



Mise à jour de l'ébauche de l'évaluation

Phénols ayant réagi avec du méthylstyrène

**Numéro d'enregistrement CAS
68512-30-1**

**Environnement et Changement climatique Canada
Santé Canada**

Janvier 2026

Résumé

En vertu de l'article 68 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) (LCPE), la ministre de l'Environnement et la ministre de la Santé ont procédé à l'évaluation des phénols ayant réagi avec du méthylstyrène (numéro d'enregistrement du Chemical Abstract Services [NE CAS] 68512-30-1), ci-après désignés par l'abréviation PMS.

Les PMS ont déjà été évalués en 2008, et les résultats ont été présentés dans le [Rapport final d'évaluation préalable sur les substances potentiellement toxiques](#). Comme aucune exposition des humains ou de l'environnement n'était attendue, d'après les données disponibles à l'époque, il avait été conclu que les PMS ne satisfaisaient à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE, car ils ne présentaient aucun risque pour les humains ou l'environnement. Toutefois, il a été déterminé qu'en raison de nouvelles activités, les PMS pourraient répondre aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE. Par conséquent, ces substances sont soumises aux dispositions relatives à une nouvelle activité (NAc) précisées au paragraphe 81(3) de la LCPE depuis 2008.

Depuis 2015, de multiples déclarations de nouvelle activité (NAc) ont été reçues en réponse aux dispositions relatives aux NAc pour les PMS. Dans ces déclarations, on n'indiquait pas l'intention de fabriquer ces substances au Canada, mais les importations totales déclarées se situaient dans la plage de 10 000 à 100 000 kg par année. La principale utilisation proposée de ces substances, mentionnée dans ces déclarations, était dans les peintures et les revêtements destinés aux navires et aux gros équipements. Les résultats de l'évaluation des déclarations de NAc permettent de croire que les rejets de PMS peuvent présenter un risque pour l'environnement. Étant donné que l'utilisation de ces substances semble croître au Canada, il a été déterminé que leur risque pour l'environnement et la santé humaine devrait être évalué de façon plus approfondie dans le cadre d'une évaluation. Une ébauche de rapport d'évaluation des PMS a été publiée en novembre 2021 pour une consultation publique de 60 jours. Depuis, la LCPE a été modifiée et une mise à jour de l'ébauche d'évaluation des PMS a été publiée pour tenir compte de certaines modifications apportées à la Loi.

Les PMS sont un groupe de substances organiques de composition inconnue ou variable, de produits de réaction complexes ou de matières biologiques (UVCB), qui consistent en produits de réaction d'oligomérisation et d'alkylation du 2-phénylpropène (monomère C9) et du phénol. Les composants les plus importants des PMS devraient être un phénol comportant 1 à 3 constituants de méthylstyrène, ainsi que des dimères et trimères du monomère C9. Les proportions de ces composants peuvent varier dans les PMS fabriqués commercialement sous le même NE CAS. Les PMS importés au Canada ont trois composants principaux : le phénol monométhylstyréné et le phénol diméthylstyréné et les dimères du monomère C9.

D'après les données empiriques et les prévisions des modèles, deux importants composants des PMS (phénol monométhylstyréné et dimères du monomère C9) ne devraient pas se dégrader rapidement dans l'environnement. Le 2,4-bis(2-phénylpropan-2-yl)phénol et les dimères du monomère C9 devraient également s'accumuler dans les organismes. Les données empiriques sur les effets semblent indiquer que les trois principaux composants peuvent causer des effets nocifs pour les organismes aquatiques à de faibles concentrations d'exposition. Certains composants sont également associés à une activité œstrogénique endocrine et à des effets endocriniens sur les organismes. L'exposition environnementale associée aux utilisations déclarées était prévue, d'après les données présentées dans les déclarations de NAc. Les résultats de la caractérisation des risques environnementaux dus aux PMS indiquent que les rejets de ces substances provenant des utilisations déclarées peuvent présenter un risque pour les organismes aquatiques.

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

La population générale n'est pas directement exposée aux PMS par leur utilisation dans des applications industrielles. Toutefois, les substances peuvent être rejetées dans les eaux de surface et la population générale peut être exposée par la consommation d'eau potable. Une comparaison de l'exposition estimée aux PMS par l'eau potable et des concentrations entraînant un effet critique donne lieu à des marges d'exposition qui sont jugées suffisantes pour tenir compte des incertitudes dans les bases de données sur les effets sur la santé et sur l'exposition.

L'évaluation des risques pour la santé humaine a pris en considération les groupes de personnes au sein de la population canadienne qui pourraient, en raison d'une susceptibilité accrue ou d'une exposition accrue, être plus à risque que la population générale de subir des effets nocifs pour la santé. Les personnes vivant à proximité d'industries rejetant des PMS pourraient être davantage exposées. Les nourrissons sont le sous-groupe de la population le plus exposé aux PMS, étant donné la quantité d'eau potable qu'ils ingèrent relativement à leur poids corporel. Aucun sous-groupe de la population n'a été trouvé plus vulnérable aux effets des PMS.

À la lumière des renseignements contenus dans la présente mise à jour de l'ébauche d'évaluation, il est proposé de conclure que les PMS ne satisfont pas aux critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en

une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il est donc proposé de conclure que les PMS satisfont à au moins un des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Il a également été proposé que les PMS satisfont aux critères énoncés à l'alinéa 77(3)a) d'une substance qui pourrait avoir un effet nocif à long terme pour l'environnement. Les PMS sont intrinsèquement toxiques pour les organismes autres que les humains, sont persistants et bioaccumulables, conformément au *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE, leur présence dans l'environnement découle principalement d'activités humaines et ils ne sont pas des substances inorganiques ni des radionucléides présents dans la nature.

Table des matières

Résumé	i
Liste des tableaux	v
1. Introduction	1
2. Identité des substances	2
2.1 Choix des analogues et utilisation de modèles fondés sur les relations quantitatives structure-activité	5
3. Propriétés physiques et chimiques	6
4. Sources et utilisations	8
5. Rejets dans l'environnement	9
6. Devenir et comportement dans l'environnement	9
6.1 Distribution dans l'environnement	9
6.2 Persistance dans l'environnement	11
6.3 Potentiel de bioaccumulation	16
7. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement	18
7.1 Évaluation des effets sur l'environnement	18
7.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement	22
7.3 Caractérisation des risques pour l'environnement	26
8. Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine	31
8.1 Évaluation de l'exposition	31
8.2 Évaluation des effets sur la santé	32
8.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine	33
8.4 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine	33
9. Conclusion	34
Bibliographie	35
Annexe A. Évaluation de l'exposition environnementale : Résumé des hypothèses 38	
Annexe B. Ingestion quotidienne estimée d'après l'exposition orale des humains aux PMS	40

Liste des tableaux

Tableau 2-1. Identité des principaux composants des PMS à un, deux ou trois méthylstyrènes	3
Tableau 2-2. Identité des dimères du monomère C9 dans les PMS	4
Tableau 2-3. Identité des trimères du monomère C9 dans les PMS	4
Tableau 2-4. Composition des principaux composants des PMS	5
Tableau 2-5. Disponibilité des données obtenues par extrapolation utilisées pour éclairer les divers paramètres évalués dans la présente évaluation*	6
Tableau 3-1. Valeurs expérimentales des propriétés physiques et chimiques des PMS	6
Tableau 3-2. Propriétés physiques et chimiques du phénol monométhylstyréné (n° CAS 599-64-4)	7
Tableau 3-3. Propriétés physiques et chimiques du phénol diméthylstyréné (n° CAS 2772-45-4)	7
Tableau 3-4. Propriétés physiques et chimiques d'un dimère du monomère C9 (n° CAS 6362-80-7)	8
Tableau 6-1. Résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III pour les principaux composants des PMS, en cas de rejet dans l'eau	10
Tableau 6-2. Résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III pour les principaux composants des PMS, en cas de rejet dans le sol	10
Tableau 6-3. Données empiriques sur la dégradation des PMS et de certains de leurs composants	11
Tableau 6-4. Prédictions des modèles du potentiel de biodégradation de principaux composants des PMS	15
Tableau 6-54. Prévisions du potentiel de transport à grande distance (PTGD)	16
Tableau 7-1. Données sur la toxicité aquatique des PMS (n° CAS 68512-30-1)	18
Tableau 7-2. Données sur la toxicité aquatique du phénol monométhylstyréné (n° CAS 599-64-4)	19
Tableau 7-3. Données sur la toxicité aquatique du phénol distyréné (Brooke et coll. 2009)	20
Tableau 7-4. Données sur la toxicité aquatique d'un dimère du monomère C9 (n° CAS 6362-80-7) (ECHA c2007-2023)	21
Tableau 7-5. CESE en milieu aquatique pour les principaux composants des PMS	21
Tableau 7-6. Principaux composants des PMS et leur taux d'élimination par les STEU25	
Tableau 7-7. CEE pour les principaux composants des PMS associés aux utilisations déclarées	26
Tableau 7-8. Analyse des quotients de risque pour les utilisations déclarées	27
Tableau 7-9. Pondération des principaux éléments de preuve pris en compte pour déterminer le potentiel des PMS de causer des effets nocifs pour l'environnement canadien	28
Tableau 8-1. Sources d'incertitudes de la caractérisation des risques	34

1. Introduction

En vertu de l'article 68 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) (LCPE) (Canada 1999), les ministres de l'Environnement et de la Santé ont procédé à l'évaluation des phénols ayant réagi avec du méthylstyrène (numéro au registre du CAS 68512-30-1), ci-après désignés par l'abréviation PMS, pour déterminer si ces substances présentent ou peuvent présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine.

Les PMS ont déjà été évalués et les résultats présentés dans le [Rapport final d'évaluation préalable sur les substances potentiellement toxiques](#) (Canada 2008a). Ces substances ont été examinées dans cette évaluation préalable antérieure, car leur évaluation avait été jugée hautement prioritaire parce qu'elles répondaient aux critères de catégorisation (ECCC, SC [modifié en 2017]). Les données recueillies au moyen de l'avis émis conformément à l'article 71 de la LCPE (Canada 2006) n'ont révélé aucune activité industrielle (importation ou fabrication) de ces substances au Canada dépassant le seuil de déclaration de 100 kg pour l'année de déclaration 2005. Étant donné qu'il n'y a pas eu d'exposition de la population générale ou de l'environnement, il avait été conclu que les substances ne répondaient à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE, car elles ne présentaient aucun risque pour les humains ou l'environnement (Canada 2008a). Cependant, compte tenu des caractéristiques de ces substances, c'est-à-dire leur persistance, leur potentiel de bioaccumulation et leur toxicité intrinsèque pour les organismes non humains (PBTi), il devenait préoccupant que de nouvelles activités, qui n'ont pu être déterminées ni évaluées, puissent faire en sorte que les substances répondent aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE. Par conséquent, ces substances ont été soumises aux dispositions relatives à une nouvelle activité (NAc) précisées au paragraphe 81(3) de la LCPE depuis 2008 (Canada 2008b).

Depuis 2015, de multiples déclarations de nouvelle activité (NAc) ont été reçues en réponse aux dispositions relatives aux NAc appliquées aux PMS. Dans ces déclarations, on n'indiquait pas l'intention de fabriquer ces substances au Canada, mais les importations totales déclarées étaient de l'ordre de 10 000 à 100 000 kg par année. La principale utilisation proposée des substances, précisée dans ces déclarations, était dans les peintures et les revêtements destinés aux navires et aux gros équipements. Les résultats de l'évaluation des déclarations de NAc permettent de croire que les rejets de PMS peuvent présenter un risque pour l'environnement. Étant donné que l'utilisation de ces substances semble croître au Canada, il a été déterminé que leur risque pour l'environnement et la santé humaine devrait être évalué de façon plus approfondie dans le cadre d'une évaluation, conformément à l'article 68 de la Loi.

Une évaluation des PMS a été publiée en novembre 2021 et soumise à une consultation publique de 60 jours (Canada 2021). Les données pertinentes recensées dans la littérature jusqu'en juin 2024 et les données fournies par les parties intéressées,

notamment celles issues des déclarations de NAc et de la consultation publique, ont été prises en compte dans la mise à jour de l'ébauche du rapport d'évaluation.

Cette mise à jour de l'ébauche du rapport d'évaluation par le personnel du Programme d'évaluation des risques de la LCPE d'Environnement et Changement climatique Canada et de Santé Canada. Le volet environnemental de la présente évaluation a fait l'objet d'un examen externe. Des commentaires sur les volets techniques concernant l'environnement ont été reçus de M^{me} Valérie Langlois de l'Institut national de la recherche scientifique et de M^{me} Connie Gaudet. Bien que ces commentaires de l'extérieur aient été pris en compte, Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada restent responsables du contenu final et des conclusions de l'évaluation.

