



Évaluation préalable

Groupe des thiocarbamates

Numéros de registre du Chemical Abstracts Service

120-54-7

137-26-8

**Environnement et Changement climatique Canada
Santé Canada**

Janvier 2021

No de cat. : En84-158/2020F-PDF
ISBN 978-0-660-36659-3

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

On demande seulement :

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

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

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement et Changement climatique, 2021.

Also available in English

Sommaire

En vertu de l'article 68 ou 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999* (LCPE), les ministres de l'Environnement et de la Santé ont réalisé une évaluation préalable de deux substances appelées collectivement groupe des thiocarbamates dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques. Les substances de ce groupe ont été jugées d'intérêt prioritaire pour une évaluation, car elles satisfont aux critères de catégorisation du paragraphe 73(1) de la LCPE ou soulèvent d'autres préoccupations pour la santé humaine. Leur numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS¹), leur nom sur la Liste intérieure des substances (LIS), leur acronyme et leur nom chimique sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Substances du groupe des thiocarbamates

N° CAS	Nom sur la LIS	Acronyme et nom chimique
120-54-7 ^a	Tétrarsulfure de bis(pipéridinothiocarbonyle)	DPTT
137-26-8	Thirame	TMTD

^a Cette substance n'a pas été identifiée en vertu du paragraphe 73(1) de la LCPE, mais est visée par la présente évaluation parce qu'elle a été jugée d'intérêt prioritaire en raison d'autres préoccupations pour la santé humaine.

Le TMTD et le DPTT ne sont pas naturellement présents dans l'environnement. Les renseignements obtenus lors d'enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE indiquent qu'aucune entreprise n'a produit ces substances au Canada en quantité supérieure au seuil de déclaration de 100 kg. Cependant, entre 170 300 et 403 100 kg de TMTD ont été importés au Canada en 2008 et 150 000 kg de DPTT y ont été importés en 2011.

Le TMTD est principalement utilisé comme régulateur de procédé pour la fabrication de produits en caoutchouc plein au Canada. Il est utilisé comme composant de pièces d'automobile, dans des matériaux d'étanchéité et des adhésifs, ainsi que pour la production d'un nombre limité de matériaux d'emballage alimentaire. Cette substance est également homologuée comme ingrédient actif dans des produits antiparasitaires au Canada (sous la dénomination thirame). Pour le thirame, la décision finale de réévaluation de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada comprend une évaluation des risques et les mesures d'atténuation des risques requises pour protéger la vie humaine et l'environnement contre les utilisations pesticides du TMTD, en vertu de la Loi sur les produits antiparasitaires. Les expositions au TMTD dues aux sources et utilisations pesticides du thirame n'ont donc pas été caractérisées pour la présente évaluation préalable.

¹ Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) est la propriété de l'American Chemical Society, et toute utilisation ou redistribution, sauf si elle est requise pour appuyer les exigences réglementaires ou pour les rapports au gouvernement du Canada lorsque les renseignements et les rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society.

Au Canada, le DPTT n'est utilisé que comme régulateur de procédé pour la fabrication de produits en caoutchouc plein.

Les rejets de TMTD et de DPTT dans les eaux de surface devraient principalement être dus aux rejets des effluents des stations de traitement des eaux usées associées à des installations de fabrication de produits en caoutchouc plein.

Le TMTD et le DPTT devraient se dégrader rapidement dans l'environnement, et leur potentiel de transport à grande distance est faible. Ils ne devraient pas être bioaccumulés. Les facteurs de bioconcentration empiriques de ces deux substances sont faibles, et des données sur des mammifères suggèrent que ces substances pourraient être métabolisées et éliminées rapidement. Les utilisations actuelles de ces substances peuvent conduire à des expositions des organismes aquatiques vivant à proximité des points de rejets.

Des données empiriques suggèrent que le TMTD est très toxique pour les organismes aquatiques. Le DPTT ne cause aucun effet sur les organismes aquatiques aux limites de solubilité dans l'eau.

La caractérisation du risque posé à l'environnement par le TMTD a montré que les rejets dus aux utilisations de cette substance pour la fabrication de produits en caoutchouc plein peuvent poser un risque pour les organismes aquatiques. Le risque pour les organismes aquatiques associé aux utilisations actuelles du DPTT pour la fabrication de produits en caoutchouc plein est jugé faible.

Compte tenu de tous les éléments de preuve avancés dans la présente évaluation préalable, il existe un risque d'effets nocifs du TMTD sur l'environnement. Il est conclu que le TMTD satisfait aux critères de l'alinéa 64 a) de la LCPE, car il pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions qui ont un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sa diversité biologique. Cependant, il est conclu que le TMTD ne satisfait pas aux critères de l'alinéa 64 b) de la LCPE, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ni dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger pour l'environnement essentiel à la vie.

En ce qui concerne la santé humaine, le TMTD a fait l'objet d'un examen par l'ARLA de Santé Canada, et les effets préoccupants identifiés incluent une neurotoxicité pour le développement et une cancérogénicité. Le TMTD a également fait l'objet d'un examen au niveau international dans le cadre du Programme coopératif d'évaluation des produits chimiques de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), par l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA), l'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) et l'Environmental Protection Agency des États-Unis (EPA). Ces organismes ont identifiés les mêmes effets préoccupants.

Pour la population générale du Canada, la présence de TMTD dans les milieux de l'environnement due à des utilisations non pesticides ne devrait pas être une source d'exposition importante, en raison de la photodégradation et de l'hydrolyse rapides de cette substance, de sa faible persistance dans les sols et de sa faible volatilité. Au Canada, le TMTD n'est pas autorisé comme additif alimentaire. Il n'est pas non plus utilisé actuellement dans des médicaments avec ou sans ordonnance, des produits de santé naturels ou des cosmétiques. En ce qui concerne sa possible utilisation pour la fabrication d'un nombre limité de matériaux d'emballage alimentaire, l'exposition par voie alimentaire due à cette utilisation, si elle existe, devrait être négligeable. Aucune exposition au TMTD ne devrait être due à ses utilisations pour la fabrication de composants pour automobile ou de produits en caoutchouc, car il ne devrait rester aucun résidu de cette substance dans les produits finaux. Concernant les produits disponibles pour la population générale, l'exposition au TMTD due à l'utilisation de ruban adhésif devrait être minime.

Le DPTT a été évalué au moyen de l'Approche fondée sur le seuil de préoccupation toxicologique (SPT) pour certaines substances. Cette approche est basée sur le danger potentiel de structures chimiques similaires ainsi que sur les données de génotoxicité spécifiques au produit chimique lorsque celles-ci sont disponibles. L'estimation de l'exposition calculée pour le DPTT était inférieure au SPT, indiquant une faible probabilité de risque pour la santé humaine. Par conséquent, le DPTT est jugé peu préoccupant pour la santé humaine aux niveaux d'exposition actuels.

En se basant sur les renseignements présentés dans la présente évaluation préalable, il est conclu que le TMTD et le DPTT ne satisfont à aucun des critères de l'alinéa 64 c) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ni dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

Par conséquent, il est conclu que le TMTD satisfait à un ou à plusieurs des critères de l'article 64 de la LCPE et que le DPTT ne satisfait à aucun de ces critères.

Il a aussi été déterminé que le TMTD ne satisfait pas aux critères de persistance et de bioaccumulation du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE.

Table des matières

Sommaire.....	i
1. Introduction	1
2. Identité des substances	3
2.1 Sélection d’analogues et utilisation de modèles (Q)SAR.....	3
3. Propriétés physiques et chimiques.....	4
4. Sources et utilisations	6
5. Rejets dans l’environnement	9
5.1 TMTD	
5.2 DPTT	
6. Devenir et comportement dans l’environnement.....	11
6.1 Distribution dans l’environnement	11
6.2 Persistance dans l’environnement.....	12
6.3 Potentiel de bioaccumulation.....	13
7. Potentiel d’effets nocifs sur l’environnement	14
7.1 TMTD	14
7.2 DPTT	26
7.3 Sensibilité de la conclusion aux incertitudes clés	33
8. Potentiel d’effets nocifs sur la santé humaine	33
8.1 DPTT	33
8.2 TMTD	34
9. Conclusion	37
Références.....	38

Liste des tableaux

Tableau 2-1 - Identité des substances DPTT et TMTD	3
Tableau 2-2 - Identité de l’analogue de n° CAS 971-15-3 pour le DPTT	4
Tableau 3-1 - Propriétés physiques et chimiques du TMTD.....	5
Tableau 3-2 - Propriétés physiques et chimiques du DPTT	5
Tableau 3-3 - Propriétés physiques et chimiques de la substance de n° CAS 971-15-3. 6	
Tableau 4-1 - Résumé des renseignements sur la production et l’importation de DPTT et de TMTD au Canada soumis lors d’enquêtes menées en vertu de l’article 71 de la LCPE	7
Tableau 6-1 - Résumé des résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III (EQC 2011) pour le TMTD, indiquant le pourcentage de la substance dans chaque milieu de l’environnement pour trois scénarios de rejet	11
Tableau 6-2 - Résumé des résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III (EQC 2011) pour le DPTT, indiquant le pourcentage de la substance dans chaque milieu de l’environnement pour trois scénarios de rejet	11
Tableau 6-3 - Facteurs de bioconcentration du TMTD et du DPTT	13
Tableau 7-1 - Résumé des données écotoxicologiques du TMTD pour les organismes aquatiques	15

Tableau 7-2 - CESE du TMTD pour le milieu aquatique	
Tableau 7-3 - Valeurs des paramètres utilisés pour le calcul des CEE pour le TMTD ..	19
Tableau 7-4 - Résumé des quotients de risque obtenus pour le TMTD pour le milieu aquatique et différents scénarios d'exposition	25
Tableau 7-5 – Éléments de preuve clés pondérés pris en compte pour déterminer le potentiel d'effets nocifs du TMTD sur l'environnement au Canada.....	26
Tableau 7-6 - Valeurs des paramètres utilisés dans le calcul des CEE pour le DPTT ..	30
Tableau 7-7 – Éléments de preuve clés pondérés pris en compte pour déterminer le potentiel d'effets nocifs du DPTT sur l'environnement canadien	33
Tableau 8-1 - Résultats obtenus pour le DPTT en suivant l'approche fondée sur le seuil de préoccupation toxicologique	34

1. Introduction

En vertu de l'article 68 ou 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999* (LCPE), les ministres de l'Environnement et de la Santé ont réalisé une évaluation préalable de deux substances, appelées collectivement groupe des thiocarbamates dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques, afin de déterminer si elles présentent ou peuvent présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine. Ces deux substances ont été jugées d'intérêt prioritaire pour une évaluation, car elles satisfont aux critères de catégorisation du paragraphe 73(1) de la LCPE ou soulèvent d'autres préoccupations pour la santé humaine (ECCC, SC [modifié en 2017]).

Une de ces deux substances, le thirame (TMTD) a fait l'objet d'un examen au niveau international dans le cadre du Programme coopératif d'évaluation des produits chimiques de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) (OCDE 2010). Ces évaluations sont soumises à un examen rigoureux (incluant un examen pas des pairs) et à une approbation par des autorités gouvernementales internationales. Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada participent activement à ces processus et jugent ces évaluations fiables. De plus, les effets du TMTD sur la santé humaine et l'environnement ont fait l'objet d'un examen par l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA c.2007-2017), l'Environmental Protection Agency des États-Unis (EPA 2004a, 2004 b) et l'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA 2016). Ces évaluations ont également été utilisées pour éclairer l'évaluation des effets sur la santé et l'environnement de la présente évaluation. Au Canada, l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada a examiné le TMTD en tant qu'ingrédient actif de pesticides (Santé Canada 2016a, 2018). Les documents de l'ARLA sur la décision proposée de réévaluation et la décision de réévaluation du TMTD ont été utilisés pour éclairer la présente évaluation préalable.

Le tétrasulfure de bis(pipéridinothiocarbonyle) (DPTT) a été visé par le Document sur l'approche scientifique sur l'Approche fondée sur le seuil de préoccupation toxicologique (SPT) pour certaines substances (Santé Canada 2016b). Dans cette approche, Santé Canada utilise un arbre décisionnel basé sur la structure et des données de génotoxicité spécifiques à une substance chimique (p. ex., test d'Ames), pour assigner un seuil d'exposition humaine à un produit chimique, en-dessous duquel la probabilité de risque pour la santé humaine est faible (c.-à-d., valeur du SPT). Pour chaque substance visée par l'approche basée sur le SPT, l'exposition potentielle de la population générale au Canada a été caractérisée et comparée à son SPT. Le DPTT a été associé à une exposition inférieure à son SPT. Il est donc jugé peu préoccupant pour la santé humaine aux niveaux d'exposition actuels.

La présente évaluation préalable tient compte de renseignements sur les propriétés physicochimiques, le devenir dans l'environnement, les dangers, les utilisations et les expositions, ainsi que de renseignements soumis par des parties intéressées. Des données pertinentes pour l'évaluation des risques pour l'environnement et pour

l'évaluation des risques pour la santé humaine ont été respectivement recensées jusqu'en octobre 2016 et jusqu'en décembre 2018. Des données empiriques tirées d'études clés ainsi que des certains résultats de modélisations ont été utilisés pour tirer nos conclusions.

