du milieu récepteur.

En raison du manque de données disponibles, le niveau de confiance dans les CEE est modéré.

D'après les QR et les autres renseignements susmentionnés, le potentiel d'effets nocifs sur l'environnement au Canada dus aux substances du groupe des ANS est faible. Bien que l'exposition de l'environnement aux substances du groupe des ANS ne soit pas préoccupante aux niveaux actuels, les ANS faiblement solubles (ADNNS, DNNSBa et DNNSCa) sont considérés comme ayant un effet préoccupant sur l'environnement en raison de leurs possibles effets sur les organismes aquatiques. Par conséquent, il pourrait y avoir un problème si les niveaux d'exposition venaient à croître.

### **7.3.5 Sensibilité de la conclusion aux incertitudes clés**

Les substances qui présentent des propriétés ionisantes et tensioactives, telles que les ANS, et sont également des UVCB, représentent un défi pour l'évaluation des risques, car leurs propriétés physico-chimiques et leurs toxicités sont difficiles à mesurer dans des études empiriques. Ces substances posent aussi des problèmes du point de vue de la modélisation, ce qui ajoute un degré d'incertitude aux conclusions de l'évaluation. Le recours à des propriétés physico-chimiques empiriques ou modélisées d'une validité sujette à caution pour ces substances (comme  $\log K_{oe}$ ) a été réduit au minimum autant que possible. En outre, une gamme de valeurs a été utilisée pour les paramètres pertinents des scénarios d'exposition, tels que les taux d'élimination par les STEU et les valeurs de la demi-vie de biodégradation, afin de compenser le manque de certitude concernant ces dernières et de tenir compte d'éventuelles différences de valeurs entre les différentes ANS. Par conséquent, des renseignements supplémentaires sur ces propriétés auraient probablement un faible impact sur la conclusion.

Les quantités utilisées prises en compte pour les scénarios d'exposition sont basées sur les renseignements soumis lors d'enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE. Étant donné qu'il existait peu de données sur les quantités utilisées, les quantités importées ont été utilisées pour les calculs dans les scénarios d'exposition. De plus, il manquait des renseignements sur les clients des importateurs de ces substances. En l'absence de données complètes, plusieurs hypothèses ont été faites afin de calculer les CEE. Par exemple, il a été assumé que les quantités déclarées lors des collectes de données de deux années (2011 et 2015) sont représentatives des quantités utilisées pour cette année-là. De plus, le cas échéant, en raison du manque de données sur les quantités utilisées par installation, il a été supposé que la quantité totale importée déclarée par une entreprise pourrait être utilisée dans chacune de ses installations. Comme il existait peu de données sur la composition en pourcentage des produits contenant des ANS, ce paramètre a été établi à partir de fiches signalétiques

(FS) pertinentes et de documents de l'OCDE sur les scénarios d'émission. Des hypothèses ont également été formulées concernant les technologies de traitement utilisées dans les installations industrielles. Par ailleurs, il a été supposé que n'importe quelle substance de chaque sous-groupe (faible solubilité et forte solubilité) pouvait être remplacée par une autre pour une application donnée. Toutefois, il a été supposé que les ANS faiblement solubles ne seraient pas remplacés par des ANS fortement solubles et vice versa, si un seul type d'ANS était déclaré dans le cadre des enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE pour une utilisation donnée. De meilleures données auraient permis d'accroître le niveau de confiance dans les CEE.

## **8. Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine**

Le DNNSBa et le CDINSA ont été étudiés dans le cadre de l'approche suivie pour l'évaluation préalable rapide des substances pour lesquelles l'exposition de la population générale est limitée (ECCC, SC 2018). Dans le cadre de cette approche, Santé Canada a déterminé si les substances nécessitaient une évaluation plus approfondie du potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine en se basant sur le potentiel d'expositions directe et indirecte de la population générale. Le potentiel d'exposition directe a été évalué en se basant sur des facteurs comme la preuve de présence de la substance dans un produit utilisé par la population générale, tandis que le potentiel d'exposition indirecte est tiré d'une approche générale décrite dans le document sur l'Approche fondée sur le seuil de préoccupation toxicologique (SPT) pour certaines substances (Santé Canada 2016). D'après l'évaluation de l'exposition directe et de l'exposition indirecte réalisée dans le cadre de cette approche, l'exposition de la population générale au DNNSBa ou au CDINSA a été jugée négligeable. Par conséquent, ces substances sont considérées comme peu préoccupantes pour la santé humaine aux niveaux d'exposition actuels. D'autres détails sur les données et les éléments pris en compte pour l'approche basée sur le SPT sont présentés dans le document sur cette approche (Santé Canada 2016).

### **8.1 Évaluation de l'exposition**

#### **8.1.1 Milieux de l'environnement et aliments**

##### **NSNa**

Nous n'avons trouvé aucun rapport sur la concentration de NSNa dans les milieux de l'environnement ou la poussière au Canada ni ailleurs. Les seules utilisations déclarées dans le cadre d'enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2013, ECCC 2018) étaient industrielles; selon les renseignements disponibles, notamment ceux obtenus dans le cadre d'une communication de suivi avec une partie prenante de l'industrie, il a été déterminé que ces utilisations n'entraîneraient pas d'exposition pour la population générale (communication personnelle, courriel d'une

partie prenante au Bureau de l'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, août 2018, non référencé) (Section 7.3.1).

### **ADNNS, DNNSCa et ADNNSD**

Comme le décrit la section 7.2, des traces de DNNSCa (jusqu'à 2,8 µg/g en poids sec) ont été trouvées dans des échantillons de sédiments dans 11 des 12 rivières du sud de l'Ontario où ceux-ci ont été prélevés (Matten et coll. 2020b). La présence d'ADNNS ou d'ADNNSD dans les milieux de l'environnement au Canada ou ailleurs n'a pas été signalée. L'ADNNSD, le DNNSCa (et le DNNSBa) n'ont pas été détectés (limites de détection de la méthode de 0,46 à 3,6 µg/L) dans les effluents de quatre systèmes de traitement des eaux usées (STEU) qui appliquaient soit un traitement primaire, soit un traitement en lagune, au Canada (communication personnelle, courriel de la Section de recherche et de surveillance du PGPC à la Division de l'évaluation environnementale d'ECCC, 15 juillet 2019, non référencé). La présence, au Canada ou ailleurs, d'ADNNS, de DNNSCa ou de DNNSD dans la poussière n'a pas été signalée.

Comme l'indique la section 6.1, étant donné leurs propriétés physico-chimiques, ces substances devraient se répartir principalement dans l'eau, le sol et les sédiments lorsqu'elles sont rejetées dans l'environnement, et les utilisations actuelles au Canada indiquent que ces milieux sont des milieux d'intérêt dans l'environnement. D'après les renseignements déclarés dans le cadre d'enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2013, ECCC 2018) et des communications avec l'Association canadienne des constructeurs de véhicules (ACCV) (communication personnelle, courriel de l'ACCV à la Division des produits d'ECCC, 2 août 2019, non référencé), ces substances sont utilisées dans des contextes industriels au Canada et peuvent être rejetées dans l'environnement par l'intermédiaire d'eaux usées traitées ou de biosolides. Les concentrations environnementales estimées (CEE) les plus élevées pour l'eau étaient respectivement de 190 µg/L et 1,3 µg/L pour les ANS fortement solubles et faiblement solubles. Ces CEE ont été associées à des rejets possibles d'ANS fortement solubles dans les systèmes de traitement des eaux usées (STEU) par des installations qui utilisent des peintures dans la fabrication d'équipements d'origine pour automobiles et à des rejets d'ANS faiblement solubles dans les STEU par des installations qui utilisent des fluides d'usinage des métaux pour le revêtement de pièces métalliques (section 7.2). Dans le cadre d'une approche prudente, nous avons estimé l'absorption d'ADNNS, de DNNSCa et d'ADNNSD par la population générale due à l'eau potable en nous basant sur les CEE les plus élevées pour des scénarios de rejets industriels. Ces CEE sont représentatives des concentrations potentielles les plus élevées des substances dans le plan d'eau récepteur à proximité du point de rejet d'un système de traitement des eaux usées (STEU). Les estimations maximales de l'absorption quotidienne par l'intermédiaire de l'eau potable se situaient entre 0,023 µg/kg pc/jour (9 à 13 ans et 14 à 18 ans) et 0,17 µg/kg pc/jour (0 à 5 mois, nourris

au lait maternisé) pour l'ADNNS et le DNNSCa et entre 3,3 µg/kg pc/jour (9 à 13 ans et 14 à 18 ans) et 25 µg/kg pc/jour (0 à 5 mois, nourris au lait maternisé) pour l'ADNND. L'exposition due au sol est considérée comme négligeable et l'exposition due à l'air devrait être nulle (annexe D).

L'exposition à l'ADNNS due aux aliments en raison de son utilisation comme agent antistatique pour la production d'un adjuvant de rétention pour la fabrication de papier et de carton en contact direct avec les aliments devrait être négligeable (communication personnelle, courriels de la Direction des aliments de Santé Canada au BERSE de Santé Canada, octobre 2018 et avril 2019, non référencé). L'absorption estimée la plus élevée due à l'eau potable (0,17 µg/kg pc/jour pour les nourrissons de 0 à 5 mois nourris au lait maternisé) a été retenue pour la caractérisation des risques (annexe E).

L'exposition au DNNSCa due aux aliments en raison de son utilisation potentielle comme lubrifiant pour des pièces d'équipement ou de machine ne devrait pas avoir lieu, étant donné qu'il n'y a aucun contact entre le lubrifiant et les aliments (communication personnelle, courriel de la Direction des aliments de Santé Canada au BERSE de Santé Canada, août 2016, non référencé).

## 8.1.2 Produits disponibles pour les consommateurs

### NSNa, ADNNS et ADNND

La présence de NSNa, d'ADNNS et d'ADNND dans des produits disponibles pour les consommateurs n'a pas été signalée au Canada. Par conséquent, l'exposition de la population générale à ces substances due à ces produits ne devrait pas se produire.

### DNNSCa

Le DNNSCa est utilisé comme inhibiteur de corrosion (1-5 %) dans un lubrifiant en aérosol à usage général (FSS 2018). Ce produit devrait être utilisé sporadiquement par la population générale, pouvant entraîner une exposition par inhalation et par voie cutanée. Nous avons résumé dans le Tableau 8-1 les expositions estimées au DNNSCa, par événement, dues à l'utilisation d'un tel lubrifiant. Les détails sur les paramètres utilisés pour l'estimation de l'exposition sont présentés à l'annexe F.

**Tableau 8-1. Expositions estimées au DNNSCa dues à l'utilisation d'un lubrifiant en aérosol à usage général (par événement)**

Scénario pour le produit (groupe d'âge)	Concentration dans le produit	Exposition par inhalation <sup>a</sup> (mg/kg pc)	Exposition par voie cutanée <sup>a</sup> (mg/kg pc)	Exposition combinée par inhalation
---	-------------------------------	--	--	------------------------------------

				<b>et par voie cutanée<sup>a</sup></b> <b>(mg/kg pc)</b>
Lubrifiant en aérosol à usage général, exposition intermittente (adultes de 19 ans ou plus)	5 % <sup>b</sup>	$2,2 \times 10^{-3}$	$1,1 \times 10^{-2}$	$1,4 \times 10^{-2}$

<sup>a</sup> L'absorption par inhalation ou par voie cutanée est assumée être de 100 % (équivalente à une absorption orale).

<sup>b</sup> La concentration maximale figurant dans la FSS a servi à estimer les expositions.

## 8.2 Évaluation des effets sur la santé

### NSNa

Selon les classifications de la cancérogénicité, de la génotoxicité et de la toxicité pour le développement et la reproduction faites par d'autres organismes nationaux ou internationaux, le NSNa ne constitue pas un grave danger pour la santé humaine. Cette substance ne figure pas non plus sur la Liste des substances extrêmement préoccupantes candidates en vue d'une autorisation de l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA 2018f). Des études plus poussées sur les effets de cette substance sur la santé ne sont pas nécessaires, étant donné que la population générale du Canada ne devrait pas y être exposée.

### ADNNS, DNNSCa et ADNND

L'US EPA a publié un document sur la caractérisation préalable des dangers de plusieurs dinonylnaphtalènes dans le cadre de son programme d'évaluation des substances chimiques produites en grande quantité (HPV Challenge Program), qui traitait de l'ADNNS et du DNNSCa (US EPA 2012). Les deux substances ont été évaluées en tant que sous-catégorie, et des données sur leur toxicité aiguë par voie orale, par inhalation et par voie cutanée ainsi que sur leurs propriétés irritantes et sensibilisantes pour les yeux et la peau étaient disponibles. Cependant, aucune donnée sur la toxicité à dose répétée, la toxicité pour la reproduction ou le développement, la génotoxicité ou la cancérogénicité n'a été identifiée.

Un dossier REACH sur l'ADNND contenant des données empiriques sur la toxicité aiguë est disponible (ECHA 2018a). Les autres données disponibles sur les effets sur la santé de l'ADNND, contenues dans le dossier REACH, sont basées sur une lecture

croisée à partir des données sur l'ADANS riche en C<sub>9</sub>, le DANSCa riche en C<sub>9</sub> et le DANSBa riche en C<sub>9</sub> (ECHA 2018b, 2018c, 2018d).

L'ADNNS, le DNNSCa et l'ADNNDS ont des structures chimiques similaires : ils ont tous un cycle naphthalénique avec un ou deux substituants acide sulfonique et deux alkyles en C<sub>9</sub>, ramifiés ou linéaires. Le DNNSCa étant un sel métallique alcalino-terreux de l'ADNNS, il est présumé se dissocier en un anion de l'ADNNS et en un cation métallique au moment de l'ingestion et de l'absorption, et devrait présenter des effets toxicologiques semblables à ceux de l'ADNNS. Étant donné que la base globale de données toxicologiques empiriques sur ces substances est limitée (aucune donnée disponible sur la toxicité à dose répétée ni sur la génotoxicité) et que les substances ont des structures globalement similaires, une seule évaluation des effets sur la santé sera présentée pour l'ADNNS, le DNNSCa et l'ADNNDS, et une approche de lecture croisée sera utilisée (l'ADNNDS est considéré comme suffisamment similaire à l'ADNNS et au DNNSCa aux fins de la lecture croisée, malgré leurs solubilités dans l'eau différentes). Consultez l'annexe G pour en savoir plus.