L'évaluation est axée sur les données essentielles permettant de déterminer si les substances satisfont aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE en tenant compte des données scientifiques, notamment celles sur les sous-groupes de la population pouvant être davantage sensibles ou exposés, le cas échéant, et les effets cumulatifs¹, et en s'appuyant sur une approche fondée sur le poids de la preuve et le principe de précaution². La présente mise à jour de l'ébauche du rapport d'évaluation contient des renseignements et éléments critiques sur lesquels repose la conclusion proposée.

2. Identité des substances

Aux fins de l'évaluation, ces substances sont désignées par l'abréviation PMS (phénols ayant réagi avec du méthylstyrène).

Les PMS sont des substances organiques de composition inconnue ou variable, des produits de réaction complexe et des matières biologiques (UVCB). Les UVCB ne sont pas des mélanges intentionnels de substances distinctes et sont considérées comme une seule substance. La complexité et la variabilité de leur composition peuvent les rendre difficiles à caractériser de manière complète et systématique.

¹ Prendre en compte les effets cumulatifs conformément à la LCPE pourrait nécessiter une analyse, une caractérisation et une quantification des risques combinés pour la santé ou l'environnement associés à l'exposition à plusieurs substances chimiques.

² Pour déterminer si un ou plusieurs des critères de l'article 64 de la LCPE sont satisfaits, on se fonde sur une évaluation des risques pour l'environnement et/ou la santé humaine associés à l'exposition dans l'environnement général. Pour les humains, ces expositions découlent de la présence des substances, notamment dans l'air ambiant, dont l'air intérieur, l'eau potable, les aliments et les produits de consommation. Une conclusion faite dans le cadre de la LCPE n'est pas pertinente pour une évaluation des critères de risque précisés dans le *Règlement sur les matières dangereuses* faisant partie du Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au travail (SIMDUT) englobant l'utilisation, la manipulation et le stockage sur le lieu de travail ni n'empêche une telle évaluation. Une telle conclusion n'empêche pas non plus la tenue d'une telle évaluation. De même, une conclusion basée sur les critères de l'article 64 de la LCPE n'empêche pas de prendre des mesures en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

Les PMS sont constitués de produits de réaction d'oligomérisation et d'alkylation du 2-phénylpropène (monomère C9) et du phénol. Les principaux composants des PMS sont le 4-(α,α -diméthylbenzyl)phénol, le 2,4-bis(1-méthyl-1-phényléthyl)phénol et le 2,4,6-tris(1-méthyl-1-phényléthyl)phénol (tableau 2-1), ainsi que les dimères (tableau 2-2) et les trimères du monomère C9 (tableau 2-3). Les dimères et les trimères ne contiennent pas de groupe hydroxyle (-OH).

Tableau 2-1. Identité des principaux composants des PMS à un, deux ou trois méthylstyrènes

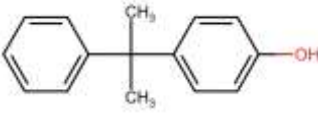
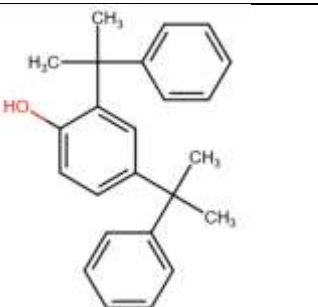
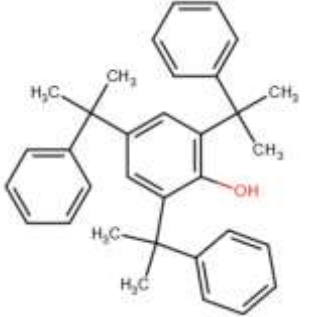
N° CAS	Nom chimique sur la LIS	Nom commun	Structure chimique
599-64-4	4-(α,α -Diméthylbenzyl)phénol	4-(2-Phénylpropan-2-yl)phénol (ou phénol monostyréné)	
2772-45-4	2,4-Bis(1-méthyl-1-phényléthyl)phénol	2,4-bis(2-Phénylpropan-2-yl)phénol (ou phénol distyréné)	
30748-85-7	2,4,6-Tris(1-méthyl-1-phényléthyl)phénol	2,4,6-tris(2-phénylpropan-2-yl)phénol (ou phénol tristyrené)	

Tableau 2-2. Identité des dimères du monomère C9 dans les PMS

N° CAS	Nom chimique	Structure chimique
3910-35-8	2,3-Dihydro-1,3,3-triméthyl-1-phényl-1H-indène	
6258-73-7	1,1'-(4-Méthylpent-2-èn-2,4-diyl)dibenzène	
6362-80-7	1,1'-(4-Méthyl-1-pent-1-èn-2,4-diyl)dibenzène	

Tableau 2-3. Identité des trimères du monomère C9 dans les PMS

N° CAS	Nom chimique	Structure chimique
19303-34-5	1,1',1''-(3,5-Diméthylhex-2-èn-2,3,5-triyl)tribenzène	
41906-71-2	2,3-Dihydro-1,3-diméthyl-1-phényl-3-(2-méthyl-2-phénylpropyl)-	
62604-62-0	1,1',1''-(4,6-Diméthylhept-1-èn-2,4,6-triyl)tribenzène	

Les proportions relatives des phénols à un, deux ou trois méthylstyrènes et des dimères/trimères du monomère C9 (sans -OH) varient dans les substances fabriquées commercialement inscrites au même n° CAS. D'après les données fournies par les déclarants ayant présenté des déclarations de NAc (ECCC 2025) et les renseignements

disponibles sur quelques produits commerciaux de ce n° CAS sur le marché mondial (ECHA c2007-2023), les principaux composants des PMS importés au Canada sont le phénol monométhylstyréné et le phénol diméthylstyréné et les dimères du monomère C9, tandis que le 2,4,6-tris(2-phénylpropan-2-yl)phénol et les trimères du monomère C9 sont présents en de très faibles concentrations. Par conséquent, l'évaluation des risques environnementaux s'est concentrée sur les principaux composants des PMS, à savoir le phénol monométhylstyréné et le phénol diméthylstyréné et les dimères du monomère C9 (voir le tableau 2-4).

Tableau 2-4. Composition des principaux composants des PMS

Composant	Proportion dans les PMS (%)
Phénol monométhylstyréné	3,5-21
Phénol diméthylstyréné	10-50
Dimères du monomère C9	31-50

Pour évaluer une substance UVCB, son devenir, son comportement et sa toxicité peuvent être prédits à l'aide de ses constituants représentatifs (Salvito et coll. 2020). L'évaluation du risque pour l'environnement est axée sur les principaux composants des PMS, soit le phénol monométhylstyréné, le phénol diméthylstyréné et les dimères du monomère C9 (tableau 2-4). Le nom précis et le n° CAS d'un composant recensé des PMS sont utilisés lorsque les données sont applicables ou pertinentes concernant ce composant. Les données propres à ce composant, ainsi que celles de la substance UVCB, servent ensuite à alimenter l'évaluation de la substance dans son ensemble.

2.1 Choix des analogues et utilisation de modèles fondés sur les relations quantitatives structure-activité

Les résultats des modèles de relations quantitatives structure-activité ([Q]SAR) et une extrapolation faisant appel à des données de substances analogues ont été utilisés, le cas échéant, pour éclairer la partie environnementale de l'évaluation du risque. Ainsi, on a déterminé l'applicabilité des modèles (Q)SAR au cas par cas. Les données déduites à partir d'analogues et les modèles (Q)SAR choisis pour éclairer les évaluations des effets des PMS sur la santé humaine et l'environnement sont décrits de façon plus exhaustive dans les sections pertinentes du présent rapport d'évaluation.

Dans le présent rapport, le phénol styréné (n° CAS 61788-4-1) a été recensé comme analogue structurel. Le phénol styréné est également une substance UVCB qui comprend des composants mono-, di- et tristyrenés. Sa structure chimique représentative est illustrée à la figure 2-1. Les données pertinentes pour chaque composant de cette substance UVCB analogue sont utilisées pour évaluer le composant correspondant dans les PMS dans la présente évaluation, comme il est indiqué dans le Tableau 2-5, qui présente les données disponibles par extrapolation pour les divers paramètres.

Tableau 2-5. Disponibilité des données obtenues par extrapolation utilisées pour éclairer les divers paramètres évalués dans la présente évaluation*

N° CAS	Nom dans la LIS	Utilisation	Données sur les propriétés physico-chimiques	Données sur le devenir	Données d'écotoxicité
61788-44-1	Phénol styréné	Oui	Oui	Oui	Oui

* Seules les données propres aux composants ont été utilisées pour l'extrapolation.

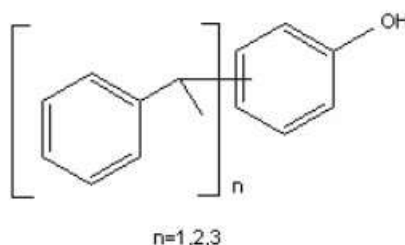


Figure 2-1. Structure chimique représentative de la substance analogue, le phénol styréné (n° CAS 61788-44-1)

3. Propriétés physiques et chimiques

Les données empiriques sur les propriétés physiques et chimiques des PMS sont limitées et les données disponibles sont présentées en synthèse dans le Tableau 3-1.

Tableau 3-1. Valeurs expérimentales des propriétés physiques et chimiques des PMS

Propriété	Valeur ^a	Références clés
Point de fusion (°C)	-14 (à 1 013 hPa)	ECHA c2007-2023
Point d'ébullition (°C)	≥ 300 (à 1 013 hPa)	ECHA c2007-2023
Pression de vapeur (Pa)	0,03 – 0,056 (à 20 °C)	ECHA c2007-2023
Pression de vapeur (Pa)	0,05 – 0,09 (à 25 °C)	ECHA c2007-2023
Solubilité dans l'eau (mg/L)	0,5-7 mg COt/L (à 20 °C à 21,5 °C et à pH 8)	ECHA c2007-2023

Abréviation : COt = carbone organique total.

^a Cette valeur est empirique.

Les propriétés physiques et chimiques des principaux composants des PMS [phénol monométhylstyréné, phénol diméthylstyréné et dimères du monomère C9] sont présentées dans les tableaux 3-2 à 3-4. Lorsque les données expérimentales pour une propriété donnée d'un composant des PMS étaient limitées ou manquantes, une extrapolation des données de l'analogue correspondant au composant UVCB (indiqué dans le tableau 3-3) a été effectuée. Dans certains cas, on a utilisé des modèles (Q)SAR pour générer les valeurs prévues.

Tableau 3-2. Propriétés physiques et chimiques du phénol monométhylstyréné (n° CAS 599-64-4)

Propriété	Valeur ^a	Références clés
Point de fusion (°C)	74-76	EPI Suite c2000-2012
Point d'ébullition (°C)	335	EPI Suite c2000-2012
Pression de vapeur (Pa)	0,007 92	EPI Suite c2000-2012
Constante de la loi d'Henry (Pa·m ³ /mol)	0,023 (valeur calculée ^b)	Sans objet
Solubilité dans l'eau (mg/L)	72 au pH = 6-7	ECHA c2007-2023
Log K _{oe} (sans dimension)	3,7 à 23 °C et au pH = 5,3	ECHA c2007-2023
log K _{co} (sans dimension)	3,4	ECHA c2007-2023
Log K _{oa} (sans dimension)	9,14 (valeur modélisée avec une valeur log K _{oe} = 3,7)	EPI Suite c2000-2012
pK _a (sans dimension)	10,0 ± 0,4 (valeur modélisée)	ACD/Percepta c1997-2012

Abréviations : K_{oe} = coefficient de partage octanol-eau; K_{co} = coefficient de partage carbone organique-eau; K_{oa} = coefficient de partage octanol-air; pK_a = constante de dissociation acide.

^a Les valeurs sont des mesures empiriques à la température normale, sauf indication contraire.

^b La constante de la loi d'Henry est calculée comme suit : pression de vapeur × masse moléculaire ÷ solubilité dans l'eau.

Tableau 3-3. Propriétés physiques et chimiques du phénol diméthylstyréné (n° CAS 2772-45-4)

Propriété	Valeur ^a	Références clés
Point de fusion (°C)	172 (valeur modélisée)	EPI Suite c2000-2012
Point d'ébullition (°C)	436 (valeur modélisée)	EPI Suite c2000-2012
Pression de vapeur (Pa)	7,78×10 ⁻⁸	EPI Suite c2000-2012
Constante de la loi d'Henry (Pa·m ³ /mol)	1,12×10 ⁻⁴ (valeur calculée ^b)	Sans objet
Solubilité dans l'eau (mg/L)	0,665 (extrapolation des données du phénol distyréné)	Brooke et coll. 2009
Log K _{oe} (sans dimension)	6,2 (extrapolation des données du phénol distyréné)	Brooke et coll. 2009
log K _{co} (sans dimension)	4,52 (valeur modélisée, d'après une valeur log K _{oe} = 6,2)	EPI Suite c2000-2012
Log K _{oa} (sans dimension)	12,45 (valeur modélisée, d'après une valeur log K _{oe} = 6,2)	EPI Suite c2000-2012

Propriété	Valeur ^a	Références clés
pK _a (sans dimension)	10,0 ± 0,4 (valeur modélisée)	ACD/Percepta c1997-2012

Abréviations : K_{oe} = coefficient de partage octanol-eau; K_{co} = coefficient de partage carbone organique-eau; K_{oa} = coefficient de partage octanol-air; pK_a = constante de dissociation acide.