La présente évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme d'évaluation des risques de la LCPE travaillant à Environnement et Changement climatique Canada et à Santé Canada. Elle comprend aussi des intrants d'autres programmes de ces deux ministères. La partie de la présente évaluation portant sur l'environnement a fait l'objet d'un examen par des pairs de l'ARLA et d'un examen externe par Anne Kim de l'EPA. La partie de l'évaluation du DPTT portant sur la santé humaine est basée sur le document sur le SPT (publié le 1^{er} octobre 2016), qui a fait l'objet d'un examen par des pairs et d'une période de 60 jours de commentaires du public. De plus, l'ébauche de la présente évaluation préalable (publiée le 3 février 2018) a fait l'objet d'une période de 60 jours de commentaires du public. Bien que des commentaires externes aient été pris en compte, Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada restent responsables du contenu et des conclusions de la présente évaluation préalable.

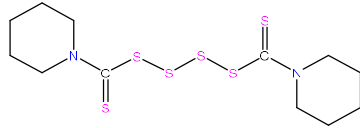
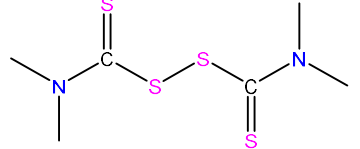
La présente évaluation préalable est axée sur des renseignements critiques pour déterminer si ces substances satisfont aux critères de l'article 64 de la LCPE. Pour ce faire, nous avons examiné des renseignements scientifiques et suivi une approche basée sur le poids de la preuve et le principe de précaution². Nous présentons dans la présente évaluation préalable les renseignements et éléments critiques à partir desquels nous avons tiré nos conclusions.

²Pour déterminer si un ou plusieurs des critères de l'article 64 de la LCPE sont satisfaits, on se fonde sur une évaluation des risques potentiels pour l'environnement et/ou la santé humaine associés à l'exposition dans l'environnement général. Pour l'humain, ceci comprend, sans toutefois s'y limiter, les expositions par l'air ambiant ou intérieur, l'eau potable, les aliments et les produits de consommation. Une conclusion établie aux termes de la LCPE n'est pas pertinente pour une évaluation en fonction des critères de danger prévus au *Règlement sur les produits dangereux*, lequel fait partie du cadre réglementaire pour le Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au travail (SIMDUT) et vise les produits dangereux destinés à être utilisés au travail, ni n'empêche une telle évaluation. De même, une conclusion s'appuyant sur les critères définis à l'article 64 de la LCPE n'empêche pas la prise de mesures en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

2. Identité des substances

Nous donnons dans le tableau 2-1 le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS³), le nom sur la *Liste intérieure des substances* (LIS), l'acronyme et le nom chimique des deux substances du groupe des thiocarbamates. Une liste d'autres noms (p. ex. des noms commerciaux) est disponible dans les National Chemical Inventories (NCI 2015). Aux fins du présent rapport d'évaluation préalable, les substances de n° CAS 120-54-7 et 137-26-8 sont appelées respectivement DPTT et TMTD.

Tableau 2-1. Identité des substances DPTT et TMTD

N° CAS	Nom sur la LIS (acronyme et nom chimique)	Structure chimique, formule moléculaire et chaîne SMILES ^a	Masse moléculaire (g/mol)
120-54-7	Tétrasilfure de bis(pipéridinothiocarbonyle) (DPTT)	 $C_{12}H_{20}N_2S_6$ <chem>N(C(=S)SSSSC(N(CC1)C1)=S)(CCCC2)C2</chem>	384,7
137-26-8	Thirame (TMTD)	 $C_6H_{12}N_2S_4$ <chem>N(C(=S)SSC(N(C)C)=S)(C)C</chem>	240,4

^a SMILES = Simplified Molecular Input Line Entry System. Les chaînes SMILES sont tirées de l'EPI Suite, version 4.11.

2.1 Sélection d'analogues et utilisation de modèles (Q)SAR

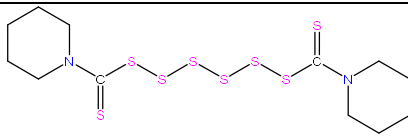
Nous avons suivi une approche de lecture croisée basée sur les données d'un analogue et les résultats de modèles (Q)SAR (relation (quantitative) structure-activité),

³ Le n° CAS est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution, sauf si elle sert à répondre aux besoins législatifs ou si elle est nécessaire aux rapports au gouvernement fédéral lorsque des renseignements ou des rapports au gouvernement fédéral lorsque des renseignements ou des rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society.

le cas échéant, pour éclairer l'évaluation ayant trait à l'environnement. Nous avons retenu un analogue qui était semblable sur le plan de la structure et/ou de la fonction à une substance de ce groupe (p. ex., sur le plan des propriétés physicochimiques et/ou de la toxicocinétique) et sur lequel nous disposons de données empiriques pertinentes pouvant être utilisées pour des substances avec peu de données empiriques. L'applicabilité des modèles (Q)SAR a été déterminée au cas par cas. Les détails sur les données de lecture croisée et les modèles (Q)SAR retenus pour éclairer l'évaluation du DPTT ayant trait à l'environnement sont discutés dans les sections pertinentes du présent rapport.

Nous donnons dans le tableau 2-2 l'identité et la structure chimique de l'analogue (n° CAS 971-15-3) utilisés pour éclairer l'évaluation du DPTT ayant trait à l'environnement.

Tableau 2-2. Identité de l'analogue de n° CAS 971-15-3 pour le DPTT

N° CAS	Nom sur la LIS (nom chimique)	Structure chimique, formule moléculaire et chaîne SMILES ^a	Masse moléculaire (g/mol)
971-15-3	Hexasulfure de bis(pipéridinothio-carbonyle) (bis(piperidine-1-carbodithioate) de tétrasulfanediytle)	 $C_{12}H_{20}N_2S_8$ <chem>N(C(=S)SSSSSSC(N(CCC1)C1)=S)(CCCC2)C2</chem>	448,8

^a SMILES = Simplified Molecular Input Line Entry System. La chaîne SMILES est tirée de l'EPI Suite, version 4.11.

3. Propriétés physiques et chimiques

Le TMTD et le DPTT sont tous deux solides à la température ambiante, et ils ne se volatiliseront pas. Le TMTD est soluble dans l'eau, tandis que le DPTT ne l'est que légèrement. Ces deux produits ne se dissocient pas dans des conditions environnementales (pH = 6 à 9) et restent neutres.

Un résumé des principales propriétés physiques et chimiques du TMTD, du DPTT et de l'analogue du DPTT (n° CAS 971-15-3) est donné dans les tableaux 3-1, 3-2 et 3-3. Lorsque les données expérimentales sur une propriété du DPTT étaient limitées ou indisponibles, nous avons utilisé les données sur l'analogue pour une lecture croisée ou des modèles (Q)SAR pour générer des valeurs prédites pour la propriété.

Tableau 3-1. Propriétés physiques et chimiques du TMTD

Propriété	Valeur ou gamme de valeurs ^a	Référence
Point de fusion (°C)	144-156	ECHA c2007-2015, KEMI 2015, UH PPDB 2015, Kidd et James 1991
Point d'ébullition (°C)	129 à 20 mm de Hg	Lide 2003
Pression de vapeur (Pa)	$2 \times 10^{-5} - 2,4 \times 10^{-3}$ à 25 °C	J-CHECK c2010, ECHA c2007-2017
Constante de Henry (Pa·m ³ /mol)	0,035 (calculée ^b)	Sans objet
Solubilité dans l'eau (mg/L)	16,5-30 à 25 °C	J-CHECK c2010, HSDB 1983-
log K _{oe} (sans dimension)	1,73-2,1	Tomlin 2003, ECHA c2007-2017, KEMI 2015, OCDE 2010
log K _{co} (sans dimension)	2,83	Schuurmann <i>et al.</i> 2006, OCDE 2010
log K _{oa} (sans dimension)	6,90 (modélisé)	EPI Suite version 4.11
pK _a (sans dimension)	8,19 à 25 °C	CE 2003

Abréviations : K_{oe} = coefficient de partage *n*-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 rapportées sont des données empiriques, à moins d'indication contraire.

^b La constante de Henry a été calculée à partir des données empiriques sur la solubilité dans l'eau (16,5 mg/L à 25 °C) et la pression de vapeur (0,0024 Pa à 25 °C).

Tableau 3-2. Propriétés physiques et chimiques du DPTT

Propriété	Valeur ou gamme de valeurs ^a	Référence
Point de fusion (°C)	96-98	J-CHECK c2010
Point d'ébullition (°C)	510 à 760 mm de Hg	Chemnet 2015
Pression de vapeur (Pa)	$2,13 \times 10^{-8}$ à 25 °C	Chemnet 2015
Constante de Henry (Pa·m ³ /mol)	$8,19 \times 10^{-4}$ (calculée ^b)	Sans objet
Solubilité dans l'eau (mg/L)	Sans objet ^c	Sans objet
log K _{oe} (sans dimension)	2,8	CITI 1991
log K _{oe} (sans dimension)	4,33 (modélisé)	EPI Suite version 4.11
log K _{co} (sans dimension)	3,66 (modélisé ^d)	EPI Suite version 4.11
log K _{oa} (sans dimension)	5,36 (modélisé ^d)	EPI Suite version 4.11
pK _a (sans dimension)	0,2-0,8 (modélisé)	ACD/Percepta 2015

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 rapportées sont empiriques, à moins d'indication contraire.

^b La constante de Henry a été calculée à partir des données croisées sur la solubilité dans l'eau (0,01 mg/L à 20 °C) et pression de vapeur ($2,13 \times 10^{-8}$ Pa à 25 °C).

^c Pour caractériser cette propriété physicochimique du DPTT, nous avons utilisé les données croisées obtenues pour la substance de n° CAS 971-15-3 (0,01 mg/L).

^d Valeur calculée à partir de la valeur empirique de $\log K_{oe}=2,8$.

Tableau 3-3. Propriétés physiques et chimiques de la substance de n° CAS 971-15-3

Propriété	Valeur ou gamme de valeurs ^a	Référence
Point de fusion (°C)	121	ECHA c2007-2017
Point d'ébullition (°C)	> 250	ECHA c2007-2017
Pression de vapeur (Pa)	$< 1 \times 10^{-7}$ à 25 °C	ECHA c2007-2017
Constante de Henry (Pa·m ³ /mol)	$< 4,48 \times 10^{-3}$ (calculée ^b)	Sans objet
Solubilité dans l'eau (mg/L)	0,01 à 20 °C	ECHA c2007-2017
$\log K_{oe}$ (sans dimension)	4,33 (modélisé)	EPI Suite version 4.11
$\log K_{co}$ (sans dimension)	5,56 (modélisé)	EPI Suite version 4.11
$\log K_{oa}$ (sans dimension)	6,61 (modélisé)	EPI Suite version 4.11
pK_a (sans dimension)	0,2-0,8 (modélisé)	ACD/Percepta 2015

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 rapportées sont empiriques, sauf indication contraire.

^b La constante de Henry a été calculée à partir des données sur la solubilité dans l'eau (0,01 mg/L à 20 °C) et la pression de vapeur (1×10^{-7} Pa à 25 °C).

4. Sources et utilisations

Le TMTD et le DPTT ne sont pas naturellement présents dans l'environnement.

Ces deux substances ont été visées par des enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2009, 2013). Des suivis auprès de parties intéressées ont été faits en 2016 et 2018 (ECCC 2016a, 2018) afin de confirmer les utilisations actuelles et les quantités récemment importées de ces substances au Canada. Il n'y a eu aucune déclaration de production de DPTT en quantités supérieures au seuil de déclaration de 100 kg. Il y a eu deux déclarations de production de TMTD, mais aucune n'a fait état de quantités supérieures au seuil de 100 kg. Ces deux substances ont été rapportées importées au Canada dans les quantités résumées dans le tableau 4-1.

Tableau 4-1. Résumé des renseignements sur la production et l'importation de DPTT et de TMTD au Canada, soumis lors d'enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE

Acronyme	Total des importations (kg) ^a	Année de déclaration	Référence de l'enquête
DPTT	150 000	2011	Environnement Canada 2013
TMTD	170 300 – 403 100	2008	Environnement Canada 2009

^a Les valeurs reflètent les quantités déclarées en réponse à des enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2009, 2013). Voir les enquêtes pour des inclusions ou des exclusions spécifiques (annexes 2 et 3).

Au Canada, le TMTD est principalement utilisé comme régulateur de procédé (accélérateur et durcisseur) par le secteur de la fabrication de produits en caoutchouc (défini dans le Système de classification des industries de l'Amérique du Nord (SCIAN) sous le code 3262) (Environnement Canada 2009). Ce secteur comprend trois sous-secteurs, à savoir ceux de la production de pneus (SCIAN 326210), de la production de courroies et tuyaux en caoutchouc (SCIAN 326220) et de la production d'autres produits en caoutchouc (SCIAN 326290) (Cheminfo 2013).