Pour la caractérisation des effets sur la santé humaine de l'ADNNS, du DNNSCa et de l'ADNNDS, l'ADANS riche en C<sub>9</sub>, le DANSCa riche en C<sub>9</sub> et le DANSBa riche en C<sub>9</sub> ont été utilisés comme analogues. Ces trois substances riches en C<sub>9</sub> sont considérées comme des analogues appropriés, car ce sont des mélanges des acides (alkyl en C<sub>8</sub>-C<sub>10</sub>)naphthalènesulfoniques correspondants, lesquels contiennent de l'ADNNS ou du DNNSCa comme composant principal. Les composants acides monoalkylnaphthalènesulfoniques et acides trialkylnaphthalènesulfoniques (avec un ou trois substituants alkyles) de ces ADANS sont également considérés comme des analogues appropriés en raison de leur similarité structurale avec l'ADNNS, le DNNSCa et l'ADNNDS.

### Génotoxicité

L'ADANS riche en C<sub>9</sub> (ECHA 2018b) et le DANSBa riche en C<sub>9</sub> (ECHA 2018d) ont tous deux donné lors de tests Ames, avec ou sans activation métabolique, des résultats négatifs pour la mutagénicité pour toutes les souches de *S. typhimurium* et d'*E. coli* jusqu'à la concentration maximale testée (5000 µg/plaque de gélose). Une cytotoxicité a été observée à 1000 µg/plaque de gélose et plus pour l'ADANS riche en C<sub>9</sub> et à 333 µg/plaque de gélose ou plus pour le DANSBa riche en C<sub>9</sub>.

Lors d'un test à la thymidine kinase sur des cellules de lymphome de souris, le DANSBa riche en C<sub>9</sub> a donné des résultats négatifs pour la mutagénicité dans les cellules de mammifère jusqu'à la concentration maximale testée (90 µg/mL), avec ou sans activation métabolique, avec une cytotoxicité observée à partir de 50 µg/mL (avec activation) et de 70 µg/mL (sans activation) (ECHA 2018d). Lors d'une étude d'aberration chromosomique, le DANSBa riche en C<sub>9</sub> a donné des résultats négatifs

pour la clastogénicité jusqu'à une concentration maximale de 250 µg/mL, avec ou sans activation métabolique (ECHA 2018d).

Aucune étude sur la génotoxicité du DANSBa riche en C<sub>9</sub> n'a été identifiée.

De plus, la modélisation prédictive QSAR n'a produit aucune alerte structurale pour la génotoxicité des structures représentatives de ces substances (Derek Nexus 2018, Leadscope Model Applier 2018, TIMES 2016).

À partir de ces résultats, il a été déterminé que l'ADNNS, le DNNSCa et l'ADNNS sont probablement pas génotoxiques.

Il n'existe aucune étude sur la cancérogénicité de l'ADANS riche en C<sub>9</sub> ou de ses sels.

### Toxicité à dose répétée

Dans le cadre d'une étude à dose répétée de 14 jours, des rats Wistar adultes mâles et femelles (n = 3 pour chaque sexe et chaque dose) ont reçu par gavage par voie orale des doses de 0, 80, 250 ou 750 mg/kg pc/jour de DANSCa riche en C<sub>9</sub> dans du (méthanesulfinyl)méthane (ECHA 2018c). Les résultats comprennent une augmentation non significative des niveaux de phosphate inorganique et de l'activité de la phosphatase alcaline (PA) et de la glutamate pyruvate transaminase (GPT), ainsi qu'une concentration totale en protéines moindre chez les femelles à la dose testée maximale, sans effet nocif manifeste observé quelle que soit la dose. Les auteurs de l'étude ont établi une CSENO de 750 mg/kg pc/jour (dose maximale testée). Comparativement à une étude à dose répétée de 28 jours réalisée en suivant la ligne directrice de l'OCDE, cette étude a été faite avec moins d'animaux par sexe et par dose, une durée moindre et moins de paramètres étudiés.

Dans le cadre d'une étude à dose répétée de 90 jours, des rats Wistar adultes mâles et femelles (n = 10 pour chaque sexe et chaque dose) ont reçu par gavage par voie orale des doses de 0, 100, 300 ou 1000 mg/kg pc/jour de DANSCa riche en C<sub>9</sub> dans de l'huile de maïs (ECHA 2018c). Six femelles sont mortes après avoir reçu une dose de 1000 mg/kg pc/jour, et une nécropsie a révélé des effets sur les voies gastro-intestinales (par exemple, ulcération, hyperplasie des cellules pavimenteuses, hyperkératose et épaissement de la paroi du préestomac, atrophie et érosion de la muqueuse, et intestins distendus), une atrophie de la moelle osseuse et un petit thymus. À la dose de 1000 mg/kg pc/jour, d'importants changements dans les paramètres biochimiques suivants ont été observés : activité du GPT (baisse chez les mâles, hausse chez les femelles), cholestérol (baisse chez les mâles et les femelles), phosphate (hausse chez les mâles), acide biliaire (baisse chez les mâles), albumine (baisse chez les femelles), potassium (baisse chez les femelles) et calcium (hausse chez les femelles). À 300 mg/kg pc/jour et 1000 mg/kg pc/jour, on a observé chez les animaux survivants une baisse irréversible importante du gain moyen de poids corporel



accompagnée d'une augmentation de la consommation alimentaire, d'ulcères et d'effets inflammatoires sur le tube digestif ainsi que des variations considérables du poids relatif ou absolu du thymus (baisse chez les mâles et les femelles), du foie (baisse chez les mâles, hausse chez les femelles), des reins (hausse chez les mâles et les femelles) et des glandes surrénales (hausse chez les mâles et les femelles). De plus, d'importants changements aux paramètres hématologiques suivants ont été observés : temps de coagulation (baisse chez les mâles et les femelles), neutrophiles (hausse chez les femelles), lymphocytes, plaquettes et réticulocytes (baisse chez les femelles). Des observations histopathologiques réalisées à 300 mg/kg pc/jour et 1000 mg/kg pc/jour ont révélé une lymphocytolyse et une déplétion lymphocytaire accrues dans le thymus des mâles et des femelles, une hausse de l'hypertrophie des cellules folliculaires de la thyroïde chez les mâles et une présence accrue de macrophages alvéolaires dans les poumons des mâles. Une atrophie vaginale et une inactivité de l'utérus ont aussi été observées chez les femelles à une dose de 300 mg/kg pc/jour. Par conséquent, une CSENO de 100 mg/kg pc/jour pour le DANSCa riche en C<sub>9</sub> a été établie en se basant sur les effets sur le poids corporel et des organes et des modifications aux voies gastro-intestinales et au système hématopoïétique observées à la dose de 300 mg/kg pc/jour.

Des études à dose répétée ont été réalisées avec l'ADANS riche en C<sub>9</sub> et le DANSBa riche en C<sub>9</sub> sous la forme d'études combinées de toxicité à dose répétée et de dépistage de la toxicité pour la reproduction et le développement. Les résultats sont présentés dans la section suivante.

Aucune étude à dose répétée pour d'autres voies d'exposition (cutanée ou par inhalation) n'a été trouvée.

Aucune étude à dose répétée à long terme n'a été trouvée.

#### Toxicité pour le développement et la reproduction

Dans le cadre d'une étude combinée de toxicité à dose répétée et de dépistage de la toxicité pour la reproduction et le développement, des rats Wistar adultes mâles et femelles (n=10 pour chaque sexe et dose) ont reçu par gavage par voie orale 0, 95, 298 ou 893 mg/kg pc/jour (doses analytiques) d'ADANS riche en C<sub>9</sub> dans du propane-1,2-diol (ECHA 2018b). Les mâles ont été exposés pendant 31 jours, tandis que les femelles l'ont été pendant 41-52 jours. Les petits ayant survécu ont été sacrifiés entre les jours de lactation 5 et 7. À 893 mg/kg pc/jour, cinq animaux ont été sacrifiés in extremis. Les mâles adultes survivants présentaient un poids corporel ou un gain de poids corporel moyen inférieurs à ceux du groupe témoin tout au long de la période d'accouplement. Les mâles du groupe ayant reçu la dose maximale ont aussi présenté un nombre moyen de globules blancs statistiquement significativement plus élevé. De plus, tant les adultes mâles que les femelles présentaient une activité plus élevée du GPT et de la PA ainsi qu'un taux de cholestérol plus bas que ceux du groupe témoin. Des observations histopathologiques ont été faites dans le tube gastro-intestinal, le

thymus, les poumons et le foie des adultes survivants. Les paramètres microscopiques observés chez les sujets sacrifiés tôt étaient généralement de nature et d'intensité semblables à celles observées chez les animaux survivants. À 298 mg/kg pc/jour, une activité accrue de la PA chez les femelles adultes ainsi qu'un taux de cholestérol plus bas chez les mâles adultes ont été observés, une femelle ayant été sacrifiée in extremis 27 jours après l'accouplement. À 893 mg/kg pc/jour, les jeunes femelles présentaient au jour de lactation 4 un poids corporel moyen beaucoup plus bas que celui du groupe témoin, ce qui ne pouvait être attribuable à de la négligence maternelle ou à des effets secondaires découlant de changements au poids corporel et à la consommation alimentaire de la mère. Toutefois, aucun autre paramètre lié au développement examiné lors de l'étude n'a eu d'effet nocif (indice et durée de gestation, parturition, soins maternels et développement des petits au début de la période postnatale comprenant mortalité, signes cliniques et paramètres macroscopiques). Aucun paramètre de toxicité pour la reproduction n'a été affecté chez les rats adultes mâles et femelles (indices de reproduction, de fertilité et de conception, intervalle précoïtal, spermatogenèse et nombre de corps jaunes et de sites d'implantation). Par conséquent, la CSENO pour la toxicité parentale est de 95 mg/kg pc/jour, basée sur des changements dans les paramètres cliniques de biochimie à 298 mg/kg pc/jour et de la toxicité systémique observée à 893 mg/kg pc/jour, tandis que la CSENO pour les effets sur le développement est de 298 mg/kg pc/jour, basée sur les changements au poids corporel moyen des petits à 893 mg/kg pc/jour. La CSENO pour les effets sur la reproduction est de 893 mg/kg pc/jour en raison de l'absence d'effet observé à la dose maximale testée.

Dans le cadre d'une étude combinée de toxicité à dose répétée et de dépistage de la toxicité pour la reproduction et le développement, des rats Wistar adultes mâles et femelles (n = 10 pour chaque sexe et chaque dose) ont reçu par gavage par voie orale 0, 17, 55 ou 165 mg/kg pc/jour (corrigées en fonction de la pureté finale des UVCB) de DANSBa riche en C<sub>9</sub> (ECHA 2018d). Les mâles ont été exposés pendant 29 jours, tandis que les femelles l'ont été pendant 42-55 jours. Les petits ayant survécu ont été sacrifiés entre les jours de lactation 5 et 7. Parmi les adultes exposés à la dose de 165 mg/kg pc/jour, une hausse statistiquement non significative de la fréquence de cristaux tubulaires dans les reins d'un mâle et d'une femelle a été observée, ainsi que de faibles ou minimes cas de dilatation des tubules, d'hypertrophie épithéliale et de présence de cylindres granulaires chez la femelle. De plus, les femelles ont présenté une baisse réversible de l'activité motrice et une faible hausse de l'hypertrophie et de l'hyperplasie de l'épithélium de la glande thyroïde. Aucun effet lié au traitement n'a été observé sur les paramètres de reproduction (indices de reproduction, de fertilité et de conception, intervalle précoïtal, spermatogenèse et nombre de corps jaunes et de sites d'implantation) ou de développement (indice et durée de gestation, parturition, soins maternels et développement des petits au début de la période postnatale comprenant mortalité, signes cliniques, poids corporel et paramètres macroscopiques) étudiés chez les rats adultes ou leurs petits. Par conséquent, la CSENO pour la toxicité pour les parents a été établie à 55 mg/kg pc/jour en se basant sur des effets sur les reins et la

thyroïde observés à 165 mg/kg pc/jour, tandis que la CSENO pour les effets sur la reproduction et le développement a été établie à 165 mg/kg pc/jour en raison de l'absence d'effet à la dose maximale testée.

Aucune étude sur la toxicité du DANSCa riche C<sub>9</sub> pour la reproduction ou le développement n'est disponible.

### **8.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine**

#### **DNNSBa et CDINSA**

Le DNNSBa et le CDINSA ont été étudiés dans le cadre de l'approche suivie pour l'Évaluation préalable rapide des substances pour lesquelles l'exposition de la population générale est limitée (ECCC, SC 2018). D'après l'évaluation de l'exposition directe et de l'exposition indirecte réalisée dans le cadre de cette approche, l'exposition de la population générale au DNNSBa ou au CDINSA a été jugée négligeable. Par conséquent, ces deux substances ont été jugées peu préoccupantes pour la santé humaine aux niveaux d'exposition actuels.

#### **NSNa**

La population générale ne devrait pas être exposée au NSNa par les milieux de l'environnement, les aliments ou l'utilisation de produits disponibles pour les consommateurs. Par conséquent, les risques pour la santé humaine sont considérés comme faibles.