^a La valeur est la valeur obtenue empiriquement à température normale, à moins d'indication contraire.

^b La constante de la loi d'Henry est calculée comme suit : (pression de vapeur × masse moléculaire) ÷ solubilité dans l'eau.

Tableau 3-4. Propriétés physiques et chimiques d'un dimère du monomère C9 (n° CAS 6362-80-7)

Propriété	Valeur ^a	Références clés
Point de fusion (°C)	67,0	ECHA c2007-2023
Point d'ébullition (°C)	312,1	ECHA c2007-2023
Pression de vapeur (Pa)	0,063	ECHA c2007-2023
Constante de la loi d'Henry (Pa·m ³ /mol)	64,7 (valeur calculée ^b)	Sans objet
Solubilité dans l'eau (mg/L)	0,23	ECHA c2007-2023
Log K _{oe} (sans dimension)	6,2	ECHA c2007-2023
log K _{co} (sans dimension)	4,82	ECHA c2007-2023
Log K _{oa} (sans dimension)	7,68 (valeur modélisée, d'après une valeur log K _{oe} = 6,2)	EPI Suite c2000-2012
pK _a (sans dimension)	Aucune valeur prévue	Sans objet

Abréviations : K_{oe} = coefficient de partage octanol-eau; K_{co} = coefficient de partage carbone organique-eau; K_{oa} = coefficient de partage octanol-air; pK_a = constante de dissociation acide.

^a La valeur est la valeur obtenue empiriquement à température normale, à moins d'indication contraire.

^b La constante de la loi d'Henry est calculée comme suit : pression de vapeur × masse moléculaire ÷ solubilité dans l'eau.

4. Sources et utilisations

Les PMS ont fait l'objet d'un avis émis en 2006 conformément à l'article 71 de la LCPE (Canada 2008a). Il n'y a eu aucune déclaration de fabrication ou d'importation de ces substances au Canada en quantités ayant dépassé le seuil de déclaration de 100 kg pour l'année civile 2005.

En réponse aux dispositions relatives aux NAc concernant ces substances (Canada 2008b), les parties intéressées ont présenté à partir de 2015 plusieurs déclarations de NAc et ont déclaré des importations prévues de ces substances dans des peintures et des revêtements au Canada, en une quantité totale comprise entre 10 000 et 100 000 kg de PMS par année. Il n'y a pas eu de déclaration de fabrication de ces substances au-delà du seuil de déclaration de 100 kg au Canada.

Les déclarants ont indiqué que les PMS étaient présents au Canada dans des peintures et des revêtements pour les navires et les gros équipements.

En outre, on sait que les PMS sont utilisés ailleurs dans le monde comme résine synthétique et dans les adhésifs, les produits d'étanchéité, les revêtements, les encres d'imprimerie et les articles en caoutchouc (SDS 2019). Ils sont également utilisés comme intermédiaires dans la formation d'additifs et de mélanges de carburant et dans la production de polymères (ECHA c2007-2023). Dans les pays nordiques (SPIN c2017), les quantités d'utilisation déclarées étaient comprises entre 100 000 et 1 000 000 kg par an entre 2010 et 2016, et supérieures à 1 000 000 kg en 2017. Les principales applications comprenaient leurs utilisations dans le traitement anticorrosion des surfaces, les peintures, les laques et les vernis, les adhésifs et les matériaux de construction (SPIN c2017).

D'après les renseignements concernant l'utilisation de l'analogue UVCB, le phénol styréné (Brooke et coll. 2009) et quelques autres analogues structurels indiqués dans le Programme des substances nouvelles, les PMS pourraient également être utilisés comme antioxydant dans le caoutchouc ou comme réactif pour produire des agents de surface polymères.

5. Rejets dans l'environnement

En général, les rejets ponctuels devraient se produire à différents stades du cycle de vie d'une substance, y compris lors de la fabrication, de la formulation, de l'utilisation et de l'élimination. La présente évaluation est axée sur l'utilisation de produits contenant des PMS en grande quantité ou en milieu non confiné, car il n'y aurait pas de fabrication ou formulation avec des PMS au Canada, selon nos renseignements. L'eau devrait être le principal milieu récepteur.

La présente évaluation ne traite pas de l'élimination des préparations commerciales contenant des PMS, car ces substances sont liées de manière covalente aux matrices polymères des peintures et des revêtements qui durcissent après l'application. Le rejet des substances est peu probable une fois ces peintures et revêtements durcis éliminés. En ce qui concerne les pièces métalliques et équipements enduits de ces substances, ces substances devraient être détruites, lors du recyclage au moyen de procédés métallurgiques à haute température.

6. Devenir et comportement dans l'environnement

6.1 Distribution dans l'environnement

Le devenir dans l'environnement d'une substance décrit le processus par lequel elle se déplace et est transformée dans l'environnement après avoir été rejetée d'une source. L'analyse du devenir présentée ci-dessous vise à déterminer les proportions relatives (répartition) d'une substance entre les différents milieux environnementaux dans un milieu donné. Elle vise à cerner les milieux dans lesquels la substance sera le plus abondante, de sorte à permettre la sélection de ces milieux pour les calculs du rejet et de l'exposition fournis à la section 7.2. C'est pourquoi les quantités rejetées ne sont ni

requisés ni estimées aux fins de l'analyse du devenir. Étant donné que les PMS sont des substances UVCB constituées de plusieurs composants, s'ils sont rejetés dans l'environnement, chaque composant se répartira séparément dans les milieux environnementaux. Par conséquent, la répartition des PMS dans l'environnement est caractérisée par la répartition de leurs composants.

D'après les propriétés physiques et chimiques de chaque composant principal, on a prévu leur répartition dans l'environnement à l'aide d'un modèle de fugacité de niveau III (New EQC 2011), en formulant l'hypothèse que les rejets sont en régime permanent dans l'eau ou le sol. On ne s'attend pas à ce qu'il y ait des rejets directs importants de PMS dans l'air. Le modèle EQC de niveau III fait l'hypothèse que les conditions sont hors d'équilibre entre les milieux naturels, mais qu'elles sont à l'équilibre dans chaque milieu. Les résultats représentent les effets nets de la répartition chimique, du transport entre les milieux et de la perte par advection (hors de la région modélisée), ainsi que des processus de dégradation/transformation, c'est-à-dire la répartition relative en régime permanent dans les milieux environnementaux physiques. Les résultats sont présentés en synthèse dans les tableaux 6-1 et 6-2.

Tableau 6-1. Résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III pour les principaux composants des PMS, en cas de rejet dans l'eau

Composant	Répartition dans l'air (%)	Répartition dans l'eau (%)	Répartition dans le sol (%)	Répartition dans les sédiments (%)
4-(2-phénylpropan-2-yl) phénol	Négligeable	84	Négligeable	16
2,4-bis(2-phénylpropan-2-yl) phénol	Négligeable	26	Négligeable	74
Dimères du monomère C9	Négligeable	6	Négligeable	94

Tableau 6-2. Résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III pour les principaux composants des PMS, en cas de rejet dans le sol

Composant	Répartition dans l'air (%)	Répartition dans l'eau (%)	Répartition dans le sol (%)	Répartition dans les sédiments (%)
4-(2-phénylpropan-2-yl) phénol	Négligeable	0,4	99,6	0,1
2,4-bis(2-phénylpropan-2-yl) phénol	Négligeable	Négligeable	99,9	0,1
Dimères du monomère C9	Négligeable	Négligeable	99,9	0,1

Lorsqu'ils sont rejetés dans l'eau (tableau 6-1), les principaux composants des PMS devraient principalement rester dans l'eau ou s'adsorber sur les sédiments. Le rapport de répartition entre ces deux milieux varie pour chaque composant en fonction de sa

solubilité dans l'eau et du coefficient de partage du carbone organique. La volatilisation à partir des eaux de surface devrait être négligeable.

En cas de rejet dans le sol (tableau 6-2), tous les principaux composants des PMS devraient demeurer dans ce milieu. La volatilisation depuis la surface des sols jusque dans l'air ainsi que la répartition depuis le sol jusque dans l'eau devraient être faibles ou négligeables.

6.2 Persistance dans l'environnement

6.2.1 Dégradation dans l'environnement

Des données empiriques sur la dégradation des PMS et de certains de leurs composants ont été recensées (ECHA c2007-2023) et sont présentées en synthèse dans le tableau 6-3.

Tableau 6-3. Données empiriques sur la dégradation des PMS et de certains de leurs composants

Nom de la substance (n° CAS)	Processus de devenir	Inoculum et méthode d'essai	Données de dégradation	Référence
PMS (68512-30-1)	Biodégradation (biodégradabilité facile)	Boues activées, non adaptées Ligne directrice 310 de l'OCDE et Ligne directrice n° 14593 de l'ISO	Dégradation en 28 j = 4 % (augmentation du CO ₂)	ECHA c2007–2023
phénol monométhylstyréné (599-64-4)	Hydrolyse	Ligne directrice 111 de l'OCDE	L'étendue de l'hydrolyse apparente à 50,0 °C était de -4, 0,1 et 5 % aux pH 4, 7 et 9, respectivement.	ECHA c2007–2023
phénol monométhylstyréné (599-64-4)	Biodégradation (biodégradabilité facile)	Boues activées, non adaptées	Dégradation en 28 jours = 0,1 % (consommation d'O ₂)	ECHA c2007–2023

Nom de la substance (n° CAS)	Processus de devenir	Inoculum et méthode d'essai	Données de dégradation	Référence
		Ligne directrice 301D de l'OCDE		
phénol monométhylstyréné (599-64-4)	Biodégradation dans l'eau : test de détection	Non précisés	Dégradation en 28 jours = 0 % (DBO) Dégradation en 28 jours = 7 % (HPLC)	J-CHECK c2010–
phénol monométhylstyréné (599-64-4)	Biodégradation (biodégradabilité facile)	Boues activées, domestiques, non adaptées et milieu minéral Ligne directrice 302B de l'OCDE	Dégradation en 28 jours = 90 % (augmentation du CO ₂) ^a	ECHA c2007–2023
Dimères du monomère C9 (3910-35-8)	Biodégradation dans l'eau : essai de simulation	En conditions aérobies Eau douce Ligne directrice 309 de l'OCDE	TD ₅₀ = 542 j à 12 °C et 1 µg/L TD ₅₀ = 205 j à 12 °C et 10 µg/L	ECHA c2007–2023
Dimères du monomère C9 (6362-80-7)	Hydrolyse	Ligne directrice 111 de l'OCDE	La substance à l'essai est restée à au moins 90 % après l'essai sur 5 j à 50 °C et aux pH 4, 7 et 9. Sa demi-vie à 25 °C est estimée à plus d'un an	ECHA c2007–2023
Dimères du monomère C9 (6362-80-7)	Biodégradation (biodégradabilité facile)	Boues activées, non adaptées	Dégradation en 28 jours = 0 % (DBO)	ECHA c2007–2023; J-CHECK c2010–

Nom de la substance (n° CAS)	Processus de devenir	Inoculum et méthode d'essai	Données de dégradation	Référence
		Ligne directrice 301C de l'OCDE	Dégradation en 28 jours = 3 % (CLHP)	
Dimères du monomère C9 (6362-80-7)	Biodégradation (biodégradabilité facile)	Boues activées, non adaptées Méthode d'essai de nouvelles substances chimiques	Dégradation en 28 jours = 0 % (élimination du carbone organique dissous, consommation d'O ₂ , CLHP) Aucune biodégradation n'a été observée dans les conditions d'essai.	J-CHECK c2010–
Dimères du monomère C9 (6362-80-7)	Biodégradation (biodégradabilité intrinsèque)	Boues activées et microorganismes, milieu minéral Ligne directrice 302C de l'OCDE	Dégradation en 28 jours = 65 % (consommation d'O ₂) Dégradation en 28 jours = 82 % (analyse chimique)	ECHA c2007–2023

Abréviations : DBO, demande biologique en oxygène, HPLC, chromatographie en phase liquide à haute performance

^a D'après l'ECHA (c2007–2023), la fiabilité de cette étude n'était pas transférable, en raison de l'incohérence des résultats avec ceux des études de biodégradation d'une substance similaire.

Deux études d'hydrolyse recensées dans la base de données de l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA) ont conclu que les deux principaux composants des PMS, soit le phénol monométhylstyréné et les dimères du monomère C9, sont stables dans l'eau (ne s'hydrolysent pas). Quatre études de biodégradabilité facile répertoriées dans la base de données de l'ECHA indiquent que les PMS et leurs deux principaux composants, soit le phénol monométhylstyréné et les dimères du monomère C9, ne devraient pas subir une biodégradation facile (tableau 6-3). Une étude de biodégradation facile, menée avec le principal composant phénol monométhylstyréné,

semble indiquer que la substance se biodégrade, mais le recours à un milieu minéral, dans cette étude, pourrait avoir favorisé la biodégradation. Dans l'ensemble, le résultat de cette étude ne concorde pas avec le poids de la preuve d'autres études de biodégradation facile réalisées avec les PMS et ses composants.