Les renseignements déclarés lors d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2009) indiquent que le TMTD peut potentiellement être utilisé comme régulateur de procédé par ces sous-secteurs pour la production de divers produits en caoutchouc plein, dont des joints d'étanchéité pour automobile, des tuyaux, des joints pour trou d'homme et ponceau, des revêtements intérieurs de réservoirs et de tuyaux, des pistes, des courroies de convoyeur et des pneus. En plus du caoutchouc plein, le TMTD peut être utilisé pour la production de produits en latex (Namazie International c2014). Toutefois, aucune installation utilisant du TMTD pour la production de produits en latex n'a été identifiée au Canada (ECCC 2018).

Le TMTD a d'autres utilisations au Canada, en tant que composant de joints d'étanchéité et adhésifs pour automobile et dans des rubans adhésifs disponibles pour les consommateurs (Environnement Canada 2009). À l'échelle mondiale, les utilisations du TMTD (OCDE 2010) incluent des utilisations industrielles en Europe comme matrice dans des articles généraux en caoutchouc et dans les industries des pneus et comme biocide (KEMI 2015). De plus, le TMTD peut être utilisé pour la fabrication d'un nombre limité de matériaux d'emballage alimentaire (communication personnelle, courriel de la Direction générale des produits de santé et des aliments de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, août 2016; non référencé).

Le TMTD figure dans la Base de données d'ingrédients de produits de santé naturels (BDIPSN) (BDIPSM [modifiée en 2018]) en tant que produit de santé non naturel, car ce n'est pas un produit présent naturellement dans l'environnement couvert par l'annexe 1 du *Règlement sur les produits de santé naturels*. À ce titre, il ne figure pas dans la Base de données des produits de santé naturels homologués (BDPSNH) (BDPSNH [modifiée

en 2018]), en tant que produit présent dans des produits de santé naturels actuellement homologués au Canada. Il ne figure pas non plus dans la Base de données sur les produits pharmaceutiques ni dans la base de données interne sur les ingrédients non médicinaux de Santé Canada en tant qu'ingrédient médicinal ou non médicinal de produits pharmaceutiques finaux ou de médicaments vétérinaires au Canada (communication personnelle, courriel de la Direction générale des produits de santé et des aliments de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, août 2016; non référencé). La Liste critique des ingrédients de cosmétiques de Santé Canada est un outil administratif que Santé Canada emploie pour informer les fabricants et d'autres parties intéressées que l'utilisation de certaines substances peut contrevenir à l'interdiction générale prévue à l'article 16 de la *Loi sur les aliments et drogues* ou à une ou à plusieurs des dispositions du *Règlement sur les cosmétiques*. Le TMTD (thirame, n° CAS 137-26-8) est décrit comme ingrédient d'utilisation restreinte sur la Liste critique des ingrédients de cosmétiques, à n'utiliser que dans des produits en latex à une concentration maximale de 14 % (Santé Canada [modifié en 2019]). D'après les déclarations faites à Santé Canada en vertu du *Règlement sur les cosmétiques*, le TMTD n'est pas actuellement présent dans des cosmétiques au Canada (communication personnelle, courriel de la Direction générale des produits de santé et des aliments de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, mai 2019; non référencé).

Il convient de noter que le TMTD (aussi appelé thirame) est homologué en tant qu'ingrédient actif de produits antiparasitaires au Canada (Santé Canada 2018). D'après la décision finale de réévaluation de l'ARLA, les produits antiparasitaires homologués pour une utilisation comme répulsif pour animaux et pour le traitement de graines (sauf le traitement de graines d'herbes, d'oignons à bulbe sec et de luzerne destinés à des cultures de fourrage) peuvent continuer d'être homologués avec la mise en application de nouvelles mesures d'atténuation et de modifications de l'étiquetage. Les homologations suivantes seront annulées : toutes les applications sur le feuillage et par trempage; le traitement de graines d'herbes, d'oignons à bulbe sec et de luzerne destinés à des cultures de fourrage et l'importation de telles graines au Canada; le traitement de graines à la ferme en semoir; le traitement de graines commerciales (blé, orge, avoine, canola, moutarde, colza, seigle, triticales, maïs). Toutes les limites de résidu maximales (LRM) pour le thirame, y compris celles établies pour les importations, seront révoquées (Santé Canada). Suite à ces annulations d'utilisations homologuées, à la révocation des LRM et aux mesures d'atténuation des risques requises, décrites dans la décision de réévaluation, le potentiel d'exposition est réduit et les risques posés à la santé humaine ou à l'environnement par des produits antiparasitaires contenant du TMTD sont jugés acceptables par l'ARLA (Santé Canada 2018). Les expositions potentielles au TMTD dues à des utilisations pesticides ne sont pas davantage caractérisées pour la présente évaluation préalable.

À l'heure actuelle, le DPTT n'est utilisé au Canada que comme régulateur de procédé (accélérateur et durcisseur) pour la fabrication de produits en caoutchouc, tels que des joints d'étanchéité, pour l'industrie automobile (Environnement Canada 2013). Il n'est

utilisé dans aucun produit antiparasitaire, médicament, produit de santé naturel, cosmétique, aliment ou produit connexe (transformation, fabrication ou emballage d'aliments), ou autres produits disponibles pour les consommateurs au Canada.

5. Rejets dans l'environnement

5.1 TMTD

Au Canada, la principale utilisation du TMTD est en tant que régulateur de procédé (accélérateur ou agent de durcissement) pour la production de composés en caoutchouc plein par des formulateurs de mélanges commerciaux ou captifs (Environnement Canada 2009). Les composés en caoutchouc plein sont ensuite traités (moulés) pour obtenir des produits finaux, soit par un transformateur différent (mélange commercial) soit par la même entreprise (mélange captif).

Le mélange est la première étape de la production d'un produit en caoutchouc. Ce processus industriel met en jeu le mélange d'un ou plusieurs types de caoutchouc avec des matières de charge et des additifs fonctionnels, comme du noir de carbone, des huiles, des antioxydants, des catalyseurs, des plastifiants, des pigments, des accélérateurs et des agents de vulcanisation. Le mélange du caoutchouc plein est un processus de mélange à sec (Cheminfo 2013).

La plus grande partie du caoutchouc plein utilisée par les transformateurs de caoutchouc du secteur canadien de la production de produits en caoutchouc plein est pré-mélangée par des entreprises spécialisées dans ce domaine. Puisque le mélange de caoutchouc requiert des investissements considérables en biens d'équipement et en conception organisationnelle, ce processus se rencontre plus communément dans des installations de plus grande taille traitant des quantités importantes de caoutchouc (Cheminfo 2013). Les installations de production de composés commerciaux et de composés captifs sont les sites où le TMTD est manipulé sous forme brute et en plus grandes quantités comparativement aux sites de traitement du caoutchouc.

Les entreprises de mélanges commerciaux vendent leurs produits à d'autres entreprises qui ne possèdent pas d'opérations de mélange. Les installations de mélanges captifs peuvent mélanger plus de composés que ce qui est requis à l'interne et transférer l'excédant à des fins de traitement par d'autres installations de la même entreprise. Un exemple de production de mélanges captifs est l'industrie des pneus, leurs sites de production ne produisant que des mélanges pour les pneus.

Au niveau du mélange de caoutchouc plein, il pourrait y avoir des rejets de TMTD dans l'environnement, principalement dus à la perte de poudres de TMTD brut lors des opérations de pesée et de chargement du mélangeur. Les eaux usées générées par le nettoyage de l'équipement et du sol dans les zones de pesée/manipulation de la matière brute et les zones de mélange sont jugées être la principale source de rejet de cette substance dans l'environnement aquatique. De plus, le lavage des combinaisons ou des vêtements des travailleurs et la douche des travailleurs sur le site à la fin de leur

quart de travail sont des voies potentielles de pénétration de résidus de poudre de TMTD dans les systèmes de traitement des eaux usées⁴. Après l'étape de mélange, les composés du caoutchouc non vulcanisés (feuilles) passent dans un bain d'eau et de savon afin de leur conférer une couche lubrifiante/antiadhérente. Pour l'application de la solution antiadhérente, la pratique industrielle courante est d'avoir une boucle de recirculation et de rejeter la solution à un point de service vers un tiers en tant que déchet dangereux. La solution antiadhérente peut aussi être appliquée sur les feuilles de caoutchouc au moyen d'un pulvérisateur, la plupart de l'eau de la solution étant évaporée de la surface du caoutchouc chauffé (Cheminfo 2013). De telles opérations sont exécutées par les entreprises de mélange et de traitement du caoutchouc.

À l'étape de traitement du caoutchouc plein, les composés en caoutchouc (feuilles) sont mis sous la forme désirée, combinés avec d'autres résines ou matières (p. ex. pendant la production des pneus pour automobile) et durcis (vulcanisés). Pendant la vulcanisation, des rejets de TMTD peuvent se produire en raison de la lixiviation de la substance dans la vapeur de l'autoclave et sa condensation qui, au final, se retrouve dans les eaux usées. Toutefois, aucun renseignement n'est disponible pour pouvoir quantifier les rejets des opérations de vulcanisation.

En général, les rejets de TMTD dans les eaux usées devraient être bien plus importants lors des opérations de mélange que lors des opérations de traitement (c.-à-d. durcissement/vulcanisation). Seules de petites quantités de résidus de TMTD n'ayant pas réagi devraient être présentes dans les produits finis durcis.

Le TMTD est également utilisé comme composant de matériaux d'étanchéité et d'adhésifs, ainsi que dans diverses autres pièces pour automobiles. Cette substance devant être transformée lors de ces applications, il ne devrait pas y avoir de rejet de substance n'ayant pas réagi. En se basant sur des renseignements fournis par des parties intéressées (Environnement Canada 2009, 2016a), il est possible que des matériaux d'étanchéité et des adhésifs non durcis viennent en contact avec l'eau lors de la fabrication d'automobiles, pouvant conduire à des rejets mineurs de TMTD dans les eaux usées sur le site. Cependant, les renseignements à ce sujet sont insuffisants pour pouvoir quantifier de tels rejets.

5.2 DPTT

⁴ Dans la présente évaluation, le « système de traitement des eaux usées » désigne un système qui recueille des eaux d'égout domestiques, commerciales ou institutionnelles et, possiblement, des eaux usées industrielles (après rejet dans les égouts), en vue généralement d'un traitement et d'un retour futur dans l'environnement. Sauf indication contraire, cette expression ne permet pas de distinguer les types de propriétaires et d'exploitants (municipal, provincial, fédéral, autochtone, privé ou partenariat). Par ailleurs, les termes « système de traitement des eaux usées sur place » et « système de traitement des eaux usées industrielles » seront employés pour désigner les systèmes mis en place dans des exploitations industrielles qui ont été spécialement conçus pour traiter les effluents de cette nature.

La seule utilisation du DPTT identifiée au Canada est en tant que régulateur de procédé (accélérateur ou agent de durcissement) pour la production de produits en caoutchouc (p.ex. joints d'étanchéité, tuyaux) pour l'industrie automobile (Environnement Canada 2013). Les rejets de DPTT dans l'environnement sont similaires à ceux envisagés pour le TMTD, décrits à la section 5.1. Les pertes de cette substances dans les eaux usées générées par des procédés de mélange de caoutchouc sont considérées être la principale source de rejets potentiels dans l'environnement.

6. Devenir et comportement dans l'environnement

6.1 Distribution dans l'environnement

Nous avons utilisé un modèle de fugacité de niveau III (EQC 2011) pour caractériser la répartition du TMTD et du DPTT dans les divers milieux de l'environnement. Nous présentons les résultats dans les tableaux 6-1 et 6-2 ci-dessous.

Tableau 6-1. Résumé des résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III (EQC 2011) pour le TMTD, indiquant le pourcentage de la substance dans chaque milieu de l'environnement pour trois scénarios de rejet

Rejet dans	Pourcentage dans l'air	Pourcentage dans l'eau	Pourcentage dans le sol	Pourcentage dans les sédiments
Air (100 %)	3,6	5,1	91,2	0,2
Eau (100 %)	Négligeable	96,3	Négligeable	3,7
Sol (100 %)	Négligeable	1,3	98,7	Négligeable

Tableau 6-2. Résumé des résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III (EQC 2011) pour le DPTT, indiquant le pourcentage de la substance dans chaque milieu de l'environnement pour trois scénarios de rejet

Rejet dans	Pourcentage dans l'air	Pourcentage dans l'eau	Pourcentage dans le sol	Pourcentage dans les sédiments
Air (100 %)	Négligeable	1,7	97,8	0,5
Eau (100 %)	Négligeable	88,6	Négligeable	11,4
Sol (100 %)	Négligeable	0,2	99,7	0,1

En cas de rejet dans l'air, les deux substances devraient se retrouver principalement dans les sols.

En cas de rejet dans l'eau, les deux substances devraient surtout rester dans le milieu aquatique, seule une petite fraction se retrouverait dans les sédiments. Il est improbable que ces substances se volatilisent à partir de la surface de l'eau. En raison de sa solubilité dans l'eau moindre et de son potentiel d'adsorption sur des particules plus élevé, le pourcentage de DPTT se retrouvant dans les sédiments est plus important que celui du TMTD.