#### **ADNNS, DNNSCa et ADNND**

Comme les données sur les effets de l'ADNNS, du DNNSCa et de l'ADNND sur la santé étaient limitées, une approche de lecture croisée faisant appel aux données sur les effets des analogues ADANS riche en C<sub>9</sub>, DANSCa riche en C<sub>9</sub> et DANSBa riche en C<sub>9</sub> sur la santé a été suivie. D'après les renseignements disponibles sur les analogues, il est considéré comme improbable que l'ADNNS, le DNNSCa et l'ADNND soient génotoxiques. Aucune étude à dose répétée à long terme n'a été trouvée pour l'ADNNS, le DNNSCa, l'ADNND et leurs analogues. Cependant, une DSENO de 100 mg/kg pc/jour a été établie en se basant sur les effets sur l'organisme, les variations de poids des organes et les modifications observées dans le tube gastro-intestinal chez des animaux de laboratoire ayant reçu une dose de 300 mg/kg pc/jour lors d'une étude d'exposition par voie orale de 90 jours à du DANSCa riche en C<sub>9</sub>. Une DSENO de 55 mg/kg pc/jour a été établie en se basant sur les effets sur les reins et la glande thyroïde (présence de cristaux tubulaires dans les reins et hyperplasie ou hypertrophie de l'épithélium de la glande thyroïde) observés à la dose suivante de

165 mg/kg pc/jour chez les parents des rejets lors de tests de dépistage de la toxicité pour la reproduction et le développement menée avec l'analogue DANSBa riche en C<sub>9</sub>.

La DSENO de 55 mg/kg pc/jour établie à partir de tests de dépistage de la toxicité pour la reproduction et le développement est considérée prudente pour ce qui est des effets observés à plus long terme, et elle a été utilisée pour caractériser les risques associés à des expositions quotidiennes par voie orale au DNNSCa, à l'ADNNS et à l'ADNNSD dues aux milieux de l'environnement et à des expositions intermittentes au DNNSCa par inhalation et par voie cutanée dues à l'utilisation d'un lubrifiant en aérosol à usage général. Toutes les valeurs pertinentes d'exposition et de danger pour les substances du groupe des ANS, ainsi que les marges d'exposition résultantes, pour déterminer le risque sont données dans le Tableau 8-2.

**Tableau 8-2. Valeurs pertinentes de l'exposition et du danger pour les substances du groupe des ANS et marges d'exposition utilisées pour la détermination du risque**

Scénario d'exposition (groupe d'âge)	Substances	Exposition systémique (mg/kg pc/jour)	Niveau d'effet critique (mg/kg pc/jour)	Paramètre d'effet critique sur la santé	ME
Milieux de l'environnement (nourrissons nourris au lait maternisé, âgés de 0 à 5 mois)	ADNNS et DNNSCa	$1,7 \times 10^{-4}$ (quotidien nement)	55 (DSENO pour l'analogue DANSBa riche en C <sub>9</sub> )	Présence de cristaux tubulaires dans les reins, et hyperplasie ou hypertrophie de l'épithélium de la glande thyroïde	320 000
Milieux de l'environnement (nourrissons nourris au lait maternisé, âgés de 0 à 5 mois)	ADNNSD	$2,5 \times 10^{-2}$ (quotidien nement)	55 (DSENO pour l'analogue DANSBa riche en C <sub>9</sub> )	Présence de cristaux tubulaires dans les reins, et hyperplasie ou hypertrophie de l'épithélium	2200

Scénario d'exposition (groupe d'âge)	Substances	Exposition systémique (mg/kg pc/jour)	Niveau d'effet critique (mg/kg pc/jour)	Paramètre d'effet critique sur la santé	ME
				de la glande thyroïde	
Lubrifiant en aérosol à usage général, exposition combinée par inhalation et voie cutanée <sup>a</sup> (adultes, âgés de 19 ans ou plus)	DNNSCa	1,4 x 10 <sup>-2</sup> (par événement)	55 (DSENO pour l'analogue DANSBa riche en C <sub>9</sub> )	Présence de cristaux tubulaires dans les reins et hyperplasie ou hypertrophie de l'épithélium de la glande thyroïde	3900

Abréviation : ME, marge d'exposition

<sup>a</sup> L'absorption par inhalation ou par voie cutanée est assumée être de 100 % (équivalente à une absorption orale).

La comparaison des estimations de l'exposition quotidienne (DNNSCa, ADNNS et ADNDS) et de l'exposition par événement (DNNSCa) au niveau d'effet critique a permis d'obtenir des marges d'exposition (ME) comprises entre 2 200 et 320 000. Ces marges calculées sont jugées adéquates pour tenir compte des incertitudes des bases de données sur l'exposition et les effets sur la santé.

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

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

**Tableau 8-3. Sources d'incertitudes dans la caractérisation des risques**

Principales sources d'incertitudes	Impact
Pas de données sur la présence d'ADNNS, de DNNSCa et d'ADNDS dans les milieux de l'environnement disponibles.	+/-
L'utilisation d'un lubrifiant en aérosol contenant du DNNSCa est associée à un potentiel d'exposition par voie cutanée ou par inhalation. Cependant, il n'existe aucune étude de toxicité propre à une voie pour l'exposition au DNNSCa ou à ses analogues par inhalation ou par voie cutanée. La caractérisation des risques associés à l'exposition au	+/-

DNNSCa par inhalation et par voie cutanée est basée sur l'extrapolation d'une voie à une autre.	
Les données empiriques sur les effets sur la santé spécifiques à une substance, y compris celles d'études sur le danger par exposition chronique à l'ADNNS, au DNNSCa et à l'ADNNS, ainsi qu'à leurs analogues, étaient limitées ou indisponibles.	+/-
Les données sur les effets sur la santé des analogues étaient limitées et n'étaient accessibles que sous forme de sommaires d'études rigoureux versés aux dossiers REACH.	+/-
La nature UVCB des analogues crée de l'incertitude pour identifier quel composant provoque les effets observés sur la santé.	+/-

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

## 9. Conclusion

Compte tenu de tous les éléments de preuve avancés dans la présente ébauche d'évaluation préalable, les six substances du groupe des ANS présentent un faible risque d'effets nocifs sur l'environnement. Il est conclu que les six substances du groupe des ANS ne satisfont pas aux critères de l'alinéa 64a) ou b) de la LCPE, car elles ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ni dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sa diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

Compte tenu de l'ensemble des renseignements contenus dans la présente évaluation préalable, il est conclu que les six substances du groupe des ANS ne satisfont pas aux critères de l'alinéa 64c) de la LCPE, car elles ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ni dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

Il est donc conclu que les six substances du groupe des ANS ne satisfont à aucun des critères de l'article 64 de la LCPE.

## Bibliographie

Abraham MH, Chadha HS, Whiting GS, Mitchell RC. 1994. Hydrogen bonding. 32. An analysis of water-octanol and water-alkane partitioning and the  $\Delta \log P$  parameter of seiler. *J Pharm Sci.* 83(8):1085-1100. (Disponible en anglais seulement)

ACD/Percepta [prediction module]. c1997-2017. Toronto (ON): Advanced Chemistry Development, Inc. (disponible en anglais seulement)

Alberta Environment. 2009. Guidelines for the application of municipal wastewater sludges to agricultural lands [PDF]. Edmonton (Alberta): Alberta Environment. [Consulté le 11 décembre 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[ASTER] Assessment Tools for the Evaluation of Risk. 1999. Duluth (MN): US Environmental Protection Agency, Mid-Continent Ecology Division. [restricted access]. (Disponible en anglais seulement)

[ASTM] (American Standards for Testing of Materials). 1997. Standard guide for determination of the bioaccumulation of sediment-associated contaminants by benthic invertebrates. E 1688-97a. Philadelphia, PA. (Disponible en anglais seulement)

[ASTM] (American Standards for Testing of Materials). 2006. Standard Guide for Conducting Toxicity Tests with Freshwater Mussels E2455-06. ASTM International, West Conshohocken, PA [cité dans Matten et coll. 2020a] (disponible en anglais seulement)

BIONIC Model. 2016. Ver. 2.0. A mechanistic mass balance model for predicting bioconcentration factors (BCFs) of ionizable organic chemicals in fish. Model developed by: James Armitage and Frank Wania (University of Toronto, Canada), Trevor Brown (Dalhousie University, Canada), Don Mackay (Trent University, Canada), John Arnot (ARC Arnot Research and Consulting, Canada). (Disponible en anglais seulement)

[BIOWIN] Biodegradation Probability Program for Microsoft Windows [estimation model]. 2010. Ver. 4.10. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. (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, Ministère de l'environnement. 2012. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : avis concernant certaines substances de la Liste intérieure [PDF]. Gazette du Canada, Partie I, vol. 146, n° 48, Supplément.

Canada, Ministère de l'environnement. 2017. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : avis concernant les substances visées par la mise à jour de l'inventaire de 2017 [PDF]. Gazette du Canada, Partie 1, vol. 151, n° 2.

CATALOGIC [modèle de prédiction du devenir environnemental et de l'écotoxicité]. 2014. Ver. 5.11.15. Bourgas (BG): University "Prof. Dr. Assen Zlatarov", Laboratory of Mathematical Chemistry. (Disponible en anglais seulement)

ChemView [base de données]. 2013-. Search results for CAS RNs 25322-17-2, 25619-56-1, 57855-77-3, 60223-95-2 and 68425-61-6. Washington (DC): US Environmental Protection Agency. [mis à jour le 26 oct. 2018; consulté le 19 sept. 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[ConsExpo Web] Consumer Exposure Web Model. 2016. Bilthoven (NL): Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [National Institute for Public Health and the Environment]. (Disponible en anglais seulement)

Derek Nexus [module de prédiction de la toxicité]. 2018. Ver. 6.0.1 Leeds (UK): Lhasa Limited. [Accès restreint]. (Disponible en anglais seulement)

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2016a. Document sur l'approche scientifique : classification du risque écologique des substances organiques. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2016b. Supporting documentation: data used to create substance-specific hazard and exposure profiles and assign risk. Gatineau (QC). ECCC. Information in support of the science approach document: ecological risk classification of organic substances. Available from: [eccc.substances.eccc@canada.ca](mailto:eccc.substances.eccc@canada.ca). (Disponible en anglais seulement)

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2018. Données de la Mise à jour de l'inventaire de la LIS recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement de 1999* : avis concernant les substances visées par la mise à jour de l'inventaire de 2017. Données préparées par Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada; Programme des substances existantes.

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. [Modifié le 12 mars 2017]. Catégorisation. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 14 nov. 2018].

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2015. Identification des priorités d'évaluation des risques : résultats de l'examen de 2015. [Consulté le 5 mars 2020]

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

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2019. Ébauche d'évaluation préalable - N-cyclohexylsulfamate de sodium et cyclohexamine. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2012. Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Ver. 2.1. Helsinki (FI): European Chemicals Agency. (Environmental exposure estimation; Chapter R.16). (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2016. Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.16: Environmental exposure estimation, Version 3.0. Helsinki (FI): ECHA. (Disponible en anglais seulement)



[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2018a. Registration dossier: Dinonylnaphthalenedisulphonic acid; CAS RN 60223-95-2. Helsinki (FI): ECHA. [Consulté le 4 déc. 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2018b. Registration dossier: di C8-C10, branched, C9 rich, alkylnaphthalene sulphonic acid; EC number 939-714-0. Helsinki (FI): ECHA. [Consulté le 3 déc. 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2018c. Registration dossier: calcium bis(di C8-C10, branched, C9 rich, alkylnaphthalene sulphonic acid); EC number 939-717-7. Helsinki (FI): ECHA. [Consulté le 4 sept. 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2018d. Registration dossier: barium bis (di C8-C10, branched, C9 rich, alkylnaphthalene sulphonic acid); EC number 939-718-2. Helsinki (FI): ECHA. [Consulté le 22 août 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2018e. Registration dossier: Naphthalene sulfonic acid, reaction products with isobutanol, sodium salts; EC number 947-977-8. Helsinki (FI): ECHA. [Mis à jour le 13 juin 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2018f. Candidate List of Substances of Very High Concern for Authorisation [Internet]. Helsinki (FI): European Chemicals Agency. [Consulté le 3 déc. 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2019a. Registration dossier: 2-Naphthalenesulfonic acid; CAS RN 120-18-3. Helsinki (FI): ECHA. [Mis à jour le 7 mars 2019; consulté le 2 mai 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2019b. Registration dossier: Naphthalene sulfonic acid, bis(1-methylethyl)-, Me derivs., sodium salts; CAS RN 68909-82-0. Helsinki (FI): ECHA. [Mis à jour le 14 juil. 2019]. (Disponible en anglais seulement)

Environnement Canada. 2013. DSL Inventory Update data collected under the Canadian Environmental Protection Act, 1999, section 71: Notice with respect to certain substances on the Domestic Substances List. Data prepared by: Environment Canada, Health Canada; Existing Substances Program. (Disponible en anglais seulement)

Environnement Canada, Santé Canada. 2014. Approche d'identification des substances chimiques et des polymères jugés prioritaires pour l'évaluation des risques en vertu de la Partie 5 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement de 1999 [LCPE (1999)]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 5 mars 2020]

[EPI Suite] Estimation Program Interface Suite for Microsoft Windows [estimation model]. c2000-2012. Ver. 4.11. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. (Disponible en anglais seulement)

Farn RJ (Ed.). 2006. Chemistry and Technology of Surfactants [PDF]. Blackwell Publishing Ltd. U.K. [Cité dans ECCC 2015]. (Disponible en anglais seulement)

[FDS] Fiche de données de sécurité. 2004. Stadis (R) 450. [accessed June 2021]. Cheshire, England: The Associated Octel Co. Ltd. [consulté le 22 juin 2021] (disponible en anglais seulement)

[FDS] Fiche de données de sécurité. 2018. Termin-8R [PDF]. Toronto (ON): Spectra Products [consulté le 11 fév. 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[FDS] Fiche de données de sécurité. 2019. MOBIL DTE 26. Spring, TX: Exxon Mobil Corp. [Consulté le 22 juin 2021]

[FS] Fiche signalétique. 2015. TRETOLITE™ DMO46X DEMULSIFIER. Calgary, AB: Baker Hughes Canada Co. [Consulté le 22 juin 2021]. (Disponible en anglais seulement)

Gobas F. 2007. Development and review of a generic water–sediment modelling framework for organic chemicals. Burnaby (BC): Simon Fraser University, Faculty of Environment. Report prepared for Environment Canada. (Disponible en anglais seulement)

Gobas F. 2010. Comments on approach to sediment exposure approach. Burnaby (BC): Simon Fraser University, Faculty of Environment. Report prepared for Environment Canada. (Disponible en anglais seulement)

Gobas FAPC, Mayer P, Parkerton TF, Burgess RM, van de Meent D, Gouin T. 2018. A chemical activity approach to exposure and risk assessment of chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 37(5): 1235-51. (Disponible en anglais seulement)