Dans une étude de biodégradation intrinsèque, on a constaté qu'il y avait une certaine biodégradation d'un dimère du monomère C9 (n° CAS 6362-80-7). D'après le rapport de l'étude, un mélange de microorganismes et un volume de milieu minéral ont été ajoutés à l'inoculum, ce qui peut faciliter le processus de biodégradation par acclimatation (ECHA c2007–2023). Puisque les résultats d'études sans acclimatation sont plus utiles pour l'extrapolation aux conditions environnementales, comme les eaux de surface, car ils sont généralement applicables à ces conditions, les résultats de l'étude de biodégradation intrinsèque sont jugés non applicables directement pour déterminer le potentiel de biodégradation de la substance à l'essai.

En outre, les outils (Q)SAR, CATALOGIC 301C (2014) et BIOWIN5/6 (EPI SUITE c2000–2012) ont également servi à déterminer le potentiel de dégradation dans l'environnement des PMS et de ses principaux composants. Tous les composants modélisés étaient dans le domaine de chaque modèle (Q)SAR. Les résultats de la modélisation sont présentés en synthèse au tableau 6-4. Les prédictions obtenues de CATALOGIC indiquent que deux principaux composants des PMS, soit le phénol monométhylstyréné et un dimère du monomère C9, ne sont pas biodégradables facilement. Celles de BIOWIN indiquent que les trois principaux composants ne sont pas biodégradable facilement.

Tableau 6-4. Prédictions des modèles du potentiel de biodégradation de principaux composants des PMS

Composant	Modèle et résultats	Référence
phénol monométhylstyréné	CATALOGIC 301C DBO = 19 % (inférieure au seuil de 20 % pour la biodégradation primaire)	CATALOGIC 2014
phénol monométhylstyréné	BIOWIN5 = 0,29 BIOWIN 6 = 0,17 (inférieure au seuil de 0,5 pour la biodégradation facile)	EPI Suite c2000–2012
phénol diméthylstyréné	CATALOGIC 301C DBO = 20 %	CATALOGIC 2014
phénol diméthylstyréné	BIOWIN5 = 0,04 BIOWIN 6 = 0,02 (inférieure au seuil de 0,5 pour la biodégradation facile)	EPI Suite c2000–2012
Dimères du monomère C9 (n° CAS 6362-80-7)	CATALOGIC 301C DBO = 3 % (inférieure au seuil de 20 % pour la biodégradation primaire)	CATALOGIC 2014
Dimères du monomère C9 (n° CAS 6362-80-7)	BIOWIN5 = 0,22 BIOWIN 6 = 0,10 (inférieure au seuil de 0,5 pour la biodégradation facile)	EPI Suite c2000–2012

Abréviation : DBO, demande biologique en oxygène

6.2.2 Potentiel de transport à grande distance dans l'air

Le potentiel de transport à grande distance (PTGD) a été estimé à l'aide du logiciel TaPL3 (2003) et de l'outil d'évaluation préliminaire Pov/LRTP de l'OCDE (2009). Les résultats sont présentés dans le tableau 6-4. Les distances de parcours caractéristiques (DPC) prévues par les deux modèles pour les principaux composants des PMS sont inférieures aux valeurs limites définies pour les modèles, ce qui semble indiquer un faible potentiel de transport à grande distance pour ces substances.

Tableau 6-55. Prévisions du potentiel de transport à grande distance (PTGD)

Composant	DPC ^a (km) prévue par TaPL3	DPC ^a (km) prévue par l'outil Pov/LRTP de l'OCDE	Potentiel de transport à grande distance ^b
phénol monométhylstyréné	58	477	Faible
2,4-bis(2-phénylpropan-2-yl)phénol	37	770	Faible
Dimères du monomère C9	42-244	154-245	Faible

^a Abréviation : DPC = distance de parcours caractéristique.

^b Des valeurs différentes ont été définies par les modèles associés au PTGD. Dans le logiciel TaPL3, les valeurs seuil de la DPC sont < 700 km pour un faible PTGD, de 700 à 2 000 km pour un PTGD modéré et > 2 000 km pour un PTGD élevé. Pour les valeurs obtenues avec l'outil d'évaluation préliminaire Pov/LRTP de l'OCDE, la valeur seuil associée au PTGD est de 5 098 km.

D'après les données empiriques disponibles et les prévisions des modèles, les principaux composants des PMS (le phénol monométhylstyréné et les dimères du monomère C9) et la substance UVCB elle-même devraient persister dans l'environnement. On s'attend à ce que les trois composants des PMS aient un faible PTGD dans l'air.

6.3 Potentiel de bioaccumulation

Le composant phénol monométhylstyréné des PMS est considérablement plus soluble dans l'eau que les autres composants principaux (phénol diméthylstyréné et dimères du monomère C9) des PMS. La valeur log K_{oe} du phénol monométhylstyréné est modérée et sa biodisponibilité dans l'eau est élevée. Par conséquent, le facteur de bioconcentration (FBC) est utilisé pour caractériser la bioaccumulation de ce composant. Pour ce qui est du phénol diméthylstyréné et des dimères du monomère C9 qui possèdent une valeur log K_{oe} élevée (6,2) et une faible solubilité dans l'eau, il devient important de tenir compte de l'exposition par les aliments, en plus de l'absorption par l'eau. Par conséquent, le facteur de bioaccumulation (FBA) est jugé plus approprié pour caractériser le potentiel de bioaccumulation de ces composants, car il représente l'apport par les aliments.

Certaines données empiriques sur la bioaccumulation ont été trouvées (voir le tableau 6-5). Un FBC mesuré de 60 à 190 L/kg poids humide pour l'organisme entier, dans le cas du phénol monométhylstyréné, a été rapporté dans une étude de 60 jours sur *Cyprinus carpio* (J-CHECK c2010-). La plage des FBC mesurés, variant de 427 à 4 410 L/kg, pour un dimère du monomère C9 (n° CAS 6362-80-7) a été déterminée dans une étude de 60 jours chez le même organisme aquatique (*C. carpio*) (ECHA c2007-2023).

Des modèles ont été utilisés pour produire des estimations du FBC et du FBA pour tous les principaux composants des PMS, soit en l'absence de données empiriques, soit à titre de données supplémentaires (tableau 6-6).

Tableau 6-6. FBC et FBA pour les principaux composants des PMS

Composant	Type de données (expérimentales ou modélisées)	Paramètre et valeur	Référence
phénol monométhylstyréné	Expérimentales	FBC = 60-190 L/kg	ECHA c2007-2023
phénol monométhylstyréné	Modélisées	FBC = 279,9 L/kg (mi-trophique)	EPI Suite c2000-2012
phénol monométhylstyréné	Modélisées	FBA = 281,7 L/kg (mi-trophique)	EPI Suite c2000-2012
phénol monométhylstyréné	Modélisées	FBC (valeur corrigée) = 53,70 L/kg	Modèle de base des FBC dans OASIS CATALOGIC 2014
phénol diméthylstyréné	Modélisées	FBC = 976,6 L/kg (mi-trophique)	EPI Suite c2000-2012
phénol diméthylstyréné	Modélisées	FBA = 11 860 L/kg (mi-trophique)	EPI Suite c2000-2012
phénol diméthylstyréné	Modélisées	FBC (valeur corrigée) = 489,78 L/kg	Modèle de base des FBC dans OASIS CATALOGIC 2014
Dimères du monomère C9	Expérimentales	FBC = 427-4 410 L/kg	ECHA c2007-2023
Dimères du monomère C9	Modélisées	FBC = 2 362-3 333 L/kg (mi-trophique)	EPI Suite c2000-2012
Dimères du monomère C9	Modélisées	FBA = 15 560-45 710 L/kg (mi-trophique)	EPI Suite c2000-2012
Dimères du monomère C9	Modélisées	FBC (valeur corrigée) = 4 466,84-12 589,25 L/kg	Modèle de base des FBC dans OASIS CATALOGIC 2014
Dimères du monomère C9	Expérimentales	FBM = 0,07	ECHA c2007-2023

Abréviations : FBC = facteur de bioconcentration; FBA = facteur de bioaccumulation; FBM = facteur de bioamplification.

D'après les données empiriques et les prévisions des modèles, et compte tenu des données obtenues par extrapolation des données de l'analogue UVCB, un des composants des PMS (le phénol monométhylstyréné) affiche un potentiel de bioaccumulation faible dans les organismes. Cependant, chez les deux autres principaux composants des PMS (le phénol diméthylstyréné et les dimères du monomère C9), le potentiel de bioaccumulation dans les organismes est élevé. Étant donné que le phénol diméthylstyréné et les dimères du monomère C9 forment une

partie importante de la composition des PMS, on s'attend à ce que les PMS s'accumulent de manière importante dans les organismes.

7. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

7.1 Évaluation des effets sur l'environnement

7.1.1 Mode ou mécanisme d'action

D'après les données probantes, le mode d'action du 4-(2-phénylpropan-2-yl)phénol (n° CAS 599-64-4) et du 2,4-bis(2-phénylpropan-2-yl)phénol (n° CAS 2772-45-4) serait à médiation endocrinienne, vu les réactions œstrogéniques observées dans divers systèmes d'essai (CoRAP 2014; Terasaki et coll. 2005; Matsushima et coll. 2008; Sanseverino et coll. 2009; Ogawa et coll. 2006; Okuda et coll. 2011; Biggers et Laufer 2004). En outre, une activité œstrogénique par induction du biomarqueur vitellogénine a été observée chez des poissons après une exposition aux PMS. Dans une étude de 14 jours, des poissons (*Pimephales promelas*) ont été exposés aux PMS par les aliments (500 µg/g en poids humide) (ECHA c2007-2023). La vitellogénine a été mesurée dans le sang des poissons aux jours 0, 7 et 14 suivant l'exposition. Les résultats ont indiqué une augmentation de la vitellogénine chez les poissons mâles traités par rapport aux témoins, mais aucun effet n'a été observé chez les femelles (ECHA c2007-2023).

Ogawa et coll. (2006) ont également rapporté une activité œstrogénique associée à un dimère du monomère C9 (n° CAS 6362-80-7) et l'ont trouvée semblable à celle du bisphénol A. Les deux autres dimères du monomère C9 (n°s CAS 3910-35-8 et 6258-73-7) n'ont pas été inclus dans l'étude (Ogawa et coll. 2006).

7.1.2 Effets sur les organismes aquatiques

Des données empiriques sur la toxicité ont été trouvées pour les PMS et sont présentées en synthèse au tableau 7-1.

Tableau 7-1. Données sur la toxicité aquatique des PMS (n° CAS 68512-30-1)

Organisme (espèce, si précisée)	Méthode d'essai	Critère d'effet et résultat (mg/L)	Référence
Poissons (<i>Danio rerio</i>)	Ligne directrice 203 de l'OCDE	TCL ₅₀ 96 h = 25,8 mg COt/L	ECHA c2007-2023
Invertébrés aquatiques (<i>Daphnia magna</i>)	Ligne directrice 202 de l'OCDE	CE ₅₀ 48 h, au-dessus de la solubilité dans l'eau ^a (extrapolation à partir des données du phénol styréné)	Brooke et coll. 2009

Organisme (espèce, si précisée)	Méthode d'essai	Critère d'effet et résultat (mg/L)	Référence
Poisson	Non précisée	CL ₅₀ 14 j = 3,8 mg/L CSEO 14 j = 1,9 mg/L (extrapolation à partir des données du phénol styréné)	J-CHECK c2010–

Abréviations : TCL₅₀ = taux de charge d'une substance (partiellement soluble dans l'eau) qui, estime-t-on, est létale pour 50 % des organismes d'essai; CE₅₀ = concentration efficace d'une substance qui, estime-t-on, cause certains effets sublétaux sur 50 % des organismes d'essai; CL₅₀ = concentration létale médiane; CSEO = concentration sans effet observé; COT = carbone organique total.

^a La substance d'essai était composée à 20 % de phénol distyréné et à 80 % de phénol tristyréné.

Des données empiriques sur la toxicité ont également été trouvées pour trois principaux composants des PMS et leurs analogues. Ces données sont présentées en synthèse dans les tableaux 7-2 à 7-4. Elles indiquent que les trois principaux composants présentent une toxicité modérée à élevée pour les organismes aquatiques.