En cas de rejet dans les sols, la majeure partie de ces deux substances devrait demeurer dans ce milieu.

6.2 Persistance dans l'environnement

6.2.1 TMTD

6.2.1.1 Dégradation

Le TMTD subit une dégradation abiotique rapide dans l'eau par photodégradation et hydrolyse. Quelques études ont rapporté une demi-vie de photodégradation dans l'eau allant de 4,1 à 8,8 heures (ECHA c2007-2017, OCDE 2010). Au moyen d'eau de cours d'eau dopée, une demi-vie de photodégradation de 28 minutes a été rapportée, suggérant que la matière organique et d'autres éléments naturels du cours d'eau peuvent accroître la vitesse de photodégradation de cette substance (Filipe *et al.* 2013).

Le TMTD est transformé relativement rapidement par hydrolyse dans des environnements aérobies ou anaérobies, et des conditions neutres ou alcalines favorisent une telle dégradation (Santé Canada, 2016a). Les demi-vies d'hydrolyse vont de 1,2 à 2,4 jours (Santé Canada 2016a). Cette substance est dégradée dans un environnement eau-sédiments, avec une demi-vie rapportée de 1,6 jour (UH PPDB 2015).

Le TMTD se transforme aussi rapidement dans le sol. Dans des conditions aérobies, la demi-vie de transformation va de 1,5 à 15 jours (Santé Canada 2016a, UH PPDB 2015). Cette substance est aussi rapidement dégradée dans les végétaux, avec des demi-vies allant de 5,8 à 11,3 jours (Gupta *et al.* 2012).

Une seule étude sur la biodégradation de cette substance a été identifiée. Une lente biodégradation dans de la boue activée a été rapportée pendant une période de test de 14 jours (J-CHECK c2010-). Ceci suggère que la biodégradation n'est pas une voie importante pour la dégradation du TMTD.

Le pourcentage de TMTD se retrouvant dans l'atmosphère ne devrait pas être significatif. L'hydrolyse rapide dans le milieu aquatique suggère que cette substance n'est pas persistante dans l'environnement. Le potentiel de transport à grande distance dans l'atmosphère ou le milieu aquatique est donc faible. Les rejets de TMTD associés aux utilisations prises en compte pour la présente évaluation peuvent entraîner des expositions des organismes aquatiques près des points de rejet. Il ne devrait pas y avoir d'exposition loin des sources.

6.2.1.2 Produits de dégradation dans les milieux de l'environnement

Les produits de dégradation du TMTD ont été étudiés dans différents milieux de l'environnement. Gupta *et al.* (2012) ont étudié la dégradation de cette substance dans l'eau, les sols et les végétaux. Peu importe le milieu testé, les produits de dégradation

immédiats sont les produits primaires résultant de l'hydrolyse de la liaison disulfanediyole (-S-S-) du TMTD. Le TMTD et ses produits de dégradation primaires subissent une autre dégradation par oxydation ou rupture de la liaison -C-S- et forment d'autres composés intermédiaires (Gupta *et al.* 2012).

Dans les sols, les produits de dégradation incluent le diméthylthiocarbamate, le dithiocarbamate, la *N*-méthylméthanamine et le disulfure de carbone (HSDB 1983-). Les produits de transformation finaux du TMTD dans l'environnement sont le CO₂ et le CS₂, qui sont tous deux volatils et ne devraient donc pas demeurer dans les sols ni dans les eaux (Santé Canada 2018).

6.2.2 DPTT

Une seule étude de biodégradation du DPTT a été identifiée. Les résultats indiquent une lente biodégradation dans de la boue activée pendant une période de test de 14 jours (J-CHECK c2010). Ce résultat suggère que la biodégradation n'est pas une voie de dégradation importante pour le DPTT.

Le modèle d'EPI Suite (c2000-2012) prend en compte les thiocarbamates comme composés hydrolysables, car ils contiennent un substitut structural -((S-C)=S)-N-. Gupta *et al.* (2012) ont rapporté que la formation de métabolites dans le milieu aquatique et les sols commence par la rupture de la liaison S-S par hydrolyse, suggérant que le DPTT peut subir cette voie de dégradation. La version 5.11.13 du modèle Catalogic (2015) a prédit des produits d'hydrolyse du DPTT suite à la rupture de la liaison -S-S-. Ce modèle a également prédit des métabolites dus à d'autres réactions, comme la thiodésulfuration oxydative, la désamination oxydative et la *N*-désalkylation, et l'oxydation de la pipéridine. Étant donné ce qui précède, le DPTT devrait être rapidement dégradé et ne devrait pas persister dans l'environnement.

Le pourcentage de DPTT se retrouvant dans l'atmosphère ne devrait pas être significatif. L'hydrolyse rapide dans le milieu aquatique suggère que cette substance n'est pas persistante dans l'environnement. Son potentiel de transport à grande distance dans l'atmosphère ou le milieu aquatique est faible. Les rejets de DPTT associés aux utilisations prises en compte pour la présente évaluation peuvent entraîner des expositions des organismes aquatiques près des points de rejet. Il ne devrait pas y avoir d'exposition loin des sources.

6.3 Potentiel de bioaccumulation

Des données empiriques de bioaccumulation sont disponibles pour les deux substances. Les facteurs de bioconcentration (FBC) mesurés sont respectivement de 4,4 et 32 L/kg ou moins pour le TMTD et le DPTT (Tableau 6-3).

Tableau 6-3. Facteurs de bioconcentration du TMTD et du DPTT

Substance	Organisme testé	Durée du test	FBC (L/kg)	Référence
TMTD	Carpe	6 semaines	1,1-4,4	OCDE 2010
TMTD	Non précisé	Non précisée	3,39	EPI Suite version 4.11 (ensemble d'apprentissage)
DPTT	Non précisé	Non précisée	3,89	Catalogic version 5.11.13 (ensemble d'apprentissage)
DPTT	<i>Cyprinus carpio</i>	6 semaines	1,9-32	J-CHECK c2010-
DPTT	Non précisé	Non précisée	17,1	EPI Suite version 4.11 (ensemble d'apprentissage)

Le métabolisme du TMTD a été étudié chez les oiseaux et les mammifères (Santé Canada 2016a, Gay *et al.* 1992, Gay 1987, Norris 1993a, 1993b tel que cité dans FAO 1997). Les résultats de ces études suggèrent que la majorité du TMTD est éliminée et métabolisée rapidement.

Les FBC empiriques du TMTD et du DPTT et le métabolisme/élimination rapide du TMTD rapporté chez les oiseaux et les mammifères suggèrent peu d'accumulation de ces deux substances dans les organismes.

Étant donné ce qui précède, il est estimé que le TMTD et DPTT ne sont pas bioaccumulés à des niveaux significatifs dans les organismes.

7. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

7.1 TMTD

7.1.1 Évaluation des effets sur l'environnement

7.1.1.1 Mode/mécanisme d'action

Le TMTD est un dithiocarbamate fongicide agissant sur plusieurs sites (Santé Canada 2016a, Yang *et al.* 2011). Il a été rapporté qu'il a une large activité biologique, mettant en jeu une variété de paramètres associés à des effets sur la croissance et le développement, à des effets neurologiques et immunologiques sur l'ensemble des taxons. Bien que ses mécanismes d'action ne soient pas bien connus, son profil structural suggère que les groupes thiolates de cette molécule peuvent subir des réactions covalentes (liaisons) avec des macromolécules biologiques comme l'ARN (et l'ADN) et d'autres protéines, par réaction de type S_N2 (substitution nucléophile), entraînant la formation de ponts disulfures (Chipinda *et al.* 2007, Hermens 1990). Ces interactions peuvent également interférer avec la transcription et la synthèse des protéines, causant des déformations de structure chez les organismes. La molécule a également fait l'objet d'une analyse indiquant une forte réactivité (taux de déplétion peptidique supérieur à 21 %) au moyen d'une épreuve DPRA (Direct Peptide Reactivity Assay), qui permet d'évaluer la capacité de substances chimiques à réagir avec des

protéines pour réduire la production de glutathion (un mécanisme de détoxification), et elle peut perturber la synthèse et le métabolisme des protéines (Nollet 2000). Le TMTD a également des effets sur les fonctions mitochondriennes, en induisant une oxydation irréversible des pools de NAD(P)H et de glutathion (GSH), l'effondrement du potentiel transmembranaire et le découplage de la phosphorylation oxydative (Balakirev et Zimmer 2001), entraînant la mort de la cellule.

Il a aussi été rapporté que le TMTD affecte les systèmes endocriniens des mammifères. Par exemple, il interfère avec des corticostéroïdes qui participent à la régulation de l'énergie, aux réactions immunitaires et aux réponses au stress (Atanasov *et al.* 2003, Garbrecht *et al.* 2006, DCED 2012). Chez le rat, il a été observé que cette substance retarde ou bloque l'ovulation et inhibe la spermatogenèse, affectant la fécondité (HCN 2003, Stoker *et al.* 1993, 2003, Mishra *et al.* 1998). Le TMTD peut également inhiber la synthèse des hormones thyroïdiennes comme le font les inhibiteurs de la thyroperoxydase (DCED 2012). Il peut aussi agir comme perturbateur neuroendocrinien en inhibant la conversion de la dopamine en norépinéphrine (Lopez-Antia *et al.* 2015).

En résumé, le TMTD est connu pour interagir avec des cibles biomoléculaires, conduisant à des effets nocifs. Il existe des données *in vivo* indiquant que cette substance peut causer la mort et des effets sur le développement en moins de 24 heures d'exposition. Les données sur les effets sur les organismes vivant dans l'eau, les sédiments ou les sols, ainsi que les oiseaux, sont discutées dans les sections suivantes.

7.1.1.2 Effets sur les organismes aquatiques

La toxicité du TMTD pour les organismes aquatiques a été bien caractérisée. Les données empiriques de toxicité sur cette substance de l'ECHA (c2007-2017), et celles tirées d'études faites par d'autres juridictions (EPA 2004a et 2004b; CE 2003, Santé Canada 2016a) portent sur plus de dix espèces appartenant à trois grands groupes d'organismes aquatiques (poissons, invertébrés et algues). Toutefois, en raison du nombre limité d'espèces d'invertébrés, aucune analyse de la distribution de la sensibilité des espèces n'a été faite. Ces données indiquent que cette substance est très toxique pour les organismes aquatiques (tableau 7-1).

Tableau 7-1. Résumé des données écotoxicologiques du TMTD pour les organismes aquatiques

Durée du test	Organisme	Paramètre ^a	Gamme des valeurs (mg/L)
Court terme	Poissons	CE ₅₀ /CL ₅₀	0,0017 – 0,79
Court terme	Invertébrés	CE ₅₀ /CL ₅₀	0,0033 – 0,38
Court terme	Algues	CE ₅₀ /CL ₅₀	0,06 – 0,19
Long terme	Poissons	CSEO	0,0011 – 0,02
Long terme	Invertébrés	CSEO	0,002 – 0,04

Acronymes : CE50 = concentration d'une substance censée causer certains effets toxiques sublétaux chez 50 % des organismes testés; CL50 = concentration d'une substance estimée létale pour 50 % des organismes testés; CSEO = concentration sans effet observé, la concentration la plus élevée utilisée lors d'un test de toxicité ne causant aucun effet statistiquement significatif par comparaison avec les témoins.

a Les paramètres des études sur la toxicité à court terme incluent la survie, la croissance et la mobilité. Les paramètres des études sur la toxicité à long terme incluent la survie, la croissance et la reproduction.

Le paramètre pour la toxicité aiguë le plus faible est tiré d'une étude sur le poisson-zèbre (Teraoka *et al.* 2006), pour laquelle des embryons ont été exposés au TMTD pendant 24 heures dans les 3 heures suivant la fécondation (fraie). Vingt-quatre heures après la fécondation, une CE₅₀ de 0,0017 mg/L et une CSEO de 0,0012 mg/L ont été rapportées, basées sur des observations de déformation de la notochorde, de somites désorganisés et d'extensions raccourcies du sac vitellin. L'étude de Teraoka *et al.* (2006) a été examinée et jugée fiable. Après standardisation du paramètre, la CE₅₀ de 0,0017 mg/L à 24 heures après la fécondation a été retenue comme valeur critique de toxicité (VCT). Une concentration estimée sans effet (CESE) pour le milieu de l'environnement pertinent a ensuite été calculée à partir de la VCT, en appliquant un facteur d'évaluation.

Un facteur d'évaluation (FE) est calculé en tant que produit des facteurs de standardisation du paramètre (F_{SP}), de la variation des espèces (F_{VE}) et du mode d'action (F_{MA}) (c.-à-d. FE = F_{SP} x F_{VE} x F_{MA}). Un facteur de standardisation du paramètre (F_{SP}) est utilisé pour tenir compte des extrapolations faites à partir du paramètre de toxicité rapporté dans une étude pour obtenir un paramètre à long terme, sub-létal, sans effet. Un facteur de variation des espèces (F_{VE}) est déterminé en se basant sur le nombre d'espèces différentes dans trois groupes majeurs d'organismes (poissons, invertébrés et algues) pour lesquelles il existe des données empiriques dans l'ensemble de données. Un facteur de mode d'action (F_{MA}) est appliqué pour tenir compte d'un mode d'action non narcotique connu ou suspecté.