Greim H, Ahlers J, Bias R, Broecker B, Hollander H, Gelbke H-P, Klimisch H-J, Mangelsdorf I, Paetz A, Schong N, et al. 1994. Toxicity and ecotoxicity of sulfonic acids: Structure-activity relationships. *Chemosphere* 28(12): 2203-2236. (Disponible en anglais seulement)

[HENRYWIN] Henry's Law Constant Program for Microsoft Windows [estimation model]. 2011. Ver. 3.20. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. (Disponible en anglais seulement)

Kim M, Guerra P, Theocharides M, Barclay K, Smyth SA and Alaei M. 2013. Polybrominated diphenyl ethers in sewage sludge and treated biosolids: effect factors and mass balance. *Water Res.* 47: 6496-6505. (Disponible en anglais seulement)

[KOCWIN] Organic Carbon Partition Coefficient Program for Microsoft Windows [estimation model]. 2010. Ver. 2.00. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. (Disponible en anglais seulement)

Kölbel H, Kurzendörfer P, Zahiruddin M. 1964. Constitution and properties of surfactants. IV. Influence of structure on the aerobic biodegradation of anionic surfactants. *Tenside* 1: 7-18. [Cité dans : Swisher 1987]. (Disponible en anglais seulement)

Koswig K. 2012. Surfactants. In *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*. Vol. 35. Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. p. 431-505. (Disponible en anglais seulement)

[KOWWIN] Octanol-Water Partition Coefficient Program for Microsoft Windows [estimation model]. 2010. Ver. 1.68. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. (Disponible en anglais seulement)

Leadscope Model Applier [prediction module]. 2016. Ver. 2.1. Columbus (OH): Leadscope, Inc. [accès restreint]. (Disponible en anglais seulement)

Lee Y, Chen L, Fang H, Hu J, Zhang P, inventors; Dow Global Technologies LLC, assignee. 2011 July 21. Alkyd coating formulations. World Intellectual Property Organization WO 085520. (Disponible en anglais seulement)

Mackay D, McCarty LS, and Arnot JA. 2014. Relationships between exposure and dose in aquatic toxicity tests for organic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 33(9): 2038-46. (Disponible en anglais seulement)

Mansouri K, Abdelaziz A, Rybacka A, Roncaglioni A, Tropsha A, Varnek A, Zakharov A, Worth A, Richard AM, Grulke CM. 2016. CERAPP: Collaborative estrogen receptor activity prediction project. *Environ Health Perspect.* 124:1023-1033. (Disponible en anglais seulement)

Mansouri K, Kleinstreuer N, Abdelaziz AM, Alberga D, Alves VM, Andersson PL, Andrade CH, Bai F, Balabin I, Ballabio D, et al. 2020. CoMPARA: Collaborative modeling project for androgen receptor activity. *Environ Health Perspect.* 128:2. (Disponible en anglais seulement)

Matten KJ, Bartlett, AJ, Milani D, Gillis, PL, Parrott, JL, Toito J, Balakrishnan VK, Prosser RS. 2020b. The influence of organic carbon on the toxicity of sediment-associated dinonylnaphthalene sulfonic acids to the benthic invertebrates *Tubifex tubifex* and *Hyalella azteca*. *Environ Poll.* 267: 115 604. (Disponible en anglais seulement)

Matten, KJ, Gillis, PL, Milani D, Parrott, JL, Bartlett, AJ, Toito J, Balakrishnan VK, Prosser RS. 2021. Bioaccumulation of sediment-associated dinonylnaphthalene sulfonates in the freshwater mussel *Lampsilis siliquoidea* and oligochaete *Tubifex tubifex*. *Chemosphere.* 264: 128391. (Disponible en anglais seulement)

Matten, KJ, Parrott, JL, Bartlett, AJ, Gillis, PL, Milani D, Toito J, Balakrishnan VK, Prosser RS. 2020a. Toxicity of dinonylnaphthalene sulfonates to *Pimephales promelas* and epibenthic invertebrates. *Sci Total Environ.* 741: 140 260. (Disponible en anglais seulement)

McCarty LS, Mackay D. 1993. Enhancing ecotoxicological modeling and assessment: critical body residues and modes of toxic action. *Environ Sci Technol.* 27(9): 1719-1728. (Disponible en anglais seulement)

McWilliams P, Payne G. 2011. Bioaccumulation potential of surfactants: a review. Royal Society of Chemistry and the European Oilfield Speciality Chemicals Association. [Consulté en septembre 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[MPBPWIN] Melting Point Boiling Point Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2010. Ver. 1.43. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. (Disponible en anglais seulement)

Nguyen TH, Goss K-U, Ball WP. 2005. Critical Review: Polyparameter linear free energy relationships for estimating the equilibrium partition of organic compounds between water and the natural organic matter in soils and sediments. *Environ Sci Technol.* 39(4): 913-924. (Disponible en anglais seulement)

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économique. 1995. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, essai n° 105 : solubilité dans l'eau. Paris (France), OCDE, Direction de l'environnement. [Consulté le 27 déc. 2020].

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économique. 2004. Emission scenario document on lubricants and lubricant additives [PDF]. Paris (FR): OCDE, Direction de l'environnement. (Series on Emission Scenario Documents No. 10; Report No.: ENV/JM/MONO(2004)21, JT00174617). [Consulté le 19 déc. 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économique. 2005. SIDS initial assessment report: Linear Alkylbenzene Sulfonates (LAS) [PDF]. SIAM [SIDS Initial Assessment Meeting]: 20: 2005 April: Paris, France. [Consulté en novembre 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économique. 2009. Emissions Scenario Document on Coating Industry (Paints, Laquers, and Varnishes) [PDF]. Paris (FR): OCDE, Direction de l'environnement. (Series on Emission Scenario Documents No. 22; Report No. ENV/JM/MONO(2009)24). [Consulté en janvier 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économique. 2011. Emission Scenario Document on the use of Metalworking Fluids [PDF]. Paris (FR): OCDE, Direction de l'environnement. (Series on Emission Scenario Documents No. 28, Report No. ENV/JM/MONO(2011)18). [Consulté en janvier 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économique. 2012. Emission Scenario Document on Chemicals used in oil well production [PDF]. Paris (FR): OCDE, Direction de l'environnement. (Series on Emission Scenario Documents No. 31, Report No. ENV/JM/MONO(2012)7). [Consulté en mars 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économique. 2013. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, essai n° 210 : poisson, essai de toxicité aux premiers stades de la vie. Paris (France), OCDE, Direction de l'environnement. [Consulté le 27 déc. 2020].

[OCDE] QSAR Toolbox [Read-across tool]. 2014. Version 3.3. Paris (FR): Organisation de coopération et de développement économique, Laboratoire de chimie mathématique. (Disponible en anglais seulement)

[OCDE] QSAR Toolbox [Read-across tool]. 2017. Ver.4.1. Paris (FR): Organisation de coopération et de développement économique, Laboratoire de chimie mathématique. (Disponible en anglais seulement)

Okonski AI, MacDonald DB, Potter K, Bonnell M. 2021. Deriving predicted no-effect concentrations (PNECs) using a novel assessment factor method. Human and Ecological Risk Assessment. DOI:10.1080/10807039.2020.1865788 (disponible en anglais seulement)

[PDS] Product Data Sheet. 2011. Stadis ® 450. Cheshire, U.K.: Innospec Ltd. [consulté en fév. 2021] (disponible en anglais seulement)

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [National Institute for Public Health and the Environment]. 2009. The ConsExpo spray model – Modelling and experimental validation of the inhalation exposure of consumers to aerosols from spray cans and trigger sprays [PDF]. Bilthoven (NL): RIVM. Report No.: 320104005/2009. [Consulté le 11 fév. 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [National Institute for Public Health and the Environment]. 2014. General fact sheet: General default parameters for estimating consumer exposure – Updated version 2014 [PDF]. Bilthoven (NL): RIVM. Report No.: 090013003. [Consulté le 11 fév. 2019]. (Disponible en anglais seulement)

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [National Institute for Public Health and the Environment]. 2018. Cleaning products fact sheet: Default parameters for estimating consumer exposure – Updated version 2018 [PDF]. Bilthoven (NL): RIVM. Report No.: 2016-0179. [Consulté le 11 fév. 2019]. (Disponible en anglais seulement)

Santé Canada. 1998. Exposure factors for assessing total daily intake of priority substances by the general population of Canada. Unpublished report. Ottawa (ON): Health Canada, Environmental Health Directorate. (Disponible en anglais seulement)

Santé Canada. 2015. Tableau de la consommation des aliments fondé sur l'Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes, cycle 2.2, Nutrition (2004) réalisée par Statistique Canada, fichier partagé. Ottawa (Ont.).

Santé Canada. 2016. Document sur l'approche scientifique : approche fondée sur le seuil de préoccupation toxicologique (SPT) pour certaines substances. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

SimpleTreat [sewage treatment plant removal model]. 2003. Ver. 3.1. Bilthoven (NL): Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) [National Institute for Public Health and the Environment]. RIVM, Laboratory for Ecological Risk Assessment, PO Box 1, 3720 BA Bilthoven, The Netherlands. (Disponible en anglais seulement)

Statistique Canada. 2004. Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes, Cycle 2.2 : volet général sur la santé. Fichier partagé.

Swisher, RD. 1987. Surfactant Biodegradation, 2<sup>nd</sup> ed. Marcel Dekker Inc., New York. (Disponible en anglais seulement)

[TEST] Toxicity Estimation Software Tool. 2016. Ver. 4.2. Washington (DC): US Environmental Protection Agency. (Disponible en anglais seulement)

[TIMES] Tissue Metabolism Simulator [prediction module]. 2018. Ver. 2.27.19. Bourgas (BG): University "Prof. Dr. Assen Zlatarov", Laboratory of Mathematical Chemistry. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] US Environmental Protection Agency. 1996. Generic scenario for automobile spray coating. Draft report. Washington (DC): US EPA, Office of Pollution Prevention and Toxics. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] US Environmental Protection Agency. 2003. Exposure and human health reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. Washington (DC): US EPA, National Center for Environmental Assessment. Report No.: EPA/600/P-00/001Cb. Part I: Estimating exposure to dioxin-like compounds; Volume 3: Site-specific assessment procedures; Chapter 4: Estimating exposure media concentrations. 148 pages. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] US Environmental Protection Agency. 2011. Exposure factors handbook. Washington (DC): US EPA, National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development. [Consulté le 20 fév. 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[US EPA] US Environmental Protection Agency. 2012. Screening level hazard characterization of high production volume chemicals: Dinonylnaphthalene category. Washington (DC): US EPA, Office of Pollution Prevention and Toxics. [Consulté le 20 fév. 2018]. (Disponible en anglais seulement)

[VCCLab] Virtual Computational Chemistry Laboratory. ALOGPS [non-Java interface]. 2005. Ver. 2.1. Munich (DE): VCCLab. [Tetko IV, Gasteiger J, Todeschini R, Mauri A, Livingstone D, Ertl P, Palyulin VA, Radchenko EV, Zefirov NS, Makarenko AS, et al. 2005. Virtual computational chemistry laboratory - design and description. J Comput Aid Mol Des. 19:453-463.]. (Disponible en anglais seulement)

Wallace SJ, Leclerc AJA, Prosser R, de Solla, SR, Balakrishnan V, Langlois VS. 2020. Sub-lethal effects of calcium dinonylnaphthalenesulfonate on Western clawed frog embryos. *Comp Biochem Physiol - Part D*. 34: 100-658. (Disponible en anglais seulement)

[WATERNT] Water Solubility Program [estimation model]. 2010. Ver. 1.01. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. (Disponible en anglais seulement)

Williams JH. 1999. Regulations on additions of sludge-borne metals to soil and their adaptation to local conditions. In L'Hermite P (editor): *Treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes*, 243-250. London (GB): Commission of the European Communities. (Disponible en anglais seulement)

[WSKOWWIN] Water Solubility for Organic Compounds Program for Microsoft Windows [estimation model]. 2010. Ver. 1.42. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. (Disponible en anglais seulement)

## Annexe A. Résumé des données utilisées pour la détermination du mode d'action écotoxicologique

Tableau A-1. Données utilisées pour le calcul du résidu corporel critique (RCC) et de l'activité létale pour les ANS faiblement solubles

Paramètre	Résultat	Type de données, référence
Poids moléculaire (PM)	460,71 mg/mmol <sup>a</sup>	--
Point de fusion (PF)	153 °C (426 K)	Modélisées, médiane de MPBPWIN 2010 et TEST 2016
Solubilité dans l'eau (SE)	0,23 mg/L à 20 °C	Données expérimentales sur les analogues, ECHA 2018b
Coefficient de partage octanol-eau (log K <sub>oe</sub> )	3,5	Modélisées, KOWWIN avec ajustement de la valeur expérimentale
Facteur de bioconcentration (FBC)	16 L/kg (DNNSCa) avec la moule <i>L. siligoidea</i>	Expérimentales (aucune donnée disponible sur les poissons), Matten et coll. 2021
Écotoxicité	DNNSBa : CE <sub>50</sub> à 48 h (viabilité des larves) pour la moule ( <i>L. cardium</i> ) = 0,47 mg/L  DNNSCa : CL <sub>50</sub> à 21 jours pour des embryons de poisson ( <i>P. promelas</i> ) = 0,014 mg/L	Expérimentales (aucune donnée disponible sur la toxicité aiguë pour les poissons), Matten et coll. 2020a

<sup>a</sup> Poids moléculaire d'une molécule dissociée de DNNSCa ou de DNNSBa

### Calculs du RCC, ANS faiblement solubles

$$\begin{aligned} \text{RCC}_{50}(\text{DNNSBa}) &= (\text{FBC} \times \text{CL}_{50}) \div \text{PM} \\ &= (16 \text{ L/kg} \times 0,47 \text{ mg/L}) \div 460,71 \text{ mg/mmol} \\ &= 0,016 \text{ mmol/kg} \end{aligned}$$

$$\text{RCC}_{50}(\text{DNNSCa}) = (\text{FBC} \times \text{CL}_{50}) \div \text{PM}$$

$$= (16 \text{ L/kg} \times 0,014 \text{ mg/L}) \div 460,71 \text{ mg/mmol}$$

$$= 0,00049 \text{ mmol/kg}$$



**Tableau A-2. Données utilisées pour le calcul du résidu corporel critique (RCC) pour les ANS fortement solubles, l'ADNNDS servant de référence**

Paramètre	Résultat	Type de données, référence
Poids moléculaire (PM)	540,78 mg/mmol	--
Solubilité dans l'eau (SE)	2000 mg/L	Expérimentales, ECHA 2018a
Coefficient de partage octanol-eau (log K <sub>oe</sub> )	< 0,3 L/kg	Expérimentales, ECHA 2018a
Facteur de bioconcentration (FBC)	< 2,0 L/kg ( <i>C. carpio</i> )	Expérimentales, ECHA 2018a
écotoxicité	CE <sub>50</sub> à 48 h pour <i>Daphnia magna</i> = 87 mg/L	Expérimentales (aucune donnée disponible sur les poissons), ECHA 2018a

### **Calcul du RCC, ANS fortement solubles (ADNNDS)**

$$\begin{aligned}
 \text{RCC}_{50} &= (\text{FBC} \times \text{CL}_{50}) \div \text{PM} \\
 &= (2 \text{ L/kg} \times 87 \text{ mg/L}) \div 540,78 \text{ mg/mmol} \\
 &= 0,32 \text{ mmol/kg}
 \end{aligned}$$

### **Activité létale (AL)**

Pour les ANS fortement solubles (ADNNDS), le log K<sub>oe</sub> < 2, de sorte que l'AL ne peut pas être calculée.