Tableau 7-2. Données sur la toxicité aquatique du phénol monométhylstyréné (n° CAS 599-64-4)

Organisme (espèce, si précisée)	Méthode d'essai	Paramètre et résultat (mg/L)	Référence
Poissons (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	Ligne directrice 203 de l'OCDE	CL ₅₀ 24-96 h = 0,9	ECHA c2007-2023
Poissons (<i>Oryzias latipes</i>)	Non précisée	CL ₅₀ 96 h = 1,6	J-CHECK c2010-
Poissons	Non précisée	CL ₅₀ 96 h = 1,2	J-CHECK c2010-
Invertébrés (<i>Daphnia magna</i>)	Ligne directrice 202 de l'OCDE	CE ₅₀ 48 h = 0,9	ECHA c2007-2023
Invertébrés	Non précisée	CE ₅₀ 48 h = 1,7	J-CHECK c2010-
Algues (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Ligne directrice 201 de l'OCDE	CE ₅₀ 72 h = 1,4 (valeur mesurée) (taux de croissance)	ECHA c2007-2023
Algues (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Ligne directrice 201 de l'OCDE	CSEO 72 h = 0,9 (valeur estimée) (taux de croissance)	ECHA c2007-2023
Algues	Non précisée	CE ₅₀ 72 h = 1,4 (taux de croissance)	J-CHECK c2010-
Algues	Non précisée	CSEO 72 h = 0,33 (taux de croissance)	J-CHECK c2010-
Algues	Non précisée	CE ₅₀ 72 h = 0,60 (aire sous les courbes de croissance)	J-CHECK c2010-

Organisme (espèce, si précisée)	Méthode d'essai	Paramètre et résultat (mg/L)	Référence
Algues	Non précisée	CSEO 72 h = 0,33 (aire sous les courbes de croissance)	J-CHECK c2010-

Abréviations : CE₅₀ = concentration efficace d'une substance qui, estime-t-on, cause certains effets sublétaux chez 50 % des organismes d'essai; CL₅₀ = concentration létale médiane; CSEO = concentration sans effet observé.

Il y a peu de données empiriques pour le phénol diméthylstyréné. Par conséquent, on a utilisé en extrapolation les données de l'analogue (phénol distyréné) pour caractériser ses effets sur les organismes aquatiques (voir le tableau 7-3).

Tableau 7-3. Données sur la toxicité aquatique du phénol distyréné (Brooke et coll. 2009)

Organisme	Méthode d'essai	Paramètre et résultat (mg/L)
Poissons (<i>Oryzias latipes</i>)	Non précisée	CL ₅₀ 96 h = 5,6
Invertébré aquatique (<i>Daphnia magna</i>)	Non précisée	CE ₅₀ 48 h = 4,6
Poissons (<i>Oryzias latipes</i>)	Non précisée	CL ₅₀ 14 j = 3,8
Poissons (<i>Oryzias latipes</i>)	Non précisée	CSEO 14 j = 1,9
Invertébré aquatique (<i>Daphnia magna</i>)	203 de l'OCDE	CSEO 21 j = 0,115 (reproduction et immobilisation des parents)
Invertébré aquatique (<i>Daphnia magna</i>)	Non précisée	CE ₅₀ 21 j = 1,5 (reproduction)
Invertébré aquatique (<i>Daphnia magna</i>)	Non précisée	CSEO 21 j = 0,2 (reproduction)

Abréviations : CE₅₀ = concentration d'une substance qui, estime-t-on, cause certains effets sublétaux chez 50 % des organismes d'essai; CL₅₀ = concentration létale médiane; CSEO = concentration sans effet observé.

Les données empiriques sur la toxicité d'un dimère du monomère C9 sont présentées en synthèse dans le tableau 7-4.

Tableau 7-4. Données sur la toxicité aquatique d'un dimère du monomère C9 (n° CAS 6362-80-7) (ECHA c2007-2023)

Organisme	Méthode d'essai	Critère d'effet et résultat (mg/L)
Poissons (<i>Oryzias latipes</i>)	Méthodes japonaises d'essai des nouvelles substances chimiques	CL ₅₀ 96 h > 0,092
Invertébrés (<i>Daphnia magna</i>)	Méthodes japonaises d'essai des nouvelles substances chimiques	CE ₅₀ 48 h = 0,057
Algues (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Méthodes japonaises d'essai des nouvelles substances chimiques	CSEO 72 h > 0,059

Abréviations : CE₅₀ = concentration d'une substance qui, estime-t-on, cause certains effets sublétaux chez 50 % des organismes d'essai; CL₅₀ = concentration létale médiane; CSEO = concentration sans effet observé.

7.1.3 Concentration estimée sans effet dans le milieu aquatique

Les concentrations estimées sans effet (CESE) ont été établies à partir des valeurs critiques de toxicité (VCT) ajustées selon un facteur d'évaluation (FE) (voir le tableau 7-5); pour de plus amples précisions sur l'approche, veuillez consulter Okonski et coll. (2021). Les CESE en milieu aquatique ont été calculées pour les principaux composants des PMS, c'est-à-dire le phénol monométhylstyréné et le phénol diméthylstyréné et les dimères du monomère C9 (tableau 7-5).

Tableau 7-5. CESE en milieu aquatique pour les principaux composants des PMS

Composant	VCT ^a (mg/L)	FE ^b	FES ^c	Fsv ^d	FMA ^e	CESE en milieu aquatique (µg/L ^f)
phénol monométhylstyréné	Poissons (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) CL ₅₀ 96 h = 0,9 mg/L	100	10	2 (données empiriques pour 5 espèces rangées dans 3 catégories d'organismes)	5	9
phénol diméthylstyréné	Invertébré aquatique (<i>Daphnia magna</i>) CSEO 21 j = 0,115 mg/L	100	1	50 (données empiriques pour 1 espèce rangée dans 1 catégorie d'organismes)	2 ^g	1,2

Composant	VCT ^a (mg/L)	FE ^b	FES ^c	Fsv ^d	FMA ^e	CESE en milieu aquatique (µg/L ^f)
	(reproduction et immobilisation des parents) (extrapolation du phénol distyréné)					
Dimères du monomère C9	Invertébré aquatique (<i>Daphnia magna</i>) CE ₅₀ 48 h = 0,057 mg/L	250	10	5 (données empiriques pour 3 espèces rangées dans 3 catégories d'organismes)	5	0,23

Abréviations : CE₅₀ = concentration d'une substance qui, estime-t-on, cause certains effets sublétaux chez 50 % des organismes d'essai; CL₅₀ = concentration létale médiane; CSEO = concentration sans effet observé.

^a Valeur critique de toxicité (VCT) : valeur d'un critère d'effet relevé dans une étude fiable et pertinente sur la toxicité, et jugée représentative du niveau potentiel d'effets nocifs dans l'ensemble de données disponible.

^b Le facteur d'évaluation (FE) tient compte de la normalisation du critère d'effet (FES), de la variation entre les espèces (Fsv) et du mode d'action (FMA), comme suit : $FE = FES \times Fsv \times FMA$.

^c Le facteur de normalisation des critères d'effet (FES) tient compte de l'extrapolation des valeurs de l'exposition à court terme aux valeurs de l'exposition à long terme, de la mortalité due aux effets sublétaux et des effets moyens aux effets faibles.

^d Le facteur de variation entre les espèces (Fsv) tient compte du nombre d'organismes différents pour lesquels des données empiriques sont disponibles dans l'ensemble de données.

^e Le facteur du mode d'action (FMA) est appliqué pour tenir compte d'un mode d'action non narcotique connu ou présumé que possède une substance. Une valeur plus élevée du facteur FMA est appliquée aux substances dont le mode d'action n'est pas exprimé dans les données de toxicité aiguë lorsque des données de toxicité chronique ne sont pas disponibles pour une substance.

^f Aux fins de la caractérisation des risques, la CESE en milieu aquatique est exprimée en µg/L.

^g Il est à noter que le phénol diméthylstyréné possède un mode d'action à médiation endocrinienne. Étant donné que des données de toxicité chronique ont été choisies comme VCT, on estime que le mode d'action spécifique a été bien exprimé dans l'étude de toxicité chronique. Par conséquent, un FMA de 2 (au lieu de 5) a été choisi pour l'extrapolation de la CESE en milieu aquatique.

7.1.4 Effets sur les organismes dans les milieux autres que le milieu aquatique

En ce qui concerne les milieux autres que le milieu aquatique (sol et sédiments), aucune donnée empirique n'a été trouvée pour les substances en question ou l'analogue UVCB.

7.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement

Les PMS n'ont fait l'objet d'aucune surveillance ni d'aucun suivi au Canada. Par conséquent, faute de données de surveillance, l'exposition à ces substances dans

l'environnement canadien a été caractérisée au moyen de scénarios élaborés en fonction de ses utilisations et des quantités employées, comme indiqué ci-dessous.

7.2.1 Détermination des scénarios d'exposition

Comme l'indiquent les déclarations de NAc, les PMS sont importés au Canada pour de multiples applications industrielles. Ces applications comprennent l'application de revêtements protecteurs pour l'entretien courant des navires et lors de la fabrication des gros équipements. Deux scénarios d'exposition ont été élaborés pour ces applications : 1) application d'un revêtement protecteur sur les navires et 2) application d'un revêtement sur les gros équipements industriels. Ces scénarios ont été utilisés pour caractériser le risque associé aux PMS dans l'environnement. Des détails sur ces deux scénarios sont présentés à la section 7.2.3 et à l'annexe A.

Il est à noter qu'il existe d'autres utilisations connues des PMS dans le monde, décrites à la section 4, qui pourraient ultérieurement entraîner une exposition si ces utilisations devaient être déclarées au Canada.

7.2.2 Méthode de calcul de la concentration estimée dans l'environnement (eaux de surface)

La concentration estimée dans l'environnement (CEE) dans les eaux de surface est calculée pour représenter l'exposition environnementale qui pourrait découler soit de rejets directs dans les eaux réceptrices, comme lors des travaux courants de revêtement d'entretien sur les navires, soit de rejets indirects de substances présentes dans les effluents de traitement des eaux usées provenant des applications industrielles et de la fabrication d'équipements. L'introduction directe dans les eaux réceptrices repose sur l'hypothèse que les embruns de pulvérisation peuvent dériver hors du site ou dans les eaux de surface à proximité lorsque la peinture est appliquée sur les navires (OCDE 2009). À l'inverse, les lieux d'applications industrielles sont généralement confinés, et la peinture « perdue » termine souvent sa route dans les systèmes de traitement des eaux usées.

Les principaux facteurs pris en compte dans le calcul de la CEE sont les valeurs estimatives de la quantité de rejets quotidiens et des volumes quotidiens d'eau de dilution. La CEE ainsi calculée représente la concentration d'exposition près du point de rejet des PMS dans les eaux réceptrices.

$$CEE = \frac{10^9 \times Q \times X \times E \times (1 - R)}{N \times V}$$

Où : CEE = concentration estimée dans l'environnement, c'est-à-dire dans les eaux réceptrices près du point de rejet, en µg/L

10^9 = facteur de conversion des kg en µg; en µg/kg

Q = quantité annuelle de PMS utilisée à une installation donnée; kg/an

X = proportion d'un composant principal des PMS; fraction

E = facteur de rejet dans les eaux ou les eaux usées; fraction

R = taux d'élimination par le traitement; fraction

N = nombre de jours de rejets associés aux PMS par année; jours/année

V = volume quotidien d'eau de dilution; L/j.

Pour les scénarios autres que l'application de revêtement d'entretien courant des navires, on calcule les volumes quotidiens de dilution en multipliant le débit des effluents du système de traitement des eaux usées (STEU) ou celui de l'installation déversant ses effluents directement dans un plan d'eau récepteur par le facteur de dilution de ce plan d'eau. Dans la plupart des cas, les CEE aquatiques ont été calculées en utilisant un facteur de dilution basé sur la valeur de débit faible représentée par le 10^e centile du débit du plan d'eau récepteur, plafonné à un facteur de dilution maximal de 10. L'approche utilisée pour déterminer les volumes quotidiens de dilution pour les revêtements d'entretien courant sur les navires est décrite à la section 7.2.3 ci-dessous.

Les PMS consistent principalement en trois composants principaux (phénol monométhylstyréné, phénol diméthylstyréné et dimères du monomère C9) (ECHA c2007-2017; ECCC 2018), mais dans des proportions quelque peu variables (voir le tableau 7-6). Pour choisir ces proportions pour le calcul des CEE, on accorde un poids plus important au composant le plus dangereux. Plus précisément, l'extrémité supérieure de la plage de valeurs (50 %) a été attribuée aux dimères du monomère C9 qui présentent la toxicité la plus élevée parmi les trois composants principaux. Une proportion relativement élevée (40 %) est attribuée au phénol diméthylstyréné et une valeur près de la moyenne (10 %) au phénol monométhylstyréné, représentant respectivement leur toxicité modérée et faible parmi les trois principaux composants. Ces proportions garantissent que la toxicité de chaque composant principal est suffisamment prise en compte dans l'estimation de l'exposition, de façon à protéger les organismes aquatiques.