En tenant compte du paramètre de toxicité associé à la VCT rapportée par Teraoka *et al.* (2006), du nombre d'espèces différentes dans les trois groupes majeurs d'organismes (poissons, invertébrés et algues) disponibles dans l'ensemble de données, ainsi que du facteur de mode d'action, un FE de 9 a été utilisé, conduisant à une CESE de 0,00019 mg/L (voir le tableau 7-2).

Tableau 7-2. CESE du TMTD pour le milieu aquatique

VCT (mg/L)	FE (F _{SP} ×F _{VE} ×F _{MA})	F _{SP}	F _{VE}	F _{MA}	CESE aquatique (mg/L)
Embryons de poisson-zèbre CE ₅₀ à 24h = 0,0017	9	3	1 (données empiriques identifiées pour plus de 7 espèces dans 3 groupes majeurs d'organismes)	3 (MA prévu non narcotique et agissant de manière spécifique)	0.00019

7.1.1.3 Effets sur les organismes vivant dans les sédiments

Des données limitées ont été identifiées sur la toxicité du TMTD dans les sédiments et les sols. Pour une étude sur la toxicité dans les sédiments avec des larves de

Chironomus, une CSEO chronique de 1 mg/L a été rapportée sans précision quant à la période de test (CE 2003). Cette substance a inhibé la croissance des bactéries dénitrifiantes et une CE₅₀ supérieure à 3 mg/L a été rapportée (Milenkovski *et al.* 2010).

Une étude sur la toxicité dans les sédiments a été réalisée avec des éphémères (*Hexagenia* spp.) et des amphipodes d'eau douce (*Hyalella azteca*) (ECCC 2016c). Pour cette étude de détermination de doses, des groupes des deux organismes ont été exposés dans des sédiments, pendant une durée allant jusqu'à trois semaines, à cinq concentrations (nominales) de TMTD allant de 0,1 à 1000 mg/kg en poids sec (ps) de sédiments (ECCC 2016c). La CL₅₀ et la CE₅₀ (croissance) ont été établies respectivement à 230 et à 61 mg/kg ps de sédiments pour les éphémères et respectivement à 190 et à 140 mg/kg ps de sédiments pour les amphipodes. Dans le cadre de la même étude, pour des périodes d'exposition plus longues allant jusqu'à 6 semaines (ECCC 2016c), des CL₅₀ de 110 et de 86 mg/kg ps de sédiments ont été respectivement établies pour les éphémères et les amphipodes. La CE₅₀ (croissance) à 6 semaines pour les éphémères était de 69 mg/kg ps de sédiments, semblable à la CE₅₀ (croissance) à 3 semaines de 61 mg/kg ps de sédiments. Dans le cas des amphipodes, aucun effet sur la croissance n'a été observé après 6 semaines à aucune des concentrations.

Vu les résultats susmentionnés, le TMTD devrait avoir une faible toxicité pour les organismes vivant dans les sédiments.

7.1.1.4 Effets sur les organismes vivant dans le sol

Une CL₅₀ à 14 jours de 540 mg/kg a été rapportée pour le lombric (OCDE 2010, UH PPDB 2015, CE 2003). Une CE₅₀ à 7 jours de 32-100 mg/kg et une CE₅₀ à 14 jours de 54 mg/kg ont été rapportées pour la laitue (*Lactuca sativa*) (OCDE 2010). Toutefois, le paramètre n'était pas précisé. Lors d'un test sur les effets de cette substance dans une solution aqueuse à laquelle la plante était exposée, une CE₅₀ à 7 jours de 1,6 mg/L a été rapportée pour la biomasse (UH PPDB 2015).

Ces résultats limités indiquent que le TMTD a une faible toxicité pour les organismes vivant dans le sol.

7.1.1.5 Effets sur les oiseaux

Des effets du TMTD sur les oiseaux ont été rapportés lors d'études sur l'exposition par voie alimentaire. Chez le canard colvert, des effets ont été observés lors d'études sur la reproduction réalisées avec cette substance, parmi lesquels une production d'œufs anormaux, une réduction du nombre d'œufs pondus, une production d'embryons et d'oisillons anormaux (EPA 2004a). Une concentration sans effet nocif observé (CSENO) de 9,6 mg/kg de nourriture a été rapportée (EPA 2004a). Pour deux études avec des cailles du Japon (*Coturnix japonica*) des canards colverts (*Anas platyrhynchos*), une CL₅₀ à 14 jours supérieure à 805,2 mg/kg de poids corporel (pc) a été rapportée (ECHA c2007-2017). Après une exposition de 23 semaines à cette

substance, la CSENO (pour la mortalité, le poids corporel, la consommation d'aliments et la reproduction) a été établie à 500 mg/kg de nourriture pour le colin de Virginie (*Colinus virginianus*) (ECHA c2007-2017).

Ces résultats indiquent que le TMTD a une toxicité par voie alimentaire faible à modérée pour les oiseaux. Il peut causer des effets sur la reproduction et le développement, probablement associés à un ou des modes d'action spécifiques sous-jacents.

7.1.2 Évaluation de l'exposition

7.1.2.1 Données de surveillance environnementale

En 2017-2018, une surveillance limitée a été faite dans des eaux de surface sur huit sites en amont et en aval d'usines de traitement des eaux usées, certaines de ces usines recevant les eaux usées de producteurs de produits à base de caoutchouc. Aucun des échantillons prélevés ne contenait du TMTD à une concentration supérieure à la limite de détection. Des données de surveillance limitées ont été rapportées dans d'autres pays. Tel que rapporté dans certaines bases de données des É.-U., cette substance n'a pas été détectée dans des eaux de surface ni dans des eaux souterraines (EPA 2004a). Au Japon, cette substance a fait partie de quelques projets de surveillance environnementale (J-CHECK c2010-). La limite de détection était de 0,9-1 µg/L pour les échantillons d'eau et de 0,02 µg/g ps pour les échantillons de sédiments. Le TMTD n'a été détecté dans aucun des échantillons d'eau de surface ou de sédiments. Toutefois, aucun renseignement sur les sites d'échantillonnage n'était fourni (J-CHECK c2010-).

7.1.2.2 Scénario d'exposition

Les installations de fabrication de produits à base de caoutchouc peuvent être classées en fonction de deux attributs : savoir si l'installation fait des opérations de mélange et/ou de traitement et quelle est la forme prédominante de résine de caoutchouc utilisée (plein ou latex) (Cheminfo 2013). Le TMTD n'est pas connu pour être utilisé pour la production de produits en latex au Canada actuellement. Pour développer des scénarios d'exposition au TMTD lors de la production de produits en caoutchouc, le procédé de mélange pour produire des produits en caoutchouc plein est considéré pour un scénario quantitatif basé la manipulation de matière brute (section 7.1.2.2.1). Des rejets dans l'environnement peuvent avoir lieu dans les installations de production de caoutchouc lors des opérations de traitement comme la vulcanisation. Toutefois, nous n'avons pas assez de renseignements pour pouvoir estimer l'exposition environnementale due aux étapes de traitement. L'exposition due à l'utilisation de TMTD par les secteurs de l'automobile, des adhésifs et des produits d'étanchéité est traitée qualitativement à la section 7.1.2.2.2.

7.1.2.2.1 Scénario d'exposition locale d'origine industrielle : mélange de caoutchouc plein

Le processus de mélange du caoutchouc plein devrait avoir un potentiel de rejet plus important. Il a donc été retenu pour estimer les rejets de TMTD dans l'environnement aquatique pour l'évaluation quantitative de l'exposition. Ce scénario simule les rejets de cette substance par les zones de pesée/manipulation et de mélange de la matière brute (voir la section 5). De tels rejets se retrouveront dans des systèmes de traitement des eaux usées avant de pénétrer dans des eaux de surface.

L'exposition à cette substance dans le milieu aquatique est estimée sous forme de concentration environnementale estimée (CEE), de la manière suivante :

$$\text{CEE (mg/L)} = [Q \times P \times (1-T)]/D \times 1\,000\,000$$

Les valeurs retenues pour chacun des paramètres de cette équation sont décrites dans le tableau 7-3. D'autres explications sont également fournies plus loin dans cette section.

Tableau 7-3. Valeurs des paramètres utilisés pour le calcul des CEE pour le TMTD

Symbole	Intrant	Valeur	Justification et référence
Q	Quantité utilisée par site et par jour (kg/jour)	509	<p>La quantité a été estimée en se basant sur les capacités quotidiennes de production de mélanges de caoutchouc des utilisateurs identifiés et sur une concentration assumée de 0,45 % de la substance dans les composés produits (basée sur la gamme des concentrations rapportées dans les composés en caoutchouc et inférieure à la concentration la plus élevée rapportée de 0,9 % (ECCC 2016a)). Les quantités globales de TMTD utilisées dans ces sites vont de 100 à 1000 kg/jour. La moyenne (509 kg) a été utilisée en tant que quantité représentative utilisée chaque jour.</p> <p>Voir aussi la discussion ci-après sur les quantités quotidiennes utilisées.</p>
P	Pertes dans les eaux usées	0,0021 0,0003	<p>D'après le document de l'OCDE sur le scénario d'émission pour les additifs plastiques (OCDE 2009), les rejets dus à la manipulation de la matière brute et au mélange pour obtenir des poudres de particules supérieures à 40 µm sont de 0,21 %.</p> <p>Dans le document d'orientation intitulé <i>Tyre and General Rubber Goods Generic Exposure Scenario</i> (ChemRisk 2010), la limite supérieure du facteur d'émission pour une utilisation à petite ou moyenne échelle (sur la base de la quantité totale annuelle) sans prétraitement est de 0,03 %.</p> <p>Une discussion plus approfondie sur l'application de facteurs d'émission recommandés par l'OCDE (2009) et ChemRisk (2010) est fournie ci-après.</p>

Symbole	Intrant	Valeur	Justification et référence
T	Efficacité d'élimination par le système de traitement des eaux usées	0,16	Les renseignements disponibles suggèrent que les eaux usées provenant de la plupart des installations de mélange de caoutchouc sont rejetées vers des systèmes de traitement des eaux usées qui utilisent un traitement secondaire. L'efficacité d'élimination associée au traitement secondaire des eaux usées a été estimée à 16 % à l'aide du modèle SimpleTreat (version 4.0). L'hydrolyse est le mécanisme de dégradation principal et a été pris en compte pour la modélisation.
D	Volume quotidien de dilution ^a (L/jour)	40 846 000	Ce volume de dilution représente la valeur médiane des volumes de dilution associés aux utilisateurs confirmés de la substance. Cette valeur correspond au 25 ^e percentile de la distribution des volumes de dilution associés aux 46 sites connus de mélange et de traitement du secteur du caoutchouc au Canada.
Non applicable	Non applicable	1 000 000	Conversion de kg en mg

a Le terme « volume de dilution » est utilisé pour exprimer la capacité potentielle de dilution des plans d'eau récepteurs par rapport au débit d'effluent du système de traitement des eaux usées. Nous le calculons en multipliant le débit d'effluent (L/jour) par le facteur de dilution du plan d'eau récepteur. Le facteur de dilution est plafonné à 10. Nous avons utilisé la valeur au 2,5^{ème} percentile du débit d'eau du plan d'eau récepteur pour tenir compte des rejets occasionnels à court terme résultant d'une exposition à court terme.

Aux fins de l'estimation de l'exposition de l'environnement aux TMTD, nous avons déterminé les pertes d'une substance dans les eaux usées à l'aide de deux documents d'estimation des émissions, à savoir l'*Emission Scenario Document (ESD) on Plastic Additives* de l'OCDE (OCDE 2009) et le document d'orientation intitulé *Tyre and General Rubber Goods Generic Exposure Scenario* (ChemRisk 2010).

L'ESD sur les additifs pour matières plastiques de l'OCDE (OCDE 2009) fait partie d'une série de documents rédigés sous la direction de l'OCDE. Ces ESD sont rédigés par des organismes de réglementation en collaboration avec l'industrie, examinés par des pairs d'autres membres de l'Exposure Assessment Task Force (maintenant appelé Working Party on Exposure Assessment) et approuvés aux fins de la déclassification par les pays membres de l'OCDE avant leur publication. Ces documents sont typiquement des estimations des rejets pour des scénarios « élevés » ou « de pire cas réaliste ». L'approche d'estimation des émissions de l'OCDE, l'ESD sur les additifs dans l'industrie du caoutchouc (OCDE 2004), n'est pas suivie pour la présente évaluation de l'exposition, car elle ne traite que de la fraction des substances chimiques restant dans le caoutchouc vulcanisé, et ne tient pas compte des additifs rejetés pendant les étapes de manipulation et de mélange. Il est estimé que les rejets de poudre sèche lors de la manipulation et du mélange de la matière brute pour la production de composés en

matière plastique sont similaires aux rejets de poudre sèche sur les sites de mélange du caoutchouc. En conséquence, l'ESD de l'OCDE sur les additifs plastiques (OCDE 2009) a été utilisé pour estimer ces rejets.