Pour les ANS faiblement solubles, le log K<sub>oe</sub> ≥ 2, de sorte que l'AL peut être calculée. Aucune donnée sur l'écotoxicité aiguë pour les poissons n'étant disponible, le calcul est basé sur les données disponibles, résumées dans le tableau A-1.

$$\text{AL}_{50} = \text{CL}_{50} \times (\text{F} \div \text{SE}) \text{ (pour les solides)}$$

où F est le rapport de fugacité (sans dimension), calculé comme suit, à l'aide du point de fusion (PF, en K) et de la température (T, en K) obtenus grâce au test de solubilité dans l'eau ou à la prédiction de cette dernière :

$$F = e^{(-6,79 \times [(PF \div T) - 1])} \text{ (Gobas et coll. 2018)}$$

$$AL_{50} (DNNSBa) = CL_{50} \times (F \div SE)$$

$$= 0,47 \text{ mg/L} \times (0,047 \div 0,23 \text{ mg/L})$$

$$= 0,10$$

$$AL_{50} (DNNSCa) = CL_{50} \times (F \div SE)$$

$$= 0,014 \text{ mg/L} \times (0,047 \div 0,23 \text{ mg/L})$$

$$= 0,003$$

**Tableau A-3. Poids de la preuve permettant de déterminer le mode d'action**

Élément de preuve	Résultat	Indication du MdA
Étude sur des embryons de grenouille (Wallace et coll. 2020)	Réduction de la longueur du corps, malformations, diminution importante des niveaux de transcription des gènes associés au métabolisme des acides aminés essentiels et à la capacité antioxydante	Non narcotique
RCC <sub>50</sub>	0,016 à 0,32 mmol/kg (<< 2 mmol/kg pour la narcose aiguë de base)  0,000 49 (chronique) << 0,2 mm/kg pour la narcose chronique de base	Non narcotique
AL <sub>50</sub>	0,1 pour le DNNSBa, 0,003 pour le DNNSCa (mais pas selon les données sur la toxicité aiguë pour les poissons et la solubilité des analogues)  S. o. (ANS fortement solubles)	Non concluant : narcotique (AL > 0,01) et non narcotique pour les ANS faiblement solubles (avec de l'incertitude dans les données).
Classification Verhaar de la toxicité aquatique (boîte à	Classe 5 (Impossible à classer selon ces règles)	Non concluant

<b>Élément de preuve</b>	<b>Résultat</b>	<b>Indication du MdA</b>
outils QSAR de l'OCDE (2017)		
TEST (2016)	Dans la plupart des cas, il n'a pas été possible de faire des prédictions concernant les métabolites. D'autres ont prédit qu'il s'agissait de narcotiques, le taux d'erreur associé aux prédictions étant élevé.	Non concluant
ASTER (1999)	Narcotique	Narcotique
MdA prédit à l'aide de la boîte à outils QSAR de l'OCDE (2017) et d'OASIS	Réponse non spécifiée	Non narcotique
Prédictions de la mutagénicité in vitro et in vivo à l'aide de la boîte à outils QSAR de l'OCDE (2017) (tests d'Ames et du micronoyau)	Alerte in vivo - H-accepteur-voie3-H-accepteur	Non narcotique
Preuve supplémentaire	Les modèles CoMPARA et CERAPP (Mansouri et coll. 2020, 2016) permettent de prédire que tous les ANS parents et leurs principaux métabolites prédis à l'aide de CATALOGIC (2014) se lient aux récepteurs des androgènes (RA) et sont des antagonistes de ces derniers. Il a été prédit que l'ADNNS et une majorité de métabolites des ANS se lient également aux récepteurs d'œstrogènes.	Non narcotique

Abréviations : RCC, résidu corporel critique; AL, activité létale; MdA, mode d'action; s. o., sans objet

## Annexe B. Données additionnelles sur les effets sur l'environnement

Tableau B-1. Données additionnelles sur les effets d'analogues sur l'environnement aquatique (Greim et coll. 1994)

Nom commun (n° CAS)	Organisme testé	Paramètre <sup>a</sup>	Valeur (mg/L)
Acides naphtalènesulfoniques (68153-01-5)	Poisson (non précisé)	CL <sub>50</sub> à 96 h	Entre 100 et 500
Acides naphtalènesulfoniques (68153-01-5)	Invertébré ( <i>D. magna</i> )	CE <sub>50</sub> 24 h	85
Acides naphtalènesulfoniques (68153-01-5)	Invertébré ( <i>D. magna</i> )	CE <sub>50</sub> à 48 h	34
Acides naphtalènesulfoniques (68153-01-5)	Algue (non précisée)	CE <sub>10</sub> à 96 h	73,3
Acides naphtalènesulfoniques (68153-01-5)	Algue (non précisée)	CE <sub>50</sub> à 96 h	54,3
(Butyl linéaire ou ramifié)naphtalènesulfonates de sodium (91078-64-7)	Poisson (non précisé)	CL <sub>0</sub> à 48 h	20
(Butyl linéaire ou ramifié)naphtalènesulfonates de sodium (91078-64-7)	Poisson (non précisé)	CL <sub>100</sub> à 48 h	100

Abréviations : CL<sub>x</sub>, concentration létale pour x % de la population; CE<sub>x</sub>, concentration avec effet pour x % de la population

<sup>a</sup> Paramètres non spécifiés pour les études sur les invertébrés et les algues.

## Annexe C. Évaluation de l'exposition de l'environnement : résumé des hypothèses

Tableau C-1. Résumé des hypothèses pour le calcul des CEE en milieu aquatique pour le scénario n° 1 : mélange d'huiles lubrifiantes

Variable	Valeur	Unité	Autres commentaires
Quantité	1500	kg/an	ECCC (2013, 2018), quantité moyenne d'ANS faiblement solubles utilisée par les installations de mélange de lubrifiant, d'après les quantités importées déclarées dans le cadre d'enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE. Si une entreprise a déclaré plusieurs ANS faiblement solubles, la somme de leurs quantités a été utilisée pour le calcul de la moyenne. Il est supposé que la quantité entière importée par une entreprise pourrait être utilisée dans une seule installation.
Facteur d'émission	0,25	Pour cent	OCDE (2004), il s'agit du facteur d'émission du pire cas pour une usine de mélange de lubrifiants.
Jours de rejet	50	Jour/an	OCDE (2004), le nombre de jours est déterminé par conversion de la quantité totale annuelle d'ANS faiblement solubles utilisée dans une installation en quantité de produit formulé dans cette installation par année, puis par conversion du tonnage de produit en nombre de jours. Cette conversion a été basée sur la concentration maximale (1 %) d'ANS dans un lubrifiant, d'après les renseignements relatifs à un produit (FDS, 2019).
Taux d'élimination (sur le site)	0	Pour cent	Aucun
Taux d'élimination (hors du site)	85 - 95	Pour cent	Le taux d'élimination variait entre 85 et 95 % pour tenir compte de l'incertitude et de la variabilité entre les ANS faiblement solubles, d'après les estimations de SimpleTreat et d'autres considérations.
Volume de dilution quotidien	22 982 400	L/jour	Les volumes de dilution quotidiens sont calculés en multipliant le débit d'effluent du STEU par le facteur de dilution (FD) du plan

Variable	Valeur	Unité	Autres commentaires
			d'eau récepteur. Un FD maximal de 10 est utilisé lorsque le FD réel est supérieur à 10. Cette valeur correspond à une valeur représentative pour le secteur du mélange d'huiles lubrifiantes au Canada.

**Tableau C-2. Résumé des hypothèses pour le calcul des CEE en milieu aquatique pour le scénario n° 2 : utilisation de fluides d'usinage**

Variable	Valeur	Unité	Autres commentaires
Quantité	161,24	kg/an	OCDE (2011), estimation de la masse d'ANS manipulée dans une installation, déterminée à l'aide du volume géométrique moyen des fluides d'usinage à base d'huile manipulés dans une installation (16 124 L/an), de la masse volumique du fluide d'usinage (1 kg/L) et de la concentration des ANS dans les fluides d'usinage (1 % <sup>a</sup> ).
Facteur d'émission	11	Pour cent	OCDE (2011), le facteur d'émission associé aux fluides d'usinage varie de 11 à 100 % et prend en compte les rejets de nettoyants de résidus d'huiles sur les surfaces de métal, la manutention des matières premières, la finition et d'autres procédés. Le coefficient d'émission le plus bas (11 %) a été utilisé.
Jours de rejet	247	Jour/an	OCDE (2011), il est supposé que le nombre de jours de rejet par défaut des installations utilisant des fluides d'usinage est égal au nombre de jours d'exploitation par défaut.
Taux d'élimination (sur le site)	25	Pour cent	L'OCDE (2011) indique que la plupart des sites utilisant des fluides d'usinage font traiter leurs eaux usées sur le site avant de déverser leurs effluents dans un STEU. Cette valeur a été estimée à l'aide des propriétés physico-chimiques et d'une compilation interne de renseignements sur les systèmes de traitement des eaux usées industrielles.
Taux d'élimination (hors du site)	Entre 85 et 95	Pour cent	Le taux d'élimination variait entre 85 et 95 % pour tenir compte de l'incertitude et de la variabilité entre les ANS faiblement solubles, d'après les estimations de SimpleTreat et d'autres considérations.

Variable	Valeur	Unité	Autres commentaires
Volume de dilution quotidien	6 430 000	L/jour	Les volumes de dilution quotidiens sont calculés en multipliant le débit d'effluent du STEU par le facteur de dilution (FD) du plan d'eau récepteur. Un FD maximal de 10 est utilisé lorsque le FD réel est supérieur à 10. Cette valeur correspond au 10 <sup>e</sup> centile de la distribution des volumes de dilution quotidiens pour les lagunes, les STEU secondaires et tertiaires associés aux installations utilisant des fluides d'usinage au Canada.

<sup>a</sup> Bien que des renseignements aient été trouvés indiquant que la concentration d'ANS dans les fluides d'usinage des métaux pouvait atteindre 10 %, la majorité des produits lubrifiants signalés contenaient moins de 1 % de NSA. Par conséquent, une valeur de 1 % a été déterminée comme étant une valeur générique appropriée. Néanmoins, afin de vérifier si un risque pourrait être déterminé en cas d'utilisation d'un produit à plus forte teneur en ANS, un scénario supplémentaire prévoyant des quantités équivalentes à celles liées à l'utilisation d'un fluide d'usinage des métaux contenant 10 % d'ANS a été élaboré à l'aide de renseignements spécifiques aux sites. Ce scénario n'a pas suscité d'inquiétude (QR ≤ 0,6) (les détails ne sont pas fournis ici).

**Tableau C-3. Résumé des hypothèses pour le calcul des CEE en milieu aquatique pour le scénario n° 3 : formulation de peintures et revêtements**

Variable	Valeur	Unité	Autres commentaires
Quantité	1 000 – 10 000	kg/an	ECCC (2013 et 2018), quantité la plus importante importée déclarée par une quelconque entreprise dans le cadre d'enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE. La valeur est présentée sous forme d'intervalle pour des raisons de confidentialité, mais la valeur déclarée a été utilisée dans les calculs. Il est supposé que la quantité entière importée par une entreprise pourrait être utilisée dans une seule installation. Cette quantité s'applique aussi bien aux ANS faiblement solubles qu'aux ANS fortement solubles.
Facteur d'émission	0,505	Pour cent	OCDE (2009), facteur d'émission associé à la fabrication d'un lot standard de revêtements aqueux quand les matières premières brutes sont sous forme de poudre.
Jours de rejet	300	Jour/an	EC (2003), nombre de jours de rejet pour les installations de formulation de peintures et revêtements
Taux d'élimination	0	Pour cent	Aucun

<b>Variable</b>	<b>Valeur</b>	<b>Unité</b>	<b>Autres commentaires</b>
on (sur le site)			
Taux d'élimination (hors du site, ANS fortement solubles)	Entre 0 et 20	Pour cent	Le taux d'élimination variait entre 0 et 20 % pour tenir compte de l'incertitude et de la variabilité entre les ANS fortement solubles, d'après les estimations de SimpleTreat et d'autres considérations.
Taux d'élimination (hors du site, ANS faiblement solubles)	Entre 85 et 95	Pour cent	Le taux d'élimination variait entre 85 et 95 % pour tenir compte de l'incertitude et de la variabilité entre les ANS faiblement solubles, d'après les estimations de SimpleTreat et d'autres considérations.
Volume de dilution quotidien	10 000 000 à 100 000 000	L/jour	Les volumes de dilution quotidiens sont calculés en multipliant le débit d'effluent du STEU par le facteur de dilution (FD) du plan d'eau récepteur. La valeur utilisée dans les calculs correspondait au 10 <sup>e</sup> centile de la distribution des volumes de dilution quotidiens pour les installations de formulation de peintures et revêtements au Canada, les lagunes et les STEU secondaires et tertiaires étant pris en compte. Nous présentons la valeur sous la forme d'un intervalle afin d'éviter le calcul rétroactif d'une quantité spécifique.