L'élimination des principaux composants des PMS dans les STEU a été estimée à l'aide du programme SimpleTreat 3.1 (2003), et les résultats sont présentés dans le tableau 7-6. Dans les STEU associés aux applications industrielles recensées, on a supposé que la nature du traitement était principalement biologique (traitement secondaire ou lagunaire). On a donc supposé que le traitement est de type biologique pour tous les calculs. Les valeurs estimatives de l'élimination présentées en synthèse au tableau 7-6 ne tiennent pas compte du traitement des eaux usées sur place qu'auraient pu utiliser les installations industrielles avant leur rejet dans les égouts. Aussi, l'efficacité de ce traitement des eaux usées sur place devrait varier d'une installation à l'autre sur le plan de l'élimination des composants des PMS, et il pourrait y

avoir également des cas où il n'y a aucune élimination. Par conséquent, les résultats sur l'exposition, sans tenir compte du traitement des eaux sur place, représentent un scénario réaliste de la pire éventualité.

Tableau 7-6. Principaux composants des PMS et leur taux d'élimination par les STEU

Composant	Proportion dans les PMS (%)	Pondération (X) choisie pour le calcul de l'exposition (%)	Taux de traitement des eaux usées (R)
phénol monométhylstyréné	3,5-21	10	0,172
phénol diméthylstyréné	10-50	40	0,873
Dimères du monomère C9	31-50	50	0,873

Pour ce qui est des travaux courants de revêtement d'entretien des navires, on s'attend à ce que les rejets de PMS pénètrent dans les eaux de surface directement, sans être traités.

D'autres paramètres, dont la quantité utilisée (Q), le coefficient d'émission dans les eaux usées (E), le nombre de jours annuels d'exploitation (N) et le volume d'eau de dilution (V) varient selon l'activité. La détermination de ces valeurs est décrite pour chaque scénario dans les sections suivantes.

Le coefficient d'émission dans les eaux ou les eaux usées (E) représente la fraction d'un composant des PMS rejeté dans l'eau (introduction directe dans les eaux réceptrices) ou les eaux usées (introduction indirecte dans les eaux réceptrices) par les embruns de pulvérisation. Comme les rejets par les embruns de pulvérisation devraient se disperser dans les eaux ou les eaux usées, les composants des PMS qu'ils contiennent sont également présents dans le système aqueux. Ce scénario diffère de celui où une pellicule de polymère réticulé se forme après le séchage de la peinture contenant des PMS appliquée à un substrat, où les composants des PMS sont emprisonnés dans la pellicule et deviennent immobiles. Divers procédés, comme la formulation d'une préparation de peinture et le traitement du substrat en surface, peuvent influencer sur la quantité rejetée. Le coefficient d'émission permet d'avoir une estimation nette des rejets dont ces procédés tiennent compte.

7.2.3 Scénarios d'exposition

Comme il est précisé dans les déclarations de NAc, les peintures et les revêtements contenant des PMS sont utilisés pour la réparation et l'entretien de navires (ECCC 2025). Ces peintures et revêtements peuvent être appliqués lorsque les navires sont en mouvement ou à quai. Lorsque les navires sont en mouvement, les rejets sont dilués par un grand volume d'eau sur la trajectoire du navire en mouvement. Par conséquent, les concentrations environnementales devraient être faibles et ne sont pas quantifiées ici. La CEE n'est calculée que dans le cas de l'application d'un revêtement extérieur sur

les navires qui sont à quai. Pour ce calcul, on suppose que V est égal au volume d'eau déplacé le jour où le navire s'éloigne du quai. Ce volume est le volume de déplacement sous la ligne de flottaison du navire. Pour cette approximation, on a choisi une taille de navire type (224 m de longueur, 28 m de largeur et 7 m de profondeur sous la ligne de flottaison) (CruiseMapper 2018). Aux fins de l'évaluation, on a supposé que toute la quantité utilisée en un an était appliquée en un seul jour. Cette hypothèse donne une estimation de l'exposition qui repose sur le scénario réaliste de la pire éventualité.

D'après les données fournies dans les déclarations, les PMS sont également présents dans les revêtements qui sont appliqués sur les gros équipements en quantités assez élevées (10 000 à 100 000 kg/an) (ECCC 2025). Les hypothèses utilisées dans les calculs sont présentées à l'annexe A. Grâce à ces renseignements et aux hypothèses formulées, les CEE associées à ces utilisations déclarées ont été déterminées et sont présentées en synthèse dans le tableau 7-7.

Tableau 7-7. CEE pour les principaux composants des PMS associés aux utilisations déclarées

Scénario	CEE du phénol monométhylstyréné (µg/L)	CEE du phénol diméthylstyréné (µg/L)	CEE du dimère du monomère C9 (µg/L)
Revêtement de protection et d'entretien des navires à quai	1,4	5,5	6,8
Revêtement industriel de gros équipements	5,8	5,0	6,2

7.3 Caractérisation des risques pour l'environnement

L'approche adoptée dans la présente évaluation des risques pour l'environnement consistait à examiner les données de l'évaluation et à appliquer une approche fondée sur le poids de la preuve et le principe de précaution afin de proposer une conclusion. Des données probantes ont été rassemblées pour déterminer le degré de nocivité des PMS dans l'environnement canadien. Des données probantes secondaires ou indirectes ont été prises en compte, notamment sur la classification des dangers ou des caractéristiques du devenir effectuée par d'autres organismes de réglementation.

La caractérisation des risques associés aux PMS porte sur les rejets de ceux-ci dans les eaux de surface par les applications industrielles indiquées dans les déclarations de NAc. Les utilisations possibles sont présentées à la section 7.3.3, afin d'éclairer les activités de prévention de la pollution. Il est à noter que le phénol diméthylstyréné et le monomère C9, qui sont des composants des PMS, peuvent se répartir dans les sédiments de manière importante après avoir pénétré dans les eaux de surface. De plus, l'application de biosolides qui proviennent des STEU et qui contiennent ces substances peut entraîner une libération dans le sol. Cependant, en raison du manque

de données concernant leurs effets sur les organismes du sol et des sédiments, le risque dans ces milieux n'est pas quantifié.

7.3.1 Analyse des quotients de risque

Afin de caractériser les risques associés aux utilisations déclarées, à savoir la réparation et l'entretien des navires à quai et le revêtement industriel de gros équipements, on a calculé le quotient de risque (QR) en divisant les CEE de chaque scénario par les CESE calculées à partir des données de toxicité de chaque composant. Les résultats sont présentés en synthèse dans le tableau 7-8. Les QR associés au phénol diméthylstyréné et aux dimères du monomère C9 ont une valeur supérieure à 1, ce qui indique que l'exposition aux PMS en milieu aquatique pourrait être nocive.

Tableau 7-8. Analyse des quotients de risque pour les utilisations déclarées

Scénario déclaré	Composant principal	CEE (µg/L)	CESE en milieu aquatique (µg/L)	QR (= CEE/CESE)
Revêtement de réparation et d'entretien des navires à quai	phénol monométhylstyréné	1,4	9	0,16
Revêtement de réparation et d'entretien des navires à quai	phénol diméthylstyréné	5,5	1,2	4,6
Revêtement de réparation et d'entretien des navires à quai	Dimères du monomère C9	6,8	0,23	29,6
Revêtement industriel de gros équipements	phénol monométhylstyréné	5,8	9	0,64
Revêtement industriel de gros équipements	phénol diméthylstyréné	5,0	1,2	4,2
Revêtement industriel de gros équipements	Dimères du monomère C9	6,2	0,23	27

7.3.2 Éléments de preuve pris en compte

Pour caractériser le risque environnemental des PMS, les données techniques provenant de diverses sources (indiquées dans les sections pertinentes du présent rapport d'évaluation) ont été examinées. Les principales sources de données sur lesquelles repose la conclusion de l'évaluation sont présentées dans le tableau 7-9. Le niveau de confiance désigne l'influence combinée de la qualité et de la variabilité des données, des lacunes dans les données, de la causalité, de la plausibilité et de toute

extrapolation requise dans l'élément de preuve. La pertinence indique dans quelle mesure un élément de preuve ou une source de données permet de déterminer les effets nocifs potentiels sur l'environnement au Canada. Les facteurs de qualification utilisés dans l'analyse varient de faibles à élevés, et la pondération de chaque donnée varie sur une échelle de cinq possibilités.

Tableau 7-9. Pondération des principaux éléments de preuve pris en compte pour déterminer le potentiel des PMS de causer des effets nocifs pour l'environnement canadien

Élément de preuve	Niveau de confiance ^a	Pertinence pour l'évaluation ^b	Importance accordée ^c
Similitude des structures chimiques aux fins d'extrapolation	Élevé	Élevée	Élevée
Persistance dans l'environnement	Élevé	Élevée	Élevée
Transport à grande distance	Modéré	Faible	Faible-modérée
Bioaccumulation dans les organismes aquatiques	Élevé	Élevée	Élevée
Mode d'action et autres données non systémiques ^d	Élevé	Élevée	Élevée
Valeurs CESE (établies d'après les données de toxicité) pour les organismes aquatiques	Modéré	Élevée	Modérée-élevée
Valeurs CEE en milieu aquatique dans les scénarios élaborés d'après les utilisations déclarées	Modéré	Élevée	Modérée-élevée
Valeurs QR basées sur les données de toxicité dans l'eau	Modéré	Élevée	Modérée-élevée

^a Le niveau de confiance est déterminé d'après la qualité et la variabilité des données, des lacunes dans les données, de la causalité, de la plausibilité et de toute extrapolation requise pour une même source de données.

^b La pertinence désigne l'incidence de la donnée probante sur l'évaluation.

^c Une pondération est attribuée à chaque source de données en fonction de la pondération globale combinée du niveau de confiance et de la pertinence pour l'évaluation.

^d Les paramètres non systémiques renvoient aux paramètres autres que la mortalité, la croissance et la reproduction (par exemple, les paramètres ayant des effets sur la population).

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

Les PMS sont des substances UVCB organiques, constituées de composants réactifs (phénol monométhylstyréné, phénol diméthylstyréné et phénol tristyréné) et de composants ne contenant pas le radical -OH (dimères et trimères du monomère C9).

D'après les données disponibles, les PMS importés au Canada sont habituellement constitués de trois principaux composants : le phénol monométhylstyréné et le phénol diméthylstyréné et les dimères du monomère C9.

D'après les données empiriques et les prévisions des modèles, deux principaux composants des PMS, soit le phénol monométhylstyréné et un dimère du monomère C9, et les substances UVCB en tant que telles, devraient persister dans l'environnement. Aucun de ces composants ne devrait avoir un potentiel élevé de transport à grande distance dans l'air.

D'après les données empiriques et celles issues de la modélisation, deux principaux composants des PMS (le phénol monométhylstyréné et les dimères du monomère C9) ont un potentiel élevé de bioaccumulation dans les organismes.

Parmi les trois principaux composants, le principal composant, les dimères du monomère C9, devrait à la fois persister dans l'environnement et être bioaccumulable dans les organismes.

Les données empiriques et les données d'extrapolation semblent indiquer que les trois principaux composants des PMS peuvent causer des effets nocifs pour les organismes aquatiques aux faibles concentrations d'exposition. Les résultats des études sur les organismes et un essai sur les levures laissent entendre que ces trois principaux composants sont associés à une activité œstrogénique.

L'évaluation de l'exposition porte sur les utilisations qui ont été indiquées dans les déclarations de nouvelle activité présentées en réponse aux dispositions relatives aux NAc de la LCPE. L'exposition environnementale a été estimée d'après les utilisations et les quantités indiquées dans les déclarations. Étant donné leur potentiel de persistance, les PMS devraient demeurer longtemps dans l'environnement. L'augmentation potentielle des concentrations dans l'environnement ne peut pas être entièrement prise en compte par les CEE.

Dans l'analyse des quotients de risque pour les PMS associés à leurs utilisations déclarées dans les peintures pour la réparation des navires et les revêtements pour l'entretien de ces bâtiments, ainsi que dans les revêtements industriels des gros équipements, des valeurs QR supérieures à 1 ont été établies pour deux de leurs composants, soit le phénol diméthylstyréné et les dimères du monomère C9, ce qui indique que les rejets, dus à ces utilisations déclarées des PMS, pourraient être nocifs pour les organismes aquatiques.

En outre, selon les renseignements sur les utilisations des substances de structures similaires, les PMS pourraient avoir un profil d'emploi plus large. Ils pourraient être utilisés comme antioxydant dans la fabrication de pneus, comme réactif pour la fabrication d'agents tensioactifs polymères ou encore pour la formulation de produits de revêtement. Ces utilisations pourraient entraîner une augmentation de la demande canadienne pour ces substances, et, par ricochet, mener à des activités de formulation

ainsi qu'à leur fabrication au Canada. Compte tenu des volumes canadiens déclarés pour d'autres substances ayant des applications similaires, un certain nombre de scénarios d'exposition ont été élaborés pour estimer les rejets dus à ces utilisations potentielles des PMS dans l'environnement afin d'éclairer les mesures de prévention de la pollution. Selon la caractérisation des risques, les rejets dus aux utilisations potentielles des PMS peuvent également être nocifs pour l'environnement. Il est également mentionné que l'ECHA a publié un document de décision portant notamment sur les substances très préoccupantes de la liste des substances candidates en vue de leur inscription à l'annexe XIV (ECHA 2023). Les PMS (appelés « Produits de réaction d'oligomérisation et d'alkylation du 2-phénylpropène et du phénol » par l'ECHA) ont été désignées comme l'une de ces substances très préoccupantes.