Le document d'orientation de ChemRisk (2010) a été développé pour le compte de l'European Tyre and Rubber Manufacturers' Association (ETRMA). Les estimations du facteur d'émission faites dans ce document incorporent des mesures de gestion du risque, et des installations utilisant un certain nombre de types de pratiques et de traitement des eaux usées différents ont été pris en compte pour l'analyse. Néanmoins, les données spécifiques aux installations n'ont pas été fournies dans le rapport, rendant difficile l'évaluation de la variabilité des rejets en fonction des pratiques et des types de traitement, ainsi que l'extrapolation des résultats au contexte canadien. Les préoccupations associées au manque de détails dans les documents sur les Specific Environmental Release Categories (SpERC), développés pour une utilisation dans le contexte de la législation européenne REACH, correspondent aux réserves exprimées par d'autres juridictions au sujet de la fiabilité et de l'interprétation (Ahrens *et al.* 2011). Pour ces raisons, nous avons accordé un poids plus faible à cette source de renseignements lorsque nous avons estimé les rejets dans les eaux usées.

Les CEE dans les eaux réceptrices à proximité de sites de rejet (c.-à-d., proches des points de rejet des systèmes de traitement des eaux usées) ont respectivement été établies à 0,022 et 0,0031 mg/L en se basant sur les documents de l'OCDE (2009) et de ChemRisk (2010).

Afin de calculer une quantité de TMTD utilisée quotidiennement pour le site représentatif de mélange de caoutchouc pour ce scénario d'exposition (tableau 7-2), plusieurs utilisateurs connus de TMTD au Canada, mélangeurs commerciaux ou captifs, ont été pris en compte. Leur limite de production quotidienne de mélange de caoutchouc et leurs concentrations rapportées de la substance dans les mélanges de caoutchouc ont été utilisées pour estimer les quantités quotidiennes de TMTD utilisées dans les installations de mélange de caoutchouc plein. De plus, les quantités de TMTD rapportées importées par ces entreprises ont été comparées aux quantités quotidiennes estimées de substance utilisée afin de calculer un nombre de jours d'utilisation par année. Les résultats indiquent une gamme de 50 à 135 jours d'utilisation par an, suggérant une production par lot et une production continue. Les installations prises en compte pour développer ce scénario n'utilisent pas nécessairement que du TMTD comme régulateur de procédé, puisqu'elles peuvent produire divers types de composés à base de caoutchouc plein pour divers secteurs industriels. En conséquence, dans le cas d'un tel scénario, la quantité quotidienne de TMTD utilisée n'est pas assumée continue, étant donné le nombre plus faible de jours d'utilisation dans certaines installations (rejets occasionnels). Ce scénario d'exposition quantitatif est donc représentatif d'une exposition à court terme plutôt qu'à long terme.

D'après les données mesurées de ChemRisk (2010) pour trois substances chimiques, dont deux étaient des accélérateurs pour le caoutchouc, le tonnage annuel sur les installations surveillées allait de 0,25 à 94 tonnes/anr pour des installations de petite ou

moyenne taille, et de 111 à 1337 tonnes/an pour des installations de grande taille. En se basant sur les jours d'émission par an fournis dans le tableau 5 de ChemRisk (2010), la quantité quotidienne utilisée de ces trois substances est estimée être de 42 à 264 kg/jour pour les installations de petite ou moyenne taille, et de 572 à 3663 kg/jour pour les installations de grande taille. ChemRisk (2010) ne fournit aucun détail sur les installations où les mesures ont été faites. Tout ce qu'on sait, c'est que des données pour le calcul du facteur d'émission étaient disponibles pour 19 installations, 13 de production de pneus et 6 de production de biens généraux à base de caoutchouc. Les données de ChemRisk (2010) confortent aussi les données canadiennes disponibles à l'effet que certains des utilisateurs d'accélérateurs pour le caoutchouc font des rejets directs, la séparation huile/eau étant le seul traitement des eaux usées sur place. Le calcul de la quantité quotidienne critique utilisée (c.-à-d. la quantité quotidienne utilisée minimale résultant en un quotient de risque de 1) a été fait avec les hypothèses présentées dans le tableau 7-3 (c.-à-d. P, T, D). La quantité quotidienne critique utilisée a été établie (en utilisant l'équation susmentionnée) à 4 et 28 kg/jour avec les pertes assumées dans les eaux usées, en tenant compte respectivement de facteurs d'émission de 0,0021 et 0,0003.

Étant donné le devenir anticipé de cette substance dans l'environnement, le TMTD devrait rester principalement dans le milieu aquatique, dans les eaux de surface, après avoir été rejeté par les systèmes de traitement des eaux usées. Il ne devrait pas se retrouver de manière importante dans les sédiments. La faible efficacité d'élimination (16 %) du traitement des eaux usées indique qu'une très petite quantité de cette substance devrait être sorbée sur les biosolides. L'application des biosolides sur des terres agricoles ou leur élimination dans un site d'enfouissement ne devrait donc pas causer de rejets significatifs dans les milieux terrestres. L'exposition au TMTD des organismes vivant dans les sédiments ou les sols devrait donc être mineure et n'a pas été quantifiée pour la présente évaluation de l'exposition.

7.1.2.2.2 Secteurs de la production automobile et d'adhésifs et produits d'étanchéité

Les données obtenues en 2016 dans le cadre d'un suivi d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2009), dont des renseignements de l'Association canadienne des constructeurs de véhicules (ACCV), ont été analysées. Elles indiquent que du TMTD a également été importé au Canada comme ingrédient dans les produits d'étanchéité prêts à l'emploi et des pièces pour véhicules finis, ainsi que dans divers produits en caoutchouc. Dans ces produits en caoutchouc ou ces pièces pour véhicules finis importés au Canada, le TMTD serait vulcanisé ou durci et, en conséquence, seules des traces de TMTD devraient rester dans ces produits.

Il se peut que du TMTD pénètre dans un circuit d'eaux usées d'une installation d'assemblage de véhicules où des produits d'étanchéité sont utilisés. Lorsque des produits d'étanchéité sont appliqués sur des automobiles dans des usines d'assemblage, le châssis du véhicule est soumis à un processus de nettoyage avant le processus de durcissement à température élevée et la peinture. Des rejets de TMTD sont donc possibles pendant ce processus. Les eaux de rinçage contenant du TMTD

sont dirigées vers le système de traitement des eaux usées de l'installation et les effluents de ce système sont par la suite envoyés vers une usine de traitement des eaux usées publique. Les rejets dus à cette utilisation industrielle pourraient pénétrer dans les eaux de surface en passant par l'usine de traitement des eaux usées publique. Les données relatives à l'industrie automobile suggèrent aussi que, si certains de ces produits d'étanchéité se décollent de la carrosserie lors du nettoyage, ils sont recueillis dans un réservoir et traités en tant que déchets dangereux. Étant donné que la quantité de TMTD appliqué sous forme de produits d'étanchéité dans les usines d'assemblage de véhicules devrait être faible, cette source de rejet devrait conduire à une faible exposition au TMTD dans le milieu aquatique.

Quelques entreprises ont, dans le cadre d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2009), déclaré utiliser du TMTD pour la production d'adhésifs et de produits d'étanchéité (c.-à-d. de rubans adhésifs et de rubans d'étanchéité). Bien que les quantités déclarées soient limitées, quelques rejets de cette substance sont possibles lors de la manipulation du matériau brut et du nettoyage des cuves de formulation. Les volumes étant limités, il est improbable que cette source de rejet soit préoccupante et elle n'a pas été quantifiée pour la présente l'évaluation.

7.1.3 Caractérisation du risque pour l'environnement

L'approche suivie pour la présente évaluation préalable du risque pour l'environnement consistait à examiner les renseignements recueillis et à tirer des conclusions en suivant une approche basée sur le poids de la preuve et le principe de précaution. Des preuves ont été rassemblées afin de déterminer le potentiel d'effets nocifs du TMTD du groupe des thiocarbamates sur l'environnement canadien. Les éléments de preuve pris en compte incluent ceux évalués pour la présente évaluation qui appuient la caractérisation du risque pour l'environnement. Des éléments de preuves secondaires ou indirects ont été pris en compte, y compris des décisions réglementaires et des classifications du danger ou des caractéristiques du devenir provenant d'autres organismes de réglementation.

7.1.3.1 Analyse de quotient de risque

Des analyses de quotient de risque ont été faites en comparant les estimations d'exposition (CEE; voir la section sur l'évaluation de l'exposition de l'environnement) avec les renseignements sur l'écotoxicité (CESE; voir la section sur l'évaluation des effets sur l'environnement) afin de déterminer s'il existe un potentiel d'effets nocifs sur l'environnement au Canada. **CEE** Bien qu'il existe une variabilité de la durée des rejets de TMTD dans l'environnement par les installations à travers le Canada, le scénario d'exposition quantitative représentative était centré sur les rejets à plus court terme par les procédés de mélange de caoutchouc plein. Les CCE aquatiques ont été calculées à 0,022 et 0,0031 mg/L en se basant sur les deux documents d'estimation des émissions (OCDE 2009 et ChemRisk 2010 respectivement).

Des preuves structurelles dans les données *in vivo* et *in vitro* confirment le puissant mode d'action du TMTD et sa haute toxicité pour les organismes aquatiques. Cette substance peut avoir des effets sub-létaux à faible concentration pendant une exposition à court terme. En se basant sur les résultats d'une étude sur la toxicité pour le développement à court terme avec des embryons de poisson, une CESE de 0,00019 mg/L a été calculée.

Des quotients de risque (QR) ont été calculés en divisant la CEE par la CESE, pour des milieux pertinents de l'environnement et des scénarios d'exposition correspondants. Les résultats des analyses de QR sont donnés dans le tableau 7-4. Ils suggèrent que les rejets de TMTD dus à son utilisation pour la production de produits en caoutchouc devraient poser un risque aux organismes aquatiques dans l'environnement.

Tableau 7-4. Résumé des quotients de risque obtenus pour le TMTD pour le milieu aquatique et différents scénarios d'exposition

Scénario	CEE (mg/L)	CESE (mg/L)	QR
Exposition locale industrielle : mélanges de caoutchouc (en utilisant le facteur d'émission tiré de OCDE 2009)	0,022	0,00019	116
Exposition locale industrielle : mélanges de caoutchouc (en utilisant le facteur d'émission tiré de ChemRisk 2010)	0,0031	0,00019	16

Cette substance ne devant pas se retrouver en quantité significative dans les sédiments ou les sols, elle ne devrait pas entraîner d'exposition des organismes vivant dans ces milieux. De plus, le TMTD ne s'accumule pas dans les organismes, les oiseaux ou la faune et ne devraient donc pas y être exposés par la chaîne alimentaire. En conséquence, les CESE dans les sédiments, les sols et la faune n'ont pas été calculées.

7.1.3.2 Éléments de preuve pris en compte

Pour la caractérisation du risque posé par le TMTD à l'environnement, nous avons pris en compte des renseignements techniques sur divers éléments de preuve (tel que discuté dans les sections pertinentes du présent rapport) et les avons pondérés. Les éléments de preuve clés utilisés pour tirer nos conclusions de la présente évaluation sont présentés dans le tableau 7-5, avec une discussion globale de la pondération fournie à la section 7.1.3. Le niveau de confiance fait référence à 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. La pertinence fait référence à l'impact de l'élément de preuve sur la détermination du potentiel d'effets nocifs sur l'environnement au Canada. Les qualificateurs utilisés pour l'analyse vont de faible à élevé avec une pondération assignée pouvant conduire à cinq résultats.

La portée de la présente évaluation préalable se limite au TMTD. Il est bon de noter qu'il existe d'autres accélérateurs pour le caoutchouc appartenant à la classe chimique des thiocarbamates. Certains de ces accélérateurs ont des propriétés physico-chimiques similaires à celles du TMTD et pourraient donc être présents dans des milieux de l'environnement similaires. Les données empiriques disponibles suggèrent que ces substances peuvent aussi être très toxiques pour les organismes (ECHA c2007-2017).

Tableau 7-5. Éléments de preuve clés pondérés pris en compte pour déterminer le potentiel d'effets nocifs du TMTD sur l'environnement au Canada

Élément de preuve	Niveau de confiance ^a	Pertinence pour l'évaluation ^b	Pondération assignée ^c
Persistance dans l'environnement	élevé	faible	modérée
Potentiel de transport à grande distance	élevé	faible	modérée
Bioaccumulation dans les organismes aquatiques	élevé	faible	modérée
Mode d'action et/ou autres données non apicales	modéré	modérée	modérée
CESE pour les organismes aquatiques	élevé	élevée	élevée
Estimation du modèle pour les concentrations dans les effluents d'eaux usées et les eaux de surface	modéré	élevée	modérée à élevée
Quotient de risque pour l'eau	modéré	élevée	modérée à élevée

a Le niveau de confiance est déterminé en fonction de la qualité des données, de la variabilité des données, des lacunes dans les données et de l'adéquation des données à leur objet.

b La pertinence fait référence à l'impact de la preuve sur l'évaluation.

c Une pondération est assignée à chaque élément de preuve en fonction du niveau de confiance et de la pertinence de l'évaluation combinés.