**Tableau C-4. Résumé des hypothèses pour le calcul des CEE en milieu aquatique pour le scénario n° 4 : formulation de produits pétroliers et gaziers**

<b>Variable</b>	<b>Valeur</b>	<b>Unité</b>	<b>Autres commentaires</b>
Quantité	10 000	kg/an	ECCC (2013 et 2018), la plus importante quantité importée d'ANS fortement solubles déclarée dans le cadre d'enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE a été convertie en un intervalle compris entre 1000 et 10 000 kg/an et la limite supérieure de ce dernier utilisée dans les calculs. Il est supposé que la quantité entière importée par une



<b>Variable</b>	<b>Valeur</b>	<b>Unité</b>	<b>Autres commentaires</b>
			entreprise a pu être utilisée dans n'importe laquelle de ses installations.
Facteur d'émission	0,3	Pour cent	EC (2003), même si le coefficient d'émission déterminé dans l'étude d'EC (2003) pour la quantité utilisée donnée est de 2 %, d'après les procédures de lavage des récipients utilisés pour la formulation et auxquelles on s'attend, une valeur de 0,3 % a été jugée plus appropriée. Il est attendu que des solvants puissent être utilisés pour le lavage des récipients et que, par conséquent, 2 % seraient une surestimation des rejets dans les eaux usées.
Jours de rejet	60	Jour/an	EC (2003), le nombre de jours est déterminé par conversion de la quantité totale annuelle d'ANS fortement solubles utilisée dans une installation en quantité de produit formulé dans cette installation par année, puis par conversion du tonnage de produit en nombre de jours. Cette conversion a été basée sur la concentration de 30 % d'ANS dans un produit d'extraction du pétrole et du gaz (FS, 2015).
Taux d'élimination (sur le site)	0	Pour cent	Aucun
Taux d'élimination (hors du site)	Entre 0 et 20	Pour cent	Le taux d'élimination variait entre 0 et 20 % pour tenir compte de l'incertitude et de la variabilité entre les ANS fortement solubles, d'après les estimations de SimpleTreat et d'autres considérations.
Volume de dilution quotidien	5 120 000	L/jour	Les volumes de dilution quotidiens sont calculés en multipliant le débit d'effluent du STEU par le facteur de dilution (FD) du plan d'eau récepteur. Un FD maximal de 10 est utilisé lorsque le FD réel est supérieur à 10. Cette valeur correspond au 10 <sup>e</sup> centile de la distribution des volumes de dilution quotidiens pour les lagunes et les STEU secondaires et tertiaires associés à diverses installations industrielles au Canada.

**Tableau C-5. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE en milieu aquatique pour le scénario n° 5 : formulation de combustibles**

<b>Variable</b>	<b>Valeur</b>	<b>Unité</b>	<b>Autres commentaires</b>
Quantité	800	kg/an	ECCC (2018), quantité moyenne d'ANS faiblement solubles utilisée par les installations de formulation de combustibles, d'après les quantités importées déclarées dans le cadre d'enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE. Si une entreprise a déclaré plusieurs ANS faiblement solubles, la somme de leurs quantités a été utilisée pour le calcul de la moyenne. Il est supposé que la quantité entière importée par une entreprise pourrait être utilisée dans une seule installation.
Facteur d'émission	0,3	Pour cent	EC (2003), facteur d'émission pour l'industrie des huiles minérales et des combustibles.
Jours de rejet	300	Jour/an	OCDE (2003), le nombre de jours est déterminé par conversion de la quantité totale annuelle d'ANS fortement solubles utilisée dans une installation en quantité de produit formulé dans cette installation par année, puis par conversion du tonnage de produit en nombre de jours à l'aide de la référence pertinente. Cette conversion a été basée sur la concentration de 20 % d'ANS dans un additif ajouté à des combustibles (concentration de 5 mg/L), d'après les renseignements relatifs à un produit (FDS 2004, FP 2011).
Taux d'élimination (sur le site)	Entre 85 et 95	Pour cent	Le taux d'élimination variait entre 85 et 95 % pour tenir compte de l'incertitude et de la variabilité entre les ANS fortement solubles, d'après les estimations de SimpleTreat et d'autres considérations.
Taux d'élimination (hors du site)	0	Pour cent	Aucun
Volume de dilution quotidien	40 390 000	L/jour	Pour les déverseurs directs, les volumes de dilution quotidiens sont calculés par multiplication du débit d'effluent de l'installation par le facteur de dilution (FD) du

Variable	Valeur	Unité	Autres commentaires
			plan d'eau récepteur. Un FD maximal de 10 est utilisé lorsque le FD réel est supérieur à 10. Cette valeur correspond à une valeur représentative pour le secteur de la formulation de combustibles au Canada.

**Tableau C-6. Résumé des hypothèses pour le calcul des CEE en milieu aquatique pour le scénario n° 6 : utilisation industrielle de peintures**

Variable	Valeur	Unité	Autres commentaires
Quantité	1000	kg/an	ECCC (2018), la plus importante quantité importée d'ANS fortement solubles déclarée dans le cadre d'enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE a été convertie en un intervalle compris entre 100 et 1 000 kg/an, la limite supérieure de ce dernier ayant été utilisée dans les calculs. Il est supposé que la quantité entière sera utilisée dans une seule installation.
Efficacité de transfert	65	Pour cent	OCDE (2009), il s'agit de l'efficacité de transfert moyenne pour les procédés de pulvérisation utilisés pour la fabrication d'équipement d'automobile d'origine.
Jours de rejet	21	Jour/an	OCDE (2009), US EPA (1996), le nombre de jours est déterminé par conversion de la quantité totale annuelle d'ANS fortement solubles utilisée dans une installation en quantité de produit utilisée dans cette dernière par année, puis par conversion du tonnage de produit en nombre de jours. Cette conversion a été basée sur la concentration maximale (1,5 %) (Lee et coll. 2011) de surfactant dans une formulation de revêtement basée sur les renseignements des brevets.
Taux d'élimination (sur le site)	Entre 0 et 20	Pour cent	Le taux d'élimination variait entre 0 et 20 % pour tenir compte de l'incertitude et de la variabilité entre les ANS fortement solubles, d'après les estimations de SimpleTreat et d'autres considérations. Efficacité supposée

Variable	Valeur	Unité	Autres commentaires
			identique à celle d'un système de traitement des eaux usées hors site.
Taux d'élimination (hors du site)	Entre 0 et 20	Pour cent	Le taux d'élimination variait entre 0 et 20 % pour tenir compte de l'incertitude et de la variabilité entre les ANS fortement solubles, d'après les estimations de SimpleTreat et d'autres considérations.
Volume de dilution quotidien (pour le calcul en milieu aquatique)	86 969 000	L/jour	Les volumes de dilution quotidiens sont calculés en multipliant le débit d'effluent du STEU par le facteur de dilution (FD) du plan d'eau récepteur. Un FD maximal de 10 est utilisé lorsque le FD réel est supérieur à 10. Cette valeur correspond au volume de dilution quotidien pour une installation canadienne donnée, lequel est basé sur le débit du 10 <sup>e</sup> percentile du plan d'eau récepteur.

**Tableau C-7. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE pour les sédiments pour le scénario n° 1 : mélange d'huiles lubrifiantes**

Variable	Valeur	Unité	Autres commentaires
Volume de dilution quotidien	40 176 000	L/jour	Les volumes de dilution quotidiens sont calculés en multipliant le débit d'effluent du STEU par le facteur de dilution (FD) du plan d'eau récepteur. Un FD maximal de 10 est utilisé lorsque le FD réel est supérieur à 10. Cette valeur correspond à une valeur représentative pour le secteur du mélange d'huiles lubrifiantes au Canada, basée sur le débit au 50 <sup>e</sup> percentile du plan d'eau récepteur.
Concentration totale dans la colonne d'eau ( $C_{total}$ )	Entre 0,09 et 0,28	µg/L	Les concentrations en milieu aquatique ont été calculées à l'aide du volume de dilution quotidien indiqué ci-dessus. Les autres intrants sont les mêmes que pour le scénario en milieu aquatique.

**Tableau C-8. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE pour les sédiments pour le scénario n° 2 : utilisation de fluides d'usinage**

Variable	Valeur	Unité	Autres commentaires
Volume de dilution quotidien	9 731 600	L/jour	Les volumes de dilution quotidiens sont calculés en multipliant le débit d'effluent du STEU par le facteur de dilution (FD) du plan d'eau récepteur. Un FD maximal de 10 est utilisé lorsque le FD réel est supérieur à 10. Cette valeur correspond au 10 <sup>e</sup> percentile de la distribution des volumes de dilution quotidiens basé sur les débits au 50 <sup>e</sup> percentile des plans d'eau récepteur pour les lagunes et les STEU secondaires et tertiaires associés à des installations utilisant des fluides d'usinage au Canada.
Concentration totale dans la colonne d'eau (C <sub>total</sub> )	Entre 0,28 et 0,83	µg/L	Les concentrations en milieu aquatique ont été calculées à l'aide du volume de dilution quotidien indiqué ci-dessus. Les autres intrants sont les mêmes que pour le scénario en milieu aquatique.

**Tableau C-9. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE dans les sédiments pour le scénario n° 3 : formulation de peintures et revêtements**

Variable	Valeur	Unité	Autres commentaires
Volume de dilution quotidien	10 000 000 à 100 000 000	L/jour	Les volumes de dilution quotidiens sont calculés en multipliant le débit d'effluent du STEU par le facteur de dilution (FD) du plan d'eau récepteur. Un FD maximal de 10 est utilisé lorsque le FD réel est supérieur à 10. Cette valeur correspond au 10 <sup>e</sup> percentile de la distribution des volumes de dilution quotidiens, basé sur les débits au 50 <sup>e</sup> percentile des plans d'eau récepteurs pour les lagunes et les STEU secondaires et tertiaires associés à des installations de formulation de peintures et revêtements au Canada.
Concentration totale dans la colonne d'eau (C <sub>total</sub> )	Entre 0,11 et 2,3	µg/L	Les concentrations en milieu aquatique ont été calculées à l'aide des volumes de dilution quotidien indiqués ci-dessus. Les autres intrants sont les mêmes que pour le scénario en milieu aquatique. Bien que les

			calculs soient effectués séparément, cet intervalle concerne à la fois les ANS faiblement solubles et les ANS fortement solubles.
--	--	--	---

**Tableau C10. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE dans les sédiments pour le scénario n° 4 : formulation de produits pétroliers et gaziers**

Variable	Valeur	Unité	Autres commentaires
Volume de dilution quotidien	29 384 000	L/jour	Les volumes de dilution quotidiens sont calculés en multipliant le débit d'effluent du STEU par le facteur de dilution (FD) du plan d'eau récepteur. Un FD maximal de 10 est utilisé lorsque le FD réel est supérieur à 10. Cette valeur correspond au 10 <sup>e</sup> percentile de la distribution des volumes de dilution quotidiens, basée sur les débits au 50 <sup>e</sup> percentile des plans d'eau récepteurs pour les STEU secondaires et tertiaires associés à toutes les installations industrielles au Canada.
Concentration totale dans la colonne d'eau (C <sub>total</sub> )	Entre 14 et 17	µg/L	Les concentrations en milieu aquatique ont été calculées à l'aide des volumes de dilution quotidien indiqués ci-dessus. Les autres intrants sont les mêmes que pour le scénario en milieu aquatique.

**Tableau C11. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE dans les sédiments pour le scénario n° 5 : formulation de combustibles**

Variable	Valeur	Unité	Autres commentaires
Volume de dilution quotidien	40 390 000	L/jour	Pour les déverseurs directs, les volumes de dilution quotidiens sont calculés par multiplication du débit d'effluent de l'installation par le facteur de dilution (FD) du plan d'eau récepteur. Un FD maximal de 10 est utilisé lorsque le FD réel est supérieur à 10. Cette valeur correspond à une valeur représentative pour le secteur de la formulation de combustibles au Canada.
Concentration totale dans la colonne d'eau (C <sub>total</sub> )	Entre 0,010 et 0,030	µg/L	Les concentrations en milieu aquatique ont été calculées à l'aide des volumes de dilution quotidien indiqués ci-dessus. Les autres intrants sont les mêmes que pour le scénario en milieu aquatique.

**Tableau C-12. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE pour les sédiments pour le scénario n° 6 : utilisation industrielle de peintures**

Variable	Valeur	Unité	Autres commentaires
Volume de dilution quotidien (pour le calcul de la $C_{totale}$ dans le calcul pour les sédiments)	86 969 000	L/jour	Les volumes de dilution quotidiens sont calculés en multipliant le débit d'effluent du STEU par le facteur de dilution (FD) du plan d'eau récepteur. Un FD maximal de 10 est utilisé lorsque le FD réel est supérieur à 10. Cette valeur correspond au volume de dilution quotidien pour une installation canadienne donnée, basé sur le débit du 50 <sup>e</sup> percentile du plan d'eau récepteur.
Concentration totale dans la colonne d'eau ( $C_{total}$ )	Entre 2,3 et 3,6	µg/L	Les concentrations en milieu aquatique ont été calculées à l'aide des volumes de dilution quotidien indiqués ci-dessus. Les autres intrants sont les mêmes que pour le scénario en milieu aquatique.