7.3.4 Sensibilité de la conclusion, compte tenu des principales incertitudes

Les PMS sont une substance UVCB organique constituée de nombreux composants, dont les proportions peuvent varier pour le même n° CAS. La caractérisation des risques dus aux PMS a porté sur les principaux composants présents dans la substance UVCB. Compte tenu de l'importance des QR, des différences modérées dans la proportion des composants ne devraient pas avoir d'incidence sur les résultats de l'évaluation.

La plupart des composants des PMS ont une valeur log K_{oe} élevée (> 5). Comme le prévoit le nouveau modèle EQC, leur répartition dans les sédiments sera importante en cas de rejet dans l'eau. En outre, ces composants peuvent être récupérés dans les biosolides lors du traitement des eaux usées, et donc les sols pourraient y être exposés en raison de l'épandage de ces biosolides. En raison de l'absence de données sur les effets, les risques environnementaux associés à l'exposition aux principaux composants des PMS dans les sédiments et les sols n'ont pu être évalués.

Dans le scénario d'exposition pour l'utilisation déclarée dans les revêtements industriels de gros équipements, la distribution des valeurs du volume quotidien d'eau de dilution est également une source d'incertitude. La valeur employée pour ce volume est générique et fournit un profil global de tous les rejets industriels indirects, plutôt que d'être propre à un secteur industriel en particulier. Toutefois, l'écart par rapport aux conditions réelles ne devrait pas être grand, car la répartition géographique de la dispersion dans les lieux où les composants pourraient être utilisés peut être raisonnablement estimée par un volume générique.

8. Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

8.1 Évaluation de l'exposition

Les PMS n'existent pas à l'état naturel et aucun rapport faisant état de concentrations mesurées de ces substances dans l'environnement n'a été trouvé dans la littérature scientifique.

Tel que décrit à la section 4, selon les déclarations, les PMS ne sont pas fabriqués au Canada. Toutefois, les parties intéressées ont présenté de multiples déclarations de NAc depuis 2015 indiquant que ces substances peuvent être importées au pays en un volume total de l'ordre de 10 000 à 100 000 kg par an pour des applications industrielles. D'après les données déclarées au Canada (2008a) et les renseignements provenant de multiples déclarations de NAc, la population générale n'est pas directement exposée aux PMS, car ceux-ci sont utilisés dans des applications industrielles. Cependant, ces substances peuvent être rejetées dans les eaux de surface et la population générale peut y être exposée en consommation de l'eau potable.

Les valeurs de CEE en milieu aquatique pour les principaux composants des PMS [c'est-à-dire le phénol monométhylstyréné et le phénol diméthylstyréné et les dimères du monomère C9], dont il est question à la section 7.2, ont été utilisées pour éclairer les estimations de l'exposition possible de la population générale aux PMS par l'eau potable. Pour estimer cette exposition humaine potentielle, nous avons additionné les CEE établies pour chaque composant majeur des PMS pour obtenir une CEE globale pour les PMS, reposant sur les scénarios associés aux utilisations déclarées. L'ingestion journalière découlant des rejets potentiels dans l'eau, pendant l'utilisation de ces substances comme revêtement d'entretien des navires, varie de 0,2 à 1,8 µg/kg p.c./j dans l'ensemble de tous les groupes d'âge, tandis que l'ingestion estimée était légèrement supérieure dans le scénario des rejets pendant leur utilisation comme revêtement industriel de gros équipements (0,3 à 2,2 µg/kg p.c./j). Dans les deux scénarios, la population la plus exposée aux PMS, d'après les estimations, est celle des nourrissons de moins de 6 mois, par rapport à tous les autres groupes d'âge (voir les données présentées en synthèse à l'annexe B).

L'ingestion estimée est jugée prudente, car, dans les deux scénarios, on suppose qu'il n'y a pas d'élimination ou de dilution supplémentaire des substances avant ou pendant les processus de purification de l'eau potable. On ne s'attend pas à ce qu'il y ait une exposition par d'autres milieux environnementaux.

Examen des sous-groupes de la population pouvant être davantage exposés

Il y a des groupes de personnes dans la population canadienne qui, parce qu'ils sont davantage exposés, peuvent subir davantage d'effets nocifs pour la santé lorsqu'ils sont exposés à certaines substances. Les personnes vivant à proximité d'installations censées être des sources de rejets ponctuels de PMS sont prises en compte dans la

présente évaluation. Dans la section de l'évaluation de l'exposition par l'eau potable, la valeur d'exposition estimative la plus élevée était celle des nourrissons, en raison de leur poids corporel et de la quantité d'eau potable ingérée quotidiennement.

8.2 Évaluation des effets sur la santé

Une recherche dans la littérature scientifique a été menée jusqu'en janvier 2022. Aucune étude sur les effets sur la santé qui auraient fourni différents effets toxiques critiques ou des points de départ plus faibles que ceux mentionnés dans l'ébauche du rapport d'évaluation en 2021 n'a été trouvée. Les études sur les effets sur la santé résumées ci-dessous ont également servi à caractériser les risques pour la santé humaine dans l'ébauche du rapport d'évaluation de 2021.

Les PMS ne se sont pas avérés génotoxiques dans l'essai de mutation inverse sur bactéries (ligne directrice n° 471 de l'OCDE) ou l'essai du micronoyau sur érythrocytes de mammifères (ligne directrice n° 474 de l'OCDE) (ECHA c2007-2017). Ces résultats correspondent à ceux des évaluations d'autres composants du groupe connexe des phénols ayant réagi avec du styrène réalisées ailleurs dans le monde (Brooke et coll. 2009; US EPA HPVIS 2018).

Dans une vaste étude de toxicité pour la reproduction sur une génération par voie orale, sur 100 jours (ligne directrice n° 443 de l'OCDE), des rats ont reçu des PMS par voie orale (aliments) à des doses de 0, 12, 40 ou 122 mg/kg p.c./j (correspondant à 0, 150, 500 ou 1 500 mg/kg de régime nominal). Selon les auteurs de l'étude, une dose sans effet nocif observé (DSENO) générale de 40 mg/kg p.c./j a été établie, d'après une diminution du poids corporel moyen à 122 mg/kg p.c./j (mâles et femelles). Des effets hépatiques ont été observés chez les deux sexes à la dose élevée. Cependant, ils ont été considérés comme des effets adaptatifs. Aucun effet sur la toxicité pour la reproduction n'a été observé jusqu'à la dose maximale d'essai (ECHA c2007-2023). Cette étude a été fournie à la suite d'une demande d'étude de l'ECHA (CoRAP 2014) pour répondre aux préoccupations concernant la toxicité endocrinienne potentielle qui ont été formulées dans le cadre de l'évaluation réalisée en vertu du Plan d'action continue communautaire (CoRAP). Par conséquent, l'étude comportait des évaluations supplémentaires de la génération F1 qui étaient pertinentes pour la détection des effets de perturbation endocrinienne (ligne directrice n° 408 de l'OCDE). On n'a observé aucun effet de ce type chez les rats soumis aux essais ni aucune neurotoxicité ou immunotoxicité pour le développement. En particulier, l'examen histopathologique du système nerveux périphérique et central n'a révélé aucun changement lié au traitement. De plus, aucun effet lié au traitement n'a été constaté pour ce qui est de la distance anogénitale, des paramètres du sperme (motilité, morphologie et nombre de spermatozoïdes) ou des concentrations d'hormones thyroïdiennes (rapport d'une étude sans nom 2018).

Dans une étude à doses répétées par voie orale, des rats ont reçu 24,5, 97,1 ou 337,6 mg/kg p.c./j pendant 28 jours (mâles) ou 42 jours (femelles) dans leur alimentation (ligne directrice n° 422 de l'OCDE). Selon les auteurs de l'étude, une

réduction appréciable du poids corporel et de la consommation alimentaire a été observée dans le groupe qui a reçu la dose élevée (DSENO de 97,1 mg/kg p.c./j) (rapport d'une étude sans nom 2018).

Dans une étude de toxicité pour le développement prénatal (ligne directrice n° 414 de l'OCDE), des rats ont reçu 60, 150 ou 300 mg/kg p.c./j par gavage (voie orale) entre les jours 6 et 19 de la gestation. Selon les auteurs de l'étude, aucune toxicité pour l'embryon ou le fœtus n'a été observée jusqu'aux doses maximales. Une dose minimale entraînant un effet nocif observé (DMENO) de 150 mg/kg p.c./j a été déterminée pour la toxicité maternelle d'après une réduction de la prise de poids corporel et de la consommation alimentaire. Les auteurs de l'étude ont signalé que ces réductions de la prise de poids corporel et de la consommation alimentaire des mères, observées aux jours 6 à 20 de la gestation, étaient « des signes relativement légers de toxicité maternelle » et ont établi une dose sans effet observé (DSEO) de 60 mg/kg p.c./j (rapport d'une étude sans nom 2017).

Des données supplémentaires sur les composants des PMS et l'analogue énumérés à la section 2 ont également été prises en compte. Les résultats des études à doses répétées sur la toxicité de ces substances pour la reproduction et le développement n'ont pas indiqué de concentrations d'effet plus prudentes que les valeurs décrites ci-dessus (par exemple, Brooke et coll., 2009, CoRAP 2014).

Examen des sous-groupes de la population pouvant être plus sensibles

Certains groupes de personnes de la population canadienne qui, en raison d'une plus grande sensibilité, pourraient être plus vulnérables face aux effets nocifs pour la santé découlant d'une exposition à certaines substances. Le potentiel de sensibilité à différentes étapes de la vie ou en fonction du sexe dans les études qui l'ont observé a été pris en compte. Aucun sous-groupe particulier de la population n'a été trouvé plus sensible à l'exposition aux PMS.

8.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

Des marges d'exposition (ME) par l'eau potable ont été calculées en comparant la DSENO de 40 mg/kg p.c./j (qui est associée à une diminution du poids corporel moyen) à la dose journalière totale (qui est fondée sur la valeur CEE en milieu aquatique). Toutes les ME pour les utilisations déclarées des PMS étaient égales ou supérieures à 18 000, ce qui est jugé suffisant pour adresser les incertitudes dans les 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'incertitudes sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 8-1. Sources d'incertitudes de la caractérisation des risques

Principale source d'incertitudes	Incidence
Aucune donnée mesurée n'a été trouvée pour l'eau potable au Canada ou ailleurs.	+/-
Les études toxicologiques trouvées n'ont pas toutes été publiées.	+/-
Aucune autre étude sur la toxicité chronique par voie orale n'a été recensée.	+/-

+/- = potentiel inconnu de surestimation ou de sous-estimation du risque.

9. Conclusion

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

À la lumière des renseignements contenus dans la présente ébauche d'évaluation, il est proposé de conclure que les PMS ne satisfont pas aux critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il est proposé de conclure que les PMS satisfont à au moins un des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE. Il est également proposé de conclure que les PMS répondent aux critères énoncés à l'alinéa 77(3)a) d'une substance pouvant avoir un effet à long terme sur l'environnement. Les PMS sont intrinsèquement toxiques pour les organismes non humains et sont persistants et bioaccumulables, conformément aux critères du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE, sont présents dans l'environnement principalement à cause de l'activité humaine et ne sont pas une substance inorganique ni un radionucléide naturels.

Bibliographie

[ACD/Percepta \[prediction module\]](#). c1997-2012. Toronto (ON): Advanced Chemistry Development, Inc. (Disponible en anglais seulement)

Biggers WJ, Laufer H. 2004. Identification of juvenile hormone-active alkylphenols in the lobster *Homarus americanus* and in marine sediments. *Biol. Bull.* 206 : 13-24. [Mentionné dans ECHA 2014] (Disponible en anglais seulement).

Brooke D, Burns J, Cartwright C, Pearson A. 2009. Environmental risk evaluation report: Styrenated phenol [PDF]. Published by United Kingdom Environment Agency, Rio House, Waterside Drive, Aztec West, Almondsbury, Bristol, BS32 4UD (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. 2000. [Loi canadienne sur la protection de l'environnement \(1999\) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation](#), C.P. 2000-348, le 23 mars 2000, DORS/2000-107.

Canada, ministère de l'Environnement. 2006. [Loi canadienne sur la protection de l'environnement \(1999\) : Avis concernant certaines substances considérées comme priorités pour suivi](#) [PDF]. *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 140, n° 9, p. 435–459.

Canada. 2008a. [Rapport final d'évaluation préalable sur les substances potentiellement toxiques](#). Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

Canada. 2008b. [Publication de la décision finale concernant l'évaluation préalable de 145 substances inscrites sur la Liste intérieure \(paragraphe 77\(6\) de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement \(1999\)\)](#) [PDF]. *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 142, n° 23.