7.2 DPTT

7.2.1 Évaluation des effets sur l'environnement

7.2.1.1 Mode d'action

Quelques alertes structurelles profilées au moyen de la Boîte à outils de l'OCDE (2015) suggèrent pour le DPTT un certain potentiel de mode d'action réactif par l'intermédiaire de la liaison aux protéines et à l'ADN. Toutefois, aucune étude sur le mode d'action du DPTT n'a été identifiée. Quelques tests de mutagénicité ont été faits avec l'analogue de n° CAS 971-15-3, qui donne les mêmes résultats pour le profilage structurel (ECHA c2007-2017). Un test *in vitro* a donné des résultats positifs, mais des résultats négatifs ont été rapportés lors d'un test *in vitro* différent et lors d'une étude *in vivo*. La molécule

de DPTT est stériquement encombrée, ce qui peut limiter sa réactivité. Le métabolisme et l'élimination peuvent aussi jouer un rôle en atténuant les effets nocifs. Pour une caractérisation plus poussée des effets, la narcose est considérée être la mode d'action et des résidus corporels critiques sont calculés.

7.2.1.2 Données sur les effets

Il existe un manque de données empiriques sur l'écotoxicité du DPTT, et les modèles (Q)SAR disponibles ne sont pas applicables à l'estimation de la toxicité de cette substance. Une CL₅₀ de 500 mg/L à 48 heures établie lors d'une étude sur les poissons (Americas International 2016) a été rapportée dans une fiche signalétique. Cette valeur est bien plus élevée que la solubilité dans l'eau de cette substance. Aucun autre détail n'était disponible.

Lors d'une étude sur les algues avec l'analogue de n° CAS 971-15-3, aucun effet n'a été observé sur les organismes testés à une concentration moyenne mesurée de 0,0079 mg/L après une exposition de 72 heures (ECHA c2007-2017). Cette concentration mesurée est très proche de la solubilité dans l'eau de cette substance (0,01 mg/L), suggérant que cette substance analogue n'a eu aucun effet sur l'organisme testé au niveau de saturation dans l'eau.

Une étude de toxicité sur la reproduction de l'analogue (n° CAS 971-15-3) a été identifiée (ECHA c2007-2017). Des générations F0 et F1 des animaux testés (rats Sprague-Dawley) ont reçu une dose de 1000 mg/kg pc/jour de la substance pendant la période du test. La concentration sans effet observé (CSEO) pour la toxicité chez les parents, la performance de la reproduction (accouplement et fécondité) ou les effets toxiques sur la descendance a été établie à 1000 mg/kg/jour. Ces résultats obtenus pour l'analogue ont suggéré que le DPTT a une faible toxicité pour la reproduction.

Pour les sédiments, une étude a été réalisée avec des éphémères (*Hexagenia* spp.) et des amphipodes d'eau douce (*Hyalella azteca*) (ECCC 2016b). Après une exposition de trois semaines au DPTT, aucun effet létal n'a été observé sur aucune des espèces testées à des concentrations allant jusqu'à 1000 mg/kg ps (nominal) de sédiments. Concernant les effets sur la croissance, une CE₂₅ de 980 mg/kg ps de sédiments a été rapportée pour les éphémères, tandis que chez les amphipodes d'eau douce aucun effet sur la croissance n'a été observé à aucune des concentrations jusqu'à 1000 mg/kg ps de sédiments. Ces données suggèrent que le DPTT a une toxicité faible pour les organismes vivant dans les sédiments.

En ce qui concerne les organismes vivant dans les sols et la faune, aucune donnée empirique n'a été identifiée tant pour le DPTT que pour son analogue. Aucune alerte relative à la liaison aux récepteurs des œstrogènes ou aux protéines n'a été prédite par la Boîte à outils (Q)SAR de l'OCDE (2015), principalement en raison de l'absence de groupe phénol ou amine aromatique dans la structure moléculaire de cette substance.

7.2.1.3 Charge corporelle létale et concentration entraînant des effets externes

Étant donné le manque de données empiriques sur l'écotoxicité, une approche de charge corporelle létale (CCL) est considérée fournir un élément de preuve additionnel pour la caractérisation des effets du DPTT sur les organismes aquatiques. Pour une telle approche, la charge corporelle associée à un effet narcotique létal est assumée être assez constante. Une telle concentration entraînant des effets externes est le résultat du produit du facteur de bioconcentration (FBC) et de la concentration entraînant des effets externes (concentration létale médiane ou CL_{50}). Pour tenir compte de tout mode d'action spécifique, un facteur d'évaluation supplémentaire peut être appliqué pour tenir compte de l'incertitude associée à une extrapolation.

$$CCL = CL_{50} \times FBC$$

En se basant sur les seuils de toxicité interne (causant un effet aigu ou chronique sur les organismes) et le FBC, la concentration entraînant un effet externe (c.-à-d. dans les eaux de surface) peut être calculée ainsi :

$$CL_{50}(\text{mmol/L}) = CCL(\text{mmol/kg})/FBC(L/kg)$$

Les concentrations de résidus dans les tissus associées à une létalité aiguë des substances narcotiques vont de 2 à 8 mmol/kg (médiane de 3 mmol/kg). En appliquant un rapport toxicité aiguë/toxicité chronique de 10, la létalité chronique médiane est de 0,3 mmol/kg. Cependant, en tenant compte des alertes structurelles prédites par la Boîte à outils (Q)SAR de l'OCDE (2016), l'élément OASIS (version 1.3) suggère que cette substance peut être bioactive. Pour tenir compte de la bioactivité potentielle, nous avons appliqué un facteur d'évaluation de 30 pour estimer les résidus dans les tissus (ECCC 2016a). Les résidus dans les tissus calculés des seuils d'effet d'une exposition aiguë ou chronique sont respectivement de 0,1 et 0,01 mmol/kg pour le DPTT.

Parmi les quelques quelques FBC empiriques rapportés pour le DPTT (tableau 6-3), la valeur la plus élevée de 32 L/kg (CHRIP c2008) a été retenue pour le calcul de la CL_{50} . Cette valeur du FBC a été normalisée pour une teneur standard en lipides de 5 % pour les poissons au centre de la chaîne trophique pour donner une valeur de 32,65 L/kg. Compte tenu des seuils de toxicité interne aiguë et chronique déterminés ci-dessus, les concentrations externes requises pour causer un effet létal aigu ou chronique sur les organismes aquatiques sont calculées de la manière suivante :

$$CL_{50} \text{ aiguë} = CCL(\text{mmol/kg})/FBC(L/kg) = 0,1 \text{ mmol/kg}/32,65 \text{ l/kg} \times 384,7 \text{ mg/mmol} = 1,18 \text{ mg/L}$$

$$CL_{50} \text{ chronique} = CCL(\text{mmol/kg})/FBC(L/kg) = 0,01/32,65 \times 384,7 = 0,12 \text{ mg/L}$$

Les valeurs de CL_{50} aiguë et chronique sont respectivement de 1,18 et 0,12 mg/L. Ces deux valeurs sont supérieures à la solubilité dans l'eau du DPTT (0,01 mg/L, d'après les données sur l'analogie). Toutefois, en faisant le calcul inverse avec la solubilité dans

l'eau (0,01 mg/L) et le facteur de bioaccumulation (32,65 L/kg), nous obtenons un résidu interne dans le poisson d'environ 0,00085 mmol/kg. Cette valeur est bien inférieure au seuil d'effet létal interne aigu (0,1 mmol/kg) qui a été établi pour le DPTT en tant que substance spécifiquement active. Il y a une grande marge entre l'exposition maximale des organismes aquatiques et la concentration externe minimale ayant un effet aigu.

7.2.2 Évaluation de l'exposition

7.2.2.1 Données de surveillance environnementale

Nous n'avons trouvé aucune donnée de surveillance environnementale du DPTT dans les eaux de surface ou tout autre milieu de l'environnement au Canada. Des données très limitées ont été rapportées dans d'autres pays. Au Japon, cette substance a été visée par quelques projets de surveillance environnementale en 1980 (J-CHECK c2010). La limite de détection était de 0,002 à 0,07 µg/L pour les échantillons d'eau et de 0,2 µg/g ps pour les échantillons de sédiments. Le DPTT n'a été détecté dans aucun des échantillons prélevés dans les sédiments ou les eaux de surface. Cependant, aucune information n'était donnée sur les lieux d'échantillonnage (J-CHEC c2010).

7.2.2.2 Scénarios d'exposition

Au Canada, le DPTT est utilisé pour la fabrication de produits en caoutchouc. Comme pour le TMTD, les pertes de cette substance dans les eaux usées d'installations de fabrication de produits en caoutchouc plein sont considérées être la principale source de rejets potentiels dans l'environnement.

En se basant sur les renseignements déclarés lors d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2013) et de suivis faits en 2016, il y a moins de quatre sites industriels utilisant du DPTT pour fabriquer des produits en caoutchouc plein. Cette substance ne devrait pas avoir une utilisation aussi répandue que celle du TMTD. Le scénario d'exposition quantitatif a été développé en se basant sur des paramètres provenant d'une installation canadienne de mélange de caoutchouc plein ayant rapporté l'utilisation de DPTT. L'exposition environnementale a été estimée et est présentée sous forme d'une concentration environnementale estimée (CEE), comme suit :

$$CEE (mg/L) = \frac{Q \times P \times (1 - T)}{D} \times 1\,000\,000$$

Les valeurs retenues pour chacun des paramètres de cette équation sont présentées dans le Tableau 7-6.

Tableau 7-6. Valeurs des paramètres utilisés pour le calcul des CEE pour le DPTT

Symbole	Intrant	Valeur	Justification et référence
Q	Quantité utilisée par site et par jour (kg/jour)	581	La quantité a été estimée en se basant sur la capacité quotidienne de production de mélanges de caoutchouc du site industriel retenu et sur la concentration connue de DPTT dans les composés en caoutchouc.
P	Pertes dans les eaux usées	0,0021 0,0003	D'après l' <i>Emission Scenario Document on Plastic Additives</i> de l'OCDE (OCDE 2009), les rejets dus à la manipulation du matériau brut et au mélange de poudres dont la taille des particules est supérieure à 40 µm sont de 0,21 %. Dans le document d'orientation intitulé <i>Tyre and General Rubber Goods Generic Exposure Scenario</i> (ChemRisk 2010), la limite supérieure du facteur d'émission pour l'utilisation à petite ou à moyenne échelle (sur la base de la quantité totale annuelle) sans prétraitement est de 0,03 %.
T	Taux d'élimination par le système de traitement des eaux usées	0,41	Les données disponibles suggèrent que les eaux usées provenant de cette installation sont rejetées vers une usine de traitement des eaux usées qui fait un traitement secondaire. Le taux d'élimination associé au traitement secondaire des eaux usées a été estimé à 41 % au moyen du modèle SimpleTreat (version 4.0). La biodégradation, en tant que mécanisme principal de dégradation, a été prise en compte pour la modélisation.
D	Volume de dilution ^b (L/jour)	25 776 000	Cette valeur représente le volume de dilution quotidien de l'installation retenue.
Non applicable	Non applicable	1 000 000	Facteur de conversion du kg en mg.

^a Le terme « volume de dilution quotidien » est utilisé pour exprimer la capacité potentielle de dilution du plan d'eau récepteur en relation avec le débit d'effluent du système de traitement des eaux usées. Nous l'avons calculé en multipliant le débit d'effluent (L/jour) par le facteur de dilution du plan d'eau récepteur. Le facteur de dilution est plafonné à 10. Nous avons utilisé la valeur au 2,5^{ème} percentile du débit d'eau du plan d'eau récepteur (pour tenir compte de rejets occasionnels conduisant à une exposition à court terme).

Compte tenu de toutes les données présentées ci-dessus, nous avons estimé les CEE dans le plan d'eau récepteur à proximité de points de rejet à 0,028 et 0,004 mg/L en

nous basant respectivement sur les deux documents d'estimation des émissions de l'OCDE (2009) et de ChemRisk (2010).

Après son rejet dans les effluents des systèmes de traitement des eaux usées, le DPTT devrait rester principalement dans le milieu aquatique, dans les eaux de surface, et y être dégradé. La partie se retrouvant dans les sédiments ne devrait pas être significative. Pendant le processus de traitement des eaux usées, une certaine partie est sorbée sur les biosolides. Néanmoins, l'application de ces biosolides sur des terres agricoles ou son élimination dans des sites d'enfouissement ne devrait pas causer de rejets importants dans les milieux terrestres. L'exposition au DPTT des organismes vivant dans les sédiments ou les sols devrait donc être mineure, elle n'a pas été quantifiée pour l'évaluation de l'exposition.