**Tableau C-13. Résumé des hypothèses applicables à tous les calculs de la CEE pour les sols**

Variable	Valeur	Unité	Commentaires
Fraction de l'élimination par sorption dans le STEU pour les ANS faiblement solubles ( $R_{sorption}$ )	Entre 85 et 95	Pour cent	Le taux d'élimination variait entre 85 et 95 % pour tenir compte de l'incertitude et de la variabilité entre les ANS faiblement solubles, d'après les estimations de SimpleTreat et d'autres considérations. Il a été supposé que toute l'élimination se faisait par sorption.
Fraction de l'élimination par sorption dans le STEU pour les ANS fortement solubles ( $R_{sorption}$ )	Entre 0 et 20	Pour cent	Le taux d'élimination variait entre 00 et 20 % pour tenir compte de l'incertitude et de la variabilité entre les ANS fortement solubles, d'après les estimations de SimpleTreat et d'autres considérations. Il a été supposé que toute l'élimination se faisait par sorption.
Taux de production de biosolides (PB)	104	mg/L	Valeur par défaut basée sur les données sur le terrain de plusieurs systèmes de traitement secondaire (Kim et coll. 2013); utilisée pour le

Variable	Valeur	Unité	Commentaires
			calcul de la concentration de substance dans les biosolides ( $C_s$ ).
Vitesse d'épandage annuel de biosolides (E)	0,83	kg/m <sup>2</sup> .an	Au Canada, la vitesse maximale d'épandage est réglementée par les provinces et territoires et elle varie. La vitesse la plus élevée est en Alberta et a été utilisée comme valeur par défaut (Alberta Environment 2009).
Nombre d'années d'épandage de biosolides (n)	10	An	Une période de 10 années consécutives est suggérée par l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA 2016) pour le calcul de l'exposition dans les sols sur lesquels des biosolides sont épandus.
Profondeur de mélange dans le sol (p)	0,2	m	Valeur par défaut. Une profondeur de mélange dans le sol de 20 cm est suggérée par l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA 2016) pour le calcul de l'exposition dans les sols sur lesquels des biosolides sont épandus.
Masse volumique du sol sec ( $\rho$ )	1200	kg/m <sup>3</sup>	Valeur par défaut rapportée pour la masse volumique du sol (sec) par Williams (1999).
Demi-vie de biodégradation dans le sol	Entre 92 et 200	jours	CATALOGIC (2014).

**Tableau C-14. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE pour les sols pour le scénario n° 1 : mélange d'huiles lubrifiantes**

Variable	Valeur	Unité	Commentaires
Concentration de la substance dans les biosolides ( $C_s$ )	Entre 266 et 298	mg/kg ps	<p>La <math>C_s</math> est déterminée au moyen de l'équation suivante :</p> $C_s = \frac{Q_d * R_{sorption} * 10^{12}}{F * BP}$ <p>où <math>Q_s</math> (kg/jour) est la masse de substance rejetée quotidiennement dans le STEU, <math>E_{sorption}</math> la fraction de la substance éliminée par adsorption, D le débit du STEU retenu, en L/jour, et PB le taux de</p>



Variable	Valeur	Unité	Commentaires
			production de biosolides par litre d'eaux usées, en mg/L. Voir les valeurs indiquées ci-dessous et dans le tableau C-13.
Masse de substance rejetée quotidiennement dans le STEU (Q <sub>s</sub> )	0,075	kg/jour	Q <sub>s</sub> est calculé à partir de la quantité de substance rejetée annuellement à l'installation, multipliée par le facteur d'émission (provenant d'un scénario en milieu aquatique); valeur utilisée pour le calcul de la concentration de la substance dans les biosolides (C <sub>s</sub> ).
Débit du STEU (D)	2 298 240	L/jour	Cette valeur est basée sur le même volume de dilution quotidien que celui utilisé pour le scénario en milieu aquatique et suppose un facteur de dilution (FD) de 10; valeur utilisée pour calculer la concentration de la substance dans les biosolides (C <sub>s</sub> ).

**Tableau C-15. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE pour les sols pour le scénario n° 2 : utilisation de fluides d'usage**

Variable	Valeur	Unité	Commentaires
Concentration de la substance dans les biosolides (C <sub>s</sub> )	Entre 171 et 191	mg/kg ps	La C <sub>s</sub> est déterminée au moyen de l'équation suivante : $C_s = \frac{Q_d * R_{sorption} * 10^{12}}{F * BP}$ où Q <sub>s</sub> (kg/jour) est la masse de substance rejetée quotidiennement dans le STEU, E <sub>sorption</sub> la fraction de la substance éliminée par adsorption, D le débit du STEU retenu, en L/jour, et PB le taux de production de biosolides par litre d'eaux usées, en mg/L. Voir les valeurs indiquées ci-dessous et dans le tableau C-13.
Masse de substance rejetée	0,054	kg/jour	Q <sub>s</sub> est calculé à partir de la quantité de substance rejetée annuellement à l'installation, multipliée par le facteur

quotidiennement dans le STEU ( $Q_s$ )			d'émission (provenant d'un scénario en milieu aquatique); valeur utilisée pour le calcul de la concentration de la substance dans les biosolides ( $C_s$ ).
Débit du STEU (D)	2 572 400	L/jour	Cette valeur est basée sur le 10 <sup>e</sup> centile de la distribution des volumes de dilution quotidiens pour les STEU secondaires et tertiaires associés aux installations utilisant des fluides d'usinage au Canada et suppose un facteur de dilution de 10; utilisée pour le calcul de la concentration de substance dans les biosolides ( $C_s$ ).

**Tableau C-16. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE pour les sols pour le scénario n° 3 : formulation de peintures et revêtements**

Variable	Valeur	Unité	Commentaires
Concentration de la substance dans les biosolides ( $C_s$ )	Entre 0 et 49	mg/kg ps	La $C_s$ est déterminée au moyen de l'équation suivante :  $C_s = \frac{Q_d * R_{sorption} * 10^{12}}{F * BP}$ <p>où <math>Q_s</math> (kg/jour) est la masse de substance rejetée quotidiennement dans le STEU, <math>E_{sorption}</math> la fraction de la substance éliminée par adsorption, D le débit du STEU retenu, en L/jour, et PB le taux de production de biosolides par litre d'eaux usées, en mg/L. Voir les valeurs indiquées ci-dessous et dans le tableau C-13.</p>
Masse de substance rejetée quotidiennement dans le STEU ( $Q_s$ )	0,025	kg/jour	$Q_s$ est calculé à partir de la quantité de substance rejetée annuellement à l'installation, multipliée par le facteur d'émission (provenant d'un scénario en milieu aquatique); valeur utilisée pour le calcul de la concentration de la substance dans les biosolides ( $C_s$ ).
Débit du STEU (D)	4 728 300	L/jour	Cette valeur est basée sur le 10 <sup>e</sup> centile de la distribution des volumes de dilution quotidiens pour les STEU secondaires et tertiaires associés à des installations de formulation de peinture et revêtements au

Variable	Valeur	Unité	Commentaires
			Canada et suppose un facteur de dilution de 10; utilisée pour le calcul de la concentration de substance dans les biosolides ( $C_s$ ).

**Tableau C-17. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE pour les sols pour le scénario n° 4 : formulation de produits pétroliers et gaziers**

Variable	Valeur	Unité	Commentaires additionnels
Concentration de la substance dans les biosolides ( $C_s$ )	0 - 424	mg/kg ps	La $C_s$ est déterminée au moyen de l'équation suivante :  $C_s = \frac{Q_d * R_{sorption} * 10^{12}}{F * BP}$ où $Q_s$ (kg/jour) est la masse de substance rejetée quotidiennement dans le STEU, $E_{sorption}$ la fraction de la substance éliminée par adsorption, D le débit du STEU retenu, en L/jour, et PB le taux de production de biosolides par litre d'eaux usées, en mg/L. Voir les valeurs indiquées ci-dessous et dans le tableau C-13.
Masse de substance rejetée quotidiennement dans le STEU ( $Q_s$ )	0,5	kg/jour	$Q_s$ est calculé à partir de la quantité de substance rejetée annuellement à l'installation, multipliée par le facteur d'émission (provenant d'un scénario en milieu aquatique); valeur utilisée pour le calcul de la concentration de la substance dans les biosolides ( $C_s$ ).
Débit du STEU (D)	2 269 700	L/jour	Cette valeur est basée sur le 10 <sup>e</sup> centile de la distribution des volumes de dilution quotidiens pour les STEU secondaires et tertiaires associés à diverses installations industrielles au Canada et suppose un facteur de dilution de 10; utilisée pour le calcul de la concentration de substance dans les biosolides ( $C_s$ ).

**Tableau C18. Résumé des hypothèses pour le calcul de la CEE pour les sols pour le scénario n° 6 : utilisation industrielle de peintures**

<b>Variable</b>	<b>Valeur</b>	<b>Unité</b>	<b>Commentaires</b>
Concentration de la substance dans les biosolides ( $C_s$ )	0 - 55	mg/kg ps	<p>La <math>C_s</math> est déterminée au moyen de l'équation suivante :</p> $C_s = \frac{Q_d * R_{sorption} * 10^{12}}{F * BP}$ <p>où <math>Q_s</math> (kg/jour) est la masse de substance rejetée quotidiennement dans le STEU, <math>E_{sorption}</math> la fraction de la substance éliminée par adsorption, D le débit du STEU retenu, en L/jour, et PB le taux de production de biosolides par litre d'eaux usées, en mg/L. Voir les valeurs indiquées ci-dessous et dans le tableau C-13.</p>
Masse de substance rejetée quotidiennement dans le STEU ( $Q_s$ )	0,25 – 0,31	kg/jour	$Q_s$ est calculé à partir de la quantité de substance rejetée annuellement à l'installation; valeur utilisée pour le calcul de la concentration de la substance dans les biosolides ( $C_s$ ).
Débit du STEU (D)	8 696 900	L/jour	Cette valeur est basée sur le volume de dilution quotidien utilisé dans le scénario en milieu aquatique et suppose un facteur de dilution de 10; utilisée pour le calcul de la concentration de la substance dans les biosolides ( $C_s$ ).

## **Annexe D. Approche de classification des risques écologiques des substances organiques (CRE)**

La CRE est une approche basée sur les risques qui tient compte de plusieurs paramètres liés au danger et à l'exposition et d'une pondération des différents éléments de preuve pour déterminer la classification du risque. Les différents éléments de preuve sont combinés pour distinguer les substances présentant une puissance faible ou élevée (danger) et un potentiel d'exposition faible ou élevé dans divers milieux. Une telle approche permet de réduire l'incertitude globale de la caractérisation du risque comparativement à une approche qui reposerait sur un paramètre unique dans un seul milieu (par exemple, la concentration létale médiane [CL<sub>50</sub>]). Dans cette section, les paragraphes suivants résument l'approche, qui est décrite en détail dans ECCC (2016a,b).

Les données sur les propriétés physico-chimiques, le devenir (les demi-vies chimiques dans divers milieux et biotes, les coefficients de partage et la bioconcentration dans les poissons), l'écotoxicité aiguë chez les poissons et le volume de substance importée ou produite au Canada proviennent de la littérature scientifique, de bases de données empiriques (par exemple Boîte à outils QSAR de l'OCDE 2014) et des réponses à des enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE, ou bien ont été produites à l'aide des modèles de type QSAR (relation quantitative structure-activité) et de devenir du bilan massique ou de bioaccumulation. Ces données ont été intégrées à d'autres modèles de bilan massique ou ont servi à définir les profils de danger et d'exposition de la substance.

Les profils de danger ont été principalement basés sur les paramètres liés au mode d'action toxique, à la réactivité chimique, aux seuils de toxicité interne induite par le réseau trophique, à la biodisponibilité et à l'activité biologique et chimique. Les profils d'exposition sont aussi basés sur plusieurs paramètres, dont les vitesses d'émission potentielles, la persistance globale et le potentiel de transport à grande distance. Les profils de danger et d'exposition ont été comparés aux critères de décision afin de classer les potentiels de danger et d'exposition de chaque substance organique comme faibles, modérés ou élevés. D'autres règles (par exemple, constance de la classification, marge d'exposition) ont été appliquées afin d'améliorer les classements préliminaires du danger et de l'exposition.

Une matrice de risque a été utilisée pour attribuer à chaque substance un risque faible, moyen ou élevé, basé sur les classements du danger et de l'exposition. Les classements du risque obtenus avec la CRE ont été vérifiés en suivant une approche en deux étapes. La première étape consistait à faire passer de modéré ou élevé à faible la classification du risque dans le cas des substances dont la vitesse d'émission estimée dans l'eau est faible après traitement des eaux usées, représentant un potentiel d'exposition faible. La deuxième étape consistait à examiner la classification

de faible potentiel de risque faible à l'aide de scénarios de risque à l'échelle locale relativement prudents (c'est-à-dire dans la zone entourant directement la source ponctuelle de rejet), conçus pour être protecteurs de l'environnement, afin de déterminer si le classement du risque devrait être revu à la hausse.

La CRE est basée sur une approche pondérée pour réduire au minimum tout surclassement ou sous-classement du danger, de l'exposition et du risque subséquent. Une description détaillée des approches équilibrées suivies pour traiter d'incertitudes est présentée dans ECCC (2016). Voici une description de deux des domaines d'incertitude les plus importants. Des valeurs de toxicité aiguë empiriques ou modélisées erronées pourraient entraîner des modifications du classement du danger, en particulier dans le cas des paramètres reposant sur des valeurs de résidus dans les tissus (c'est-à-dire mode d'action toxique), dont bon nombre sont des valeurs estimées à l'aide de modèles QSAR (boîte à outils QSAR de l'OCDE 2014). L'incidence d'une telle erreur est toutefois atténuée par le fait qu'une surestimation de la létalité médiane donnera lieu à une valeur prudente (protectrice) des résidus dans les tissus qui sera utilisée lors de l'analyse des résidus corporels critiques (RCC). L'erreur due à une sous-estimation de la toxicité aiguë sera atténuée par le recours à d'autres paramètres du danger tels que la structure associée au mode d'action, à la réactivité ou à l'affinité de liaison aux œstrogènes. Les changements ou les erreurs touchant les quantités chimiques pourraient donner lieu à un classement de l'exposition différent, puisque les classements de l'exposition et du risque sont très sensibles aux taux d'émission et aux quantités utilisées. Les résultats de la CRE illustrent donc l'exposition et le risque au Canada, d'après les quantités actuellement utilisées, et pourraient ne pas représenter les tendances futures.