Canada. 2021. Publication des résultats des enquêtes et des recommandations sur une substance — phénols ayant réagi avec du méthylstyrène (PMS), NE CAS 68512-30-1. [Gazette du Canada, Partie I, vol. 155, n° 45](#).

[CATALOGIC \[environmental fate and ecotoxicity model\]](#). 2014. Ver. 5.11.15. Bourgas (BG): University “Prof. Dr. Assen Zlatarov”, Laboratory of Mathematical Chemistry (Disponible en anglais seulement).

[CoRAP]. Community rolling action plan. L'Agence européenne des produits chimiques (ECHA). 2014. [Decision on substance evaluation pursuant to article 46\(1\) of regulation \(EC\) No 1907/2006](#). Helsinki, Finlande. [Consulté le 14 mai 2019] (Disponible en anglais seulement).

CruiseMapper. 2018. [Cruise ship size, comparison, dimensions](#). [Consulté en décembre 2018] (Disponible en anglais seulement).

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. [Modifié le 3 juillet 2018]. [Catégorisation de substances chimiques](#). Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada [consulté en novembre 2025].

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2021. Ébauche d'évaluation préalable - Phénols ayant réagi avec du méthylstyrène. Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 68512-30-1.

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2025. Données recueillies dans le cadre du Programme des substances nouvelles d'Environnement et Changement climatique Canada. Gatineau (Qc), ECCC.

[ECHA] L'Agence européenne des produits chimiques. c2007-2017. [Registered substances database; search results for CAS no. 68512-30-1](#). Helsinki (FI) : ECHA. [Consulté en juin 2024] (Disponible en anglais seulement).

[ECHA] L'Agence européenne des produits chimiques. 2014. [Decision on substance evaluation pursuant to article 46\(1\) of regulation \(EC\) No 1907/2006 for Oligomerisation and alkylation reaction products of 2-phenylpropene and phenol \(EC No. 700-960-7\), previously registered as Phenol, methylstyrenated, CAS No 68512-30-1 \(EC No 270-966-8\)](#). [Consulté en août 2015] (Disponible en anglais seulement).

[ECHA] L'Agence européenne des produits chimiques. [2023. Inclusion of substances of very high concern in the Candidate List for eventual inclusion in Annex XIV](#). Doc: D(2023)8585-DC Public. Helsinki, 19 December 2023. [Consulté en juin 2024] (Disponible en anglais seulement).

[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).

European Chemicals Bureau. 2003. [Technical guidance document on risk assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation \(EC\) No 1488/94 on risk assessment for existing substances](#). Luxembourg City (LU): European Chemicals Bureau (Disponible en anglais seulement).

[J-CHECK] [Japan CHEmicals Collaborative Knowledge database \[database\]](#). c2010- . Tokyo (JP): National Institute of Technology and Evaluation (NITE). [Consulté en décembre 2018] (Disponible en anglais seulement).

Matsushima A, Teramoto T, Okada H, Liu X, Tokunaga T, Shimohigashi Y. 2008. ERRgamma tethers strongly bisphenol A and 4-alpha-cumylphenol in an induced-fit manner. Biochem. Biophys. Res. Commun. 373(3) : 408-413. [Mentionné dans ECHA 2014] (Disponible en anglais seulement).

[New EQC] New Equilibrium Criterion Model. 2011. Ver. 1.00 (Beta). Peterborough (ON): Trent University, Canadian Centre for Environmental Modelling and Chemistry (Disponible en anglais seulement).

[OCDE] Organisation for Economic Co-operation and Development. 2009. [Emission scenario documents on coating industry \(paints, lacquers and varnishes\)](#). ENV/JM/MONO(2009)24. Environment Directorate, Joint Meeting of the Chemicals Committee and the Working Party on Chemicals, Pesticides and Biotechnology. 8 juillet (Disponible en anglais seulement).

[OCDE] [Pov and LRTP Screening Tool](#). 2009. Ver. 2.2. Paris (FR): Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD). A software model for estimating overall persistence (Pov) and long-range transport potential (LRTP) of organic chemicals (Disponible en anglais seulement).

Ogawa Y, Kawamura Y, Wakui C, Mutsuga M, Nishimura T, Tanamoto K. 2006. Estrogenic activities of chemicals related to food contact plastics and rubbers tested by the yeast two-hybrid assay. Food Additives and Contaminants, 23(4), 422-430 (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](#). Hum. Ecol. Risk Assess. 27(6): 1613–1635. (Disponible en anglais seulement).

Okuda K, Fukuuchi T, Takiguchi M, Yoshihara S. 2011. Novel pathway of metabolic activation of bisphenol A-related compounds for estrogenic activity. *Drug Metabolism and Disposition* 39(9): 1696-1703. [Mentionné dans ECHA 2014] (Disponible en anglais seulement).

Rapport d'une étude sans nom 2017. Developmental Study. OECD Guideline 414 (Prenatal Developmental Toxicity Study). [Mentionné dans ECHA c2007-2017]. [Consulté en décembre 2018] (Disponible en anglais seulement).

Rapport d'une étude sans nom 2018. Extended one-generation reproductive study; with both developmental neuro- and immunotoxicity (Cohorts 1A, 1B without extension, 2A, 2B, and 3). OECD Guideline 408 combined with OECD 443. [Mentionné dans ECHA c2007-2017]. [Consulté en décembre 2018] (Disponible en anglais seulement).

Salvito D, Fernandez M, Jenner K, Lyon DY, de Knecht J, Mayer P, MacLeod M, Eisenreich K, Leonards P, Cesnaitis R, León-Paumen M, et al. 2020. [Improving the Environmental Risk Assessment of Substances of Unknown or Variable Composition, Complex Reaction Products, or Biological Materials](#). *Environ Toxicol Chem* 39 (11): 2097–2018. (Disponible en anglais seulement).

Sanseverino J, Eldrige ME, Layton AC, Schultz TW. 2009. Screening of potentially hormonally active chemicals using bioluminescent yeast bioreporters. *Toxicol. Sci.* 107: 122-134. [Mentionné dans ECHA 2014] (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.

Santé Canada. 2018. Updated default values for breast milk and formula intake for use in ESRAB assessments. Rapport non publié. Ottawa (Ont) : gouvernement du Canada (Disponible en anglais seulement).

[SDS]. 2019. [Safety data sheet CAS no. 68512-30-1](#). RÜTGERS Germany GmbH, Varziner Straße 49, D-47138 Duisburg. [Accès réservé] (Disponible en anglais seulement).

SimpleTreat [Sewage Treatment Plant Removal Model]. 2003. version 3.1. Bilthoven (NL): National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). Available from: National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Laboratory for Ecological Risk Assessment, Bilthoven, the Netherlands (Disponible en anglais seulement).

[SPIN] [Substances in Preparations in Nordic Countries \[database\]](#). c2017. Copenhagen (DK): Nordic Council of Ministers. [Consulté en juillet 2019] (Disponible en anglais seulement).

[TaPL3] [Long Range Transport and Persistence Level III Model](#). 2003. Ver. 3.00. Peterborough (ON): Trent University, Canadian Centre for Environmental Modelling and Chemistry (Disponible en anglais seulement).

Terasaki M, Shiraishi F, Nishikawa T, Edmonds JS, Makino M. 2005. Estrogenic activity of impurities in industrial grade bisphenol A. *Environ. Sci. Technol.* 39(10) : 3703-7. [Mentionné dans ECHA 2014] (Disponible en anglais seulement).

[US EPA HPVIS] United States Environmental Protection Agency High Production Volume Information System. 2018. Styrenated Phenols Category. Submitted by American Chemistry Council (ACC) Rubber and Plastic's Additives (RAPA) Panel. [Consulté le 30 octobre 2018] (Disponible en anglais seulement).

Annexe A. Évaluation de l'exposition environnementale : Résumé des hypothèses

Tableau A-1. Résumé des hypothèses pour l'utilisation déclarée « application de revêtement d'entretien et de protection des navires à quai »

Variable	Valeur	Unité	Autres commentaires
Quantité utilisée par navire (Q)	31,6	kg/an	Les déclarants ont estimé que la peinture utilisée contenait entre 10 et 100 kg de PMS par année et par navire. On utilise la moyenne logarithmique de cette plage pour représenter une quantité annuelle généralement appliquée sur un navire.
Coefficient d'émission (E)	0,018	fraction	Coefficient d'émission estimé pour le revêtement d'entretien sur les navires (document sur les scénarios d'émissions de l'OCDE pour l'industrie du revêtement [OCDE 2009]).
Nombre de jours de rejets (N)	1	jours/an	Cette valeur est présumée être de 1 jour par année, pendant lequel la quantité annuelle (Q) de 31,6 kg serait utilisée sur un seul navire (European Chemicals Bureau 2003). Le calendrier d'entretien de 1 jour/an représente le scénario réaliste de la pire éventualité de rejets dans l'environnement au cours d'une journée.
Volume quotidien de dilution (V)	41 600 000	L/jour	Volume quotidien de dilution fondé sur le volume d'eau déplacé sous la ligne de flottaison d'un navire type de 224 m de longueur, de 28 m de largeur et de 7 m de profondeur sous la ligne de flottaison (CruiseMapper 2019).

Tableau A-2. Résumé des hypothèses pour l'utilisation déclarée « application de revêtement de gros équipements industriels »

Variable	Valeur	Unité	Autres commentaires
Quantité utilisée (par installation) (Q)	31 623	kg/an	L'estimation de la quantité annuelle utilisée est fondée sur les quantités indiquées dans les déclarations. On utilise la moyenne logarithmique de la plage (10 000-100 000 kg) pour représenter la quantité type appliquée sur un gros équipement industriel par année.
Coefficient d'émission (dans les eaux usées) (E)	0,02	fraction	Coefficient d'émission estimé d'après les données de l'European Chemicals Bureau (2003)
Nombre de jours de rejets (N)	300	jours/an	Valeur estimée d'après les données de l'European Chemicals Bureau (2003)
Taux d'élimination par un STEU secondaire (R)	0,38-0,87	fraction	Propre à chaque composant; SimpleTreat 2003
Volume quotidien de dilution (V)	23 000 000	L/jour	10 ^e centile de la distribution des volumes quotidiens de dilution pour les installations industrielles qui rejettent leurs eaux usées vers un STEU; valeur représentant le scénario réaliste de la pire éventualité

Annexe B. Ingestion quotidienne estimée d'après l'exposition orale des humains aux PMS

Tableau B-1. Ingestion quotidienne estimée (µg/kg p.c./j) de PMS par l'eau potable

Catégorie d'âge	Revêtement de navire ^a	Revêtement d'équipement industriel ^a
0 à 5 mois ^b	1,8	2,2
6 à 11 mois ^c	1,2	1,4
1 an ^d	0,5	0,6
2 à 3 ans ^e	0,4	0,5
4 à 8 ans ^f	0,3	0,4
9 à 13 ans ^g	0,2	0,3
14 à 18 ans ^h	0,2	0,3
19 ans ou plus ⁱ	0,3	0,4

^a Concentration des PMS dans l'eau (µg/L), basée sur les CEE en milieu aquatique, déterminées pour les scénarios d'utilisation suivants : revêtement de navire, 13,7; revêtement d'équipement industriel, 17,0 (voir la section 7.2.3 pour plus de détails).

^b Poids présumé de 6,3 kg (Santé Canada 2015). On présume que les nourrissons nourris exclusivement à la préparation pour nourrissons consomment 0,826 L d'eau par jour (Santé Canada 2018), eau qui est utilisée pour reconstituer la préparation. Voir la note (a) pour plus de détails sur l'eau potable.

^c Poids présumé de 9,1 kg (Santé Canada 2015), pour les nourrissons allaités, avec consommation présumée de 0,632 L de lait maternel par jour (Santé Canada 2018). Pour les nourrissons nourris à la préparation pour nourrissons, on présume qu'ils consomment 0,764 L d'eau par jour (Santé Canada 2018), eau qui est utilisée pour reconstituer la préparation. Voir la note (a) pour plus de détails sur l'eau potable.

^d Poids présumé de 11 kg (Santé Canada 2015), et consommation de 0,36 L d'eau par jour (Santé Canada 2018).

^e Poids présumé de 15 kg (Santé Canada 2015), et consommation de 0,43 L d'eau par jour (Santé Canada 2018).

^f Poids présumé de 23 kg (Santé Canada 2015), et consommation de 0,50 L d'eau par jour (Santé Canada 2018).

^g Poids présumé de 42 kg (Santé Canada 2015), et consommation de 0,74 L d'eau par jour (Santé Canada 2018).

^h Poids présumé de 62 kg (Santé Canada 2015), et consommation de 1,09 L d'eau par jour (Santé Canada 2018).

ⁱ Poids présumé de 74 kg (Santé Canada 2015), et consommation de 1,53 L d'eau par jour (Santé Canada 2018).