## Annexe E. Expositions potentielles des humains à l'ADNNS, au DNNSCa et à l'ADNNS dans les milieux de l'environnement ou les aliments

**Tableau E-1. Absorption quotidienne estimée d'ADNNS et de DNNSCa ( $\mu\text{g}/\text{kg pc}/\text{jour}$ ) par divers groupe d'âge**

Voie d'exposition	0 à 5 mois, nourris au lait maternel <sup>a</sup>	6 à 11 mois <sup>b</sup>	1 an <sup>c</sup>	2 à 3 ans <sup>d</sup>	4 à 8 ans <sup>e</sup>	9 à 13 ans <sup>f</sup>	14 à 18 ans <sup>g</sup>	19 ans et plus <sup>h</sup>
Eau potable <sup>i</sup>	0,17	0,11	0,043	0,037	0,030	0,023	0,023	0,027
Aliments	S. o.	S. o.	S. o.	S. o.	S. o.	S. o.	S. o.	S. o.
Absorption totale	0,17 <sup>j</sup>	0,11	0,043	0,037	0,030	0,023	0,023	0,027

Abréviations : s. o., sans objet

<sup>a</sup> Supposé peser 6,3 kg (Santé Canada 2015) et boire 0,826 L d'eau par jour (Santé Canada 1998). Il est supposé que les nourrissons âgés de moins d'un an ne consomment de l'eau potable que dans les préparations pour nourrissons et que ceux nourris au sein ne consomment pas d'eau potable.

<sup>b</sup> Supposé peser 9,1 kg (Santé Canada 2015) et boire 0,764 L d'eau par jour (Santé Canada 1998). Il est supposé que les nourrissons âgés de moins d'un an ne consomment de l'eau potable que dans les préparations pour nourrissons et que ceux nourris au sein ne consomment pas d'eau potable.

<sup>c</sup> Supposé peser 11 kg (Santé Canada 2015) et boire 0,36 L d'eau par jour (Santé Canada 1998).

<sup>d</sup> Supposé peser 15 kg (Santé Canada 2015) et boire 0,43 L d'eau par jour (Santé Canada 1998).

<sup>e</sup> Supposé peser 23 kg (Santé Canada 2015) et boire 0,53 L d'eau par jour (Santé Canada 1998).

<sup>f</sup> Supposé peser 42 kg (Santé Canada 2015) et boire 0,74 L d'eau par jour (Santé Canada 1998).

<sup>g</sup> Supposé peser 62 kg (Santé Canada 2015) et boire 1,09 L d'eau par jour (Santé Canada 1998).

<sup>h</sup> Supposé peser 74 kg (Santé Canada 2015) et boire 1,53 L d'eau par jour (Santé Canada 1998).

<sup>i</sup> Une concentration maximale d'ADNNS et de DNNSCa de 1,3  $\mu\text{g}/\text{L}$  (ANS faiblement solubles) dans les eaux usées a été utilisée pour l'estimation de l'absorption de ces substances par l'intermédiaire de l'eau potable.

<sup>j</sup> Absorption totale maximale par toutes les voies d'exposition.

**Tableau E-2. Absorption quotidienne estimée d'ADNNS ( $\mu\text{g}/\text{kg pc}/\text{jour}$ ) par divers groupe d'âge**

Voie d'exposition	0 à 5 mois, nourris au lait maternel <sup>a</sup>	6 à 11 mois <sup>b</sup>	1 an <sup>c</sup>	2 à 3 ans <sup>d</sup>	4 à 8 ans <sup>e</sup>	9 à 13 ans <sup>f</sup>	14 à 18 ans <sup>g</sup>	19 ans et plus <sup>h</sup>
Eau potable <sup>i</sup>	25	16	6,2	5,4	4,4	3,3	3,3	3,9
Aliments	S. o.	S. o.	S. o.	S. o.	S. o.	S. o.	S. o.	S. o.
Absorption totale	25 <sup>j</sup>	16	6,2	5,4	4,4	3,3	3,3	3,9

Abréviations : s. o., sans objet

<sup>a</sup> Supposé peser 6,3 kg (Santé Canada 2015) et boire 0,826 L d'eau par jour (Santé Canada 1998). Il est supposé que les nourrissons âgés de moins d'un an ne consomment de l'eau potable que dans les préparations pour nourrissons et que ceux nourris au sein ne consomment pas d'eau potable.

<sup>b</sup> Supposé peser 9,1 kg (Santé Canada 2015) et boire 0,764 L d'eau par jour (Santé Canada 1998). Il est supposé que les nourrissons âgés de moins d'un an ne consomment de l'eau potable que dans les préparations pour nourrissons et que ceux nourris au sein ne consomment pas d'eau potable.

<sup>c</sup> Supposé peser 11 kg (Santé Canada 2015) et boire 0,36 L d'eau par jour (Santé Canada 1998).

<sup>d</sup> Supposé peser 15 kg (Santé Canada 2015) et boire 0,43 L d'eau par jour (Santé Canada 1998).

<sup>e</sup> Supposé peser 23 kg (Santé Canada 2015) et boire 0,53 L d'eau par jour (Santé Canada 1998).

<sup>f</sup> Supposé peser 42 kg (Santé Canada 2015) et boire 0,74 L d'eau par jour (Santé Canada 1998).

<sup>g</sup> Supposé peser 62 kg (Santé Canada 2015) et boire 1,09 L d'eau par jour (Santé Canada 1998).

<sup>h</sup> Supposé 74 kg (Santé Canada 2015) et boire 1,53 L d'eau par jour (Santé Canada, 1998).

<sup>i</sup> Une concentration maximale d'ADNNDs de 190 µg/L (ANS fortement solubles) dans les eaux usées a été utilisée pour l'estimation de l'absorption de ces substances par l'intermédiaire de l'eau potable.

<sup>j</sup> Absorption totale maximale par toutes les voies d'exposition.

## **Annexe F. Paramètres utilisés pour l'estimation de l'exposition humaine au DNNSCa due à l'utilisation d'un lubrifiant en aérosol à usage général**

L'exposition à un lubrifiant en aérosol à usage général contenant jusqu'à 5 % de DNNSCa a été estimée au moyen du modèle ConsExpo Web (ConsExpo Web 2016). Les hypothèses suivantes ont été faites : l'utilisateur était un adulte âgé de 19 ans ou plus, d'un poids corporel de 74 kg; vitesse d'inhalation de 15,1 m<sup>3</sup>/jour (Santé Canada 2015). Sauf indication contraire, les paramètres par défaut pour le modèle ConsExpo Web pour un lubrifiant pénétrant en pulvérisateur ont été choisis d'après la General Fact Sheet (RIVM 2014), la Cleaning Product Fact Sheet (RIVM 2018) et la documentation sur le modèle ConsExpo pour la pulvérisation (RIVM 2009). Il est supposé, d'une manière prudente, que l'absorption par inhalation et par voie cutanée est de 100 %.

**Tableau F-1. Paramètres et hypothèses d'exposition pour un lubrifiant en aérosol à usage général pour des scénarios d'exposition par inhalation et par voie cutanée**

<b>Scénario et voie d'exposition</b>	<b>Paramètres utilisés pour le modèle ConsExpo Web</b>
Lubrifiant en aérosol à usage général, inhalation	Modèle : exposition à la pulvérisation – pulvérisation  Durée de la pulvérisation : 10 secondes (d'après le mode d'emploi du fabricant du produit)



Scénario et voie d'exposition	Paramètres utilisés pour le modèle ConsExpo Web
	<p>Durée de l'exposition : 60 minutes (RIVM 2018)</p> <p>Fraction massique : 0,05 (FDS, 2018)</p> <p>Volume de la pièce : 34 m<sup>3</sup> (valeur par défaut pour un garage, RIVM 2014)</p> <p>Hauteur de la pièce : 2,5 m (RIVM 2014)</p> <p>Vitesse de ventilation : 1,5/h (valeur par défaut pour un garage, RIVM 2014)</p> <p>Vitesse de production massique : 1,5 g/s (pour le lubrifiant pénétrant dans une bombe aérosol, RIVM 2009)</p> <p>Fraction atmosphérique : 0,2 (RIVM, 2018)</p> <p>Masse volumique non volatile : 1,8 g/cm<sup>3</sup> (RIVM 2018)</p> <p>Diamètre maximal des particules inhalées : 15 µm (RIVM 2018)</p> <p>Type de distribution granulométrique des aérosols : log-normale (diamètre médian : 23,3 µm, coefficient de variation arithmétique : 1,3, diamètre maximal : 50 µm RIVM 2009)</p>
Lubrifiant en aérosol à usage général, voie cutanée	<p>Modèle : contact direct avec le produit – taux constant</p> <p>Surface exposée : 2185 cm<sup>2</sup> (mains et avant-bras; Statistique Canada 2004 et US EPA 2011)</p> <p>Fraction massique : 0,05 (SDS, 2018)</p>

<b>Scénario et voie d'exposition</b>	<b>Paramètres utilisés pour le modèle ConsExpo Web</b>
	Vitesse de contact : 100 mg/min (RIVM 2018)  Durée du rejet : 10 secondes (même durée que pour la pulvérisation)

## Annexe G. Tableau récapitulatif de la lecture croisée faite pour les paramètres d'effet sur la santé

Tableau G-1. Facteurs pris en compte pour les analogues de l'ADNNS, du DNNSCa et de l'ADNNS

Facteur pris en compte	Justification
1) Structure chimique. L'accent a été mis sur les analogues qui contenaient un cycle naphthalène, une ou plusieurs chaînes alkyles et un ou deux groupes sulfonates.	Les analogues qui ont une structure chimique similaire ou sont métabolisés par des voies similaires en produits de dégradation similaires devraient avoir des profils de toxicité similaires. Les analogues trouvés dont les métabolites toxiques connus ne devraient pas provenir de la métabolisation de la cible n'ont pas été pris en compte.
2) Métabolites similaires (prévus ou observés). En utilisant les modèles OASIS TIMES pour l'auto-oxydation et le métabolisme <i>in vivo</i> et <i>in vitro</i> chez le rat, les analogues et les substances d'intérêt ont tous produit des profils métaboliques similaires.	Les analogues qui ont une structure chimique similaire ou sont métabolisés par des voies similaires en produits de dégradation similaires devraient avoir des profils de toxicité similaires. Les analogues trouvés dont les métabolites toxiques connus ne devraient pas provenir de la métabolisation de la cible n'ont pas été pris en compte.
3) Propriétés physico-chimiques similaires. L'accent a été mis sur les structures chimiques dont la masse moléculaire, la solubilité dans l'eau et la pression de vapeur étaient similaires.	Les analogues qui ont des propriétés physico-chimiques similaires peuvent avoir des profils de toxicologie et une biodisponibilité similaires.
4) Disponibilité des données sur les effets sur la santé	Seuls les analogues disposant de données sur le danger de qualité suffisante et d'une couverture des voies et des durées d'exposition pertinentes dans le cadre des scénarios d'exposition ont été jugés applicables pour les besoins d'extrapolation.

**Tableau G-2. Tableau récapitulatif des effets sur la santé**

<b>Nom chimique</b>	<b>ADNNS</b>	<b>DNNSCa</b>	<b>ADNNS</b>
Toxicité aiguë <sup>a</sup> , b	DL <sub>50</sub> orale > 5 000 mg/kg pc  CL <sub>50</sub> inhalation > 200 mg/L  DL <sub>50</sub> cutanée > 2 000 mg/kg pc	DL <sub>50</sub> orale > 5 000 mg/kg pc  CL <sub>50</sub> inhalation > 18 mg/L  DL <sub>50</sub> cutanée > 20 000 mg/kg pc	DL <sub>50</sub> orale = 2 035 mg/kg pc  DL <sub>50</sub> cutanée > 1 100 mg/kg pc
Génotoxicité	Ames : négatif  [extrapolation à partir de l'ADANS riche en C <sub>9</sub> ]  TK : négatif  Ab. chr. : négatif  [extrapolation à partir du DANSBa riche en C <sub>9</sub> ]	Ames : négatif  TK : négatif  Ab. chr. : négatif  [extrapolation à partir du DANSBa riche en C <sub>9</sub> ]	Ames : négatif  [extrapolation à partir de l'ADANS riche en C <sub>9</sub> ]  TK : négatif  Ab. chr. : négatif  [extrapolation à partir du DANSBa riche en C <sub>9</sub> ]
Études d'exposition par voie orale à court terme	DSENO = 55 mg/kg pc/jour  [extrapolation à partir du DANSBa riche en C <sub>9</sub> – étude de toxicité sur la reproduction et le développement]	DSENO = 55 mg/kg pc/jour  [extrapolation à partir du DANSBa riche en C <sub>9</sub> – étude de toxicité sur la reproduction et le développement]	DSENO = 55 mg/kg pc/jour  [extrapolation à partir du DANSBa riche en C <sub>9</sub> – étude de toxicité sur la reproduction et le développement]
Études d'exposition subchronique par voie orale	DSENO = 100 mg/kg pc/jour	DSENO = 100 mg/kg pc/jour	DSENO = 100 mg/kg pc/jour

<b>Nom chimique</b>	<b>ADNNS</b>	<b>DNNSCa</b>	<b>ADNNSD</b>
	[extrapolation à partir du DANSCa riche en C <sub>9</sub> ]	[extrapolation à partir du DANSCa riche en C <sub>9</sub> ]	[extrapolation à partir du DANSCa riche en C <sub>9</sub> ]
Études de toxicité pour la reproduction et le développement par voie orale	DSENO = 165 mg/kg pc/jour  [extrapolation à partir du DANSBa riche en C <sub>9</sub> ]	DSENO = 165 mg/kg pc/jour  [extrapolation à partir du DANSBa riche en C <sub>9</sub> ]	DSENO = 165 mg/kg pc/jour  [extrapolation à partir du DANSBa riche en C <sub>9</sub> ]
<b>Cancérogénicité</b>	S. o.	S. o.	S. o.

Abréviations : DL<sub>50</sub>, la dose létale requise pour tuer 50 % de la population; CL<sub>50</sub>, la concentration létale requise pour tuer 50 % de la population; TK, tyrosine kinase; Ab. chr., aberration chromosomique

<sup>a</sup> US EPA 2012

<sup>b</sup> ECHA 2018a