7.2.3 Caractérisation du risque pour l'environnement

L'approche suivie pour la présente évaluation préalable environnementale était d'examiner les renseignements sur l'évaluation et de tirer des conclusions basées sur le poids de la preuve et le principe de précaution. Nous avons réuni des preuves pour déterminer le potentiel du DPTT du groupe des thiocarbamates à causer des effets nocifs sur l'environnement au Canada. Les éléments de preuve pris en compte incluent ceux évalués pour la présente évaluation qui appuient directement la caractérisation du risque pour l'environnement canadien. Nous avons aussi pris en compte des éléments de preuve secondaires ou indirects, dont des décisions réglementaires et des classifications du danger ou des caractéristiques du devenir établies par d'autres organismes de réglementation.

7.2.3.1 Analyse de quotient de risque

D'après les données sur la toxicité du DPTT et de l'analogue, cette substance ne devrait pas avoir d'effet sur les organismes aquatiques à sa concentration de saturation dans l'eau. Cette substance a également une faible toxicité pour les organismes vivant dans les sédiments. Aucune analyse quantitative du quotient de risque n'a par conséquent été faite pour le milieu aquatique ou les sédiments pour cette substance.

7.2.3.2 Éléments de preuve pris en compte et leur poids pour déterminer le potentiel d'effets nocifs sur l'environnement au Canada

Pour caractériser le risque posé à l'environnement par le DPTT, nous avons pris en compte des renseignements techniques sur divers éléments de preuve (tel que discuté dans les sections pertinentes du présent rapport) et leur avons appliqué une pondération. Les éléments de preuve clés utilisés pour tirer nos conclusions sont donnés dans le tableau 7-7, avec une discussion globale sur la pondération fournie à la section 7.2.2.2. Le niveau de confiance fait référence à 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. La pertinence fait référence à l'impact que l'élément de preuve a sur la détermination du potentiel d'effets nocifs sur

l'environnement. Les qualificateurs utilisés pour l'analyse allaient de faible à élevé, avec cinq pondérations possibles.

Il existe un manque général de données empiriques sur le DPTT. Les données disponibles sur l'analogue, la substance de n° CAS 971-15-3, ont été prises en compte pour évaluer cette substance. Le DPTT a une faible pression de vapeur et une faible solubilité dans l'eau (0,01 mg/L). Il devrait donc subir une dégradation rapide et ne pas persister dans l'environnement. Il ne s'accumule pas dans les organismes.

Les données disponibles suggèrent que le DPTT n'est pas utilisé à grande échelle au Canada, seules quelques entreprises déclarant l'utiliser pour la fabrication de produits en caoutchouc. Les rejets dus aux utilisations industrielles devraient être occasionnels et pénétrer dans les eaux de surface après un passage par un système de traitement des eaux usées. Dans le milieu aquatique, cette substance devrait être dégradée assez rapidement, et son potentiel de transport à grande distance dans l'eau est faible. Par conséquent, les utilisations actuelles de cette substance ne devraient entraîner que des expositions à court terme des organismes présents dans les eaux de surface à proximité du site de rejet. Les CEE dans le plan d'eau récepteur à proximité des sites de rejet sont estimées à 0,004 et 0,028 mg/L, ce qui est légèrement plus élevé, mais du même ordre de grandeur, que la solubilité du DPTT dans l'eau (0,01 mg/L, d'après les données sur l'analogue).

Bien que les données sur sa structure suggèrent que le DPTT est bioactif, il y a un manque d'études *in vivo* et *in vitro* pour caractériser davantage son mode d'action. Quelques alertes structurelles (Q)SAR suggèrent que cette substance a un potentiel de liaison avec l'ADN. Il y a eu aussi un effet mutagène rapporté lors d'une épreuve *in vitro* réalisée avec l'analogue, dont le profilage structurel a donné les mêmes résultats qu'avec le DPTT. Cependant, *in vivo*, aucun effet génétique n'a été observé chez des animaux exposés à une dose relativement élevée de l'analogue.

Il existe un manque de données empiriques sur la toxicité du DPTT pour les organismes. En se basant sur les données de toxicité aiguë pour l'analogue, le DPTT ne devrait pas avoir d'effets nocifs à sa concentration de saturation dans l'eau suite à une exposition à court terme. En suivant une approche basée sur la charge corporelle létale, il y a aussi une grande marge entre l'exposition maximale estimée des organismes aquatiques (0,00085 mmol/kg) et la concentration externe minimale causant un effet aigu (0,1 mmol/kg), suggérant que l'exposition environnementale à cette substance ne devrait pas atteindre la concentration interne causant un effet aigu.

Tel que susmentionné, la pondération des éléments de preuve clés est présentée dans le Tableau 7-7 ci-dessous. Le niveau de confiance fait référence à 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 pour l'élément de preuve. La pertinence fait référence à l'impact de l'élément de preuve sur la détermination du potentiel d'effets nocifs sur l'environnement canadien. Les qualificateurs utilisés dans l'analyse vont de faible à élevé.

Tableau 7-7. Éléments de preuve clés pondérés pris en compte pour déterminer le potentiel d'effets nocifs du DPTT sur l'environnement canadien

Élément de preuve	Niveau de confiance ^a	Pertinence pour l'évaluation ^b	Pondération assignée ^c
Persistance dans l'environnement	élevé	faible	modérée
Potentiel de transport à longue distance	élevé	faible	modérée
Bioaccumulation dans les organismes aquatiques	élevé	faible	modérée
Mode d'action et/ou autres données non apicales	faible	modérée	faible à modérée
Résidus corporels critiques pour les organismes aquatiques	modéré	modérée	modérée

a Le niveau de confiance est déterminé en fonction de la qualité des données, de leur variabilité, des lacunes dans les données et de l'adéquation des données à leur objectif.

b La pertinence fait référence à l'impact de la preuve sur l'évaluation.

c Une pondération est assignée à chaque élément de preuve en fonction du niveau combiné de confiance et de pertinence pour l'évaluation.

7.3 Sensibilité de la conclusion aux incertitudes clés

Il convient de noter que les eaux usées générées par la production de caoutchouc plein devraient être la principale source de rejets de TMTD et de DPTT. Cependant, de tels rejets peuvent varier d'une installation à l'autre suivant les pratiques spécifiques. Il existe une incertitude due aux renseignements limités et à la variabilité intrinsèque de la fréquence d'utilisation du TMTD pour la production de produits en caoutchouc plein au Canada. En conséquence, les capacités quotidiennes de production des installations de mélange de caoutchouc plein associées au TMTD ont été utilisées pour calculer la quantité quotidienne représentative de TMTD utilisé à 509 kg/jour pour le scénario d'exposition quantitatif. À l'opposé, la quantité critique utilisée quotidiennement, celle qui résulte en un QR de 1, a été calculée respectivement à 4 et 28 kg/jour en utilisant des pertes dans les eaux usées de 0,0021 et 0,0003. Ceci suggère que les quantités quotidiennes de TMTD utilisées bien inférieures à celles mentionnées dans le scénario d'exposition quantitatif ont le potentiel de causer des effets nocifs sur l'environnement.

8. Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

8.1 DPTT

Le DPTT a été inclus dans le Document sur l'approche scientifique – Approche fondée sur le seuil de préoccupation toxicologique (SPT) pour certaines substances (Santé Canada 2016b). Dans cette approche, un arbre décisionnel, qui tient compte de caractéristiques structurelles et de données chimiques spécifiques à la génotoxicité (p. ex. épreuve Ames), a été utilisé pour assigner un seuil d'exposition humaine à une

substance chimique au-dessous duquel la probabilité de risque pour la santé humaine est faible (c.-à-d., valeur du SPT). Des représentations structurales des substances ont été utilisées pour calculer des valeurs du SPT. Les substances ont été examinées en fonction de critères d'exclusion puis, pour chaque substance visée par l'approche fondée sur le SPT des estimations prudentes de l'exposition ont été faites. Les expositions environnementales ont été estimées en tant que résultat de rejets potentiels dans l'environnement par des activités commerciales. Une estimation de l'exposition a été faite pour les substances pouvant être utilisées dans les produits disponibles pour les consommateurs, comme des ingrédients de parfum dans des cosmétiques, des aliments (p. ex. aromatisants alimentaires et substances utilisées pour la fabrication de matériaux d'emballage alimentaire) et des produits disponibles pour les consommateurs tels que des lubrifiants et des adhésifs. Pour chaque substance, les estimations de l'exposition ont été comparées à leur SPT, et les substances dont les estimations de l'exposition étaient inférieures au SPT ont été jugées peu préoccupantes pour la santé humaine, compte tenu des niveaux d'exposition actuels. Les résultats spécifiques au DPTT obtenus au moyen de l'approche fondée sur le SPT sont présentés dans le tableau 8-1. D'autres détails sur les données et les éléments pris en compte pour l'approche fondée sur le SPT sont donnés dans le document sur l'approche scientifique de Santé Canada (2016b).

Tableau 8-1. Résultats obtenus pour le DPTT en suivant l'approche fondée sur le seuil de préoccupation toxicologique

N° CAS	Valeur du SPT (µg/kg pc/jour)	Estimation de l'absorption environnementale (µg/kg pc/jour)	Estimation de l'exposition due à l'utilisation de produits (µg/kg pc/jour)
120-54-7	1,5	3,42E-1	s.o.

En se basant sur ces résultats, le DPTT a été jugé non préoccupant pour la santé humaine aux niveaux d'exposition actuels.

8.2 TMTD

8.2.1 Évaluation de l'exposition

Le TMTD n'est pas présent naturellement dans l'environnement. Selon l'ECHA (2010), il a une solubilité modérée dans l'eau, mais s'y dégrade rapidement. Il a une faible pression de vapeur et ne devrait donc être présent dans l'air. Il ne devrait pas non plus être bioaccumulé ni être persistant. Le TMTD n'a pas non plus été détecté dans l'eau douce, l'eau marine, l'eau de pluie ni des eaux souterraines en Europe (ECHA c2007-2017). Il n'existe aucune donnée canadienne sur les substances du groupe des thiocarbamates dans les études de biosurveillance de la poussière, de l'air intérieur, de l'air extérieur ou l'eau potable. La distribution dans l'environnement a été estimée au moyen de ChemCAN, basée sur les concentrations moyennes dans de grandes régions. Ce modèle a prédit de faibles concentrations de TMTD (de l'ordre du

nanogramme), principalement dans les eaux de surface, moins de 0,001 % se retrouvant dans les sols, l'air et les sédiments (ChemCAN 2003). La concentration estimée dans les eaux de surface a été utilisée comme valeur de substitution pour les données sur l'eau potable. L'absorption due à l'eau potable allait jusqu'à $1,3 \times 10^{-6}$ mg/kg pc/jour pour les nourrissons (âgés de 0 à 6 mois) nourris de préparations, pour une consommation d'eau potable de 0,8 L/jour et un poids corporel de 7,5 kg (Santé Canada 1998). Par conséquent, l'environnement ne devrait pas être une source significative d'exposition des humains au TMTD.

D'après les données recueillies lors du suivi effectué en 2016 auprès de parties intéressées (ECCC 2016a), il ne devrait y avoir aucun résidu de TMTD résultant de son utilisation pour la fabrication de pièces d'automobile. Le TMTD étant désulfuré en quelques minutes lors de la vulcanisation du caoutchouc, aucun résidu ne devrait provenir de produits en caoutchouc vulcanisé. Le TMTD n'est pas non plus détecté dans les produits finaux (Bergendorff *et al.* 2007).

En ce qui concerne l'exposition due à des produits disponibles pour les consommateurs, étant donné la faible concentration de TMTD dans les adhésifs et la surface de contact limitée avec la peau, l'utilisation de rubans adhésifs devrait conduire à une exposition minimale (communication personnelle de certains déclarants lors de l'enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE; Santé Canada 2016).

Au cas où elle existerait, l'exposition au TMTD due son utilisation pour la fabrication de matériaux d'emballage alimentaire devrait être négligeable (communication personnelle, courriel de la Direction générale des produits de santé et des aliments de Santé Canada au Bureau d'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada, août 2016; non référencé).

En résumé, l'exposition de la population générale due à des utilisations non pesticides du TMTD devrait être nulle, faible ou négligeable.

8.2.2 Évaluation des effets sur la santé

En se basant sur l'examen du thirame fait par l'ARLA (Santé Canada 2016a), cette substance est rapidement absorbée, distribuée et métabolisée après une administration par voie orale. Elle est principalement éliminée par la respiration et, dans une moindre mesure, dans les excréments, avec peu de distribution dans les tissus. Elle a une légère toxicité aiguë par voie orale et une faible toxicité aiguë par voie cutanée et par inhalation. Elle est modérément irritante pour les yeux, mais pas pour la peau. C'est un sensibilisant cutané. Une dose sans effet nocif observé (DSENO) de 1,86 mg/kg pc/jour a été utilisée pour caractériser les risques associés à tous les types et durées d'exposition, basée sur une neurotoxicité pour le développement à 4,36 mg/kg pc/jour. Chez de jeunes rats, une modification de l'activité motrice, une accoutumance à l'activité motrice réduite et des effets sur l'apprentissage et la mémoire ont été observés en l'absence de toxicité maternelle. Lors d'une étude sur la toxicité pour la reproduction sur deux générations, de jeunes rats ont également présenté une diminution du poids

corporel en l'absence d'effet chez les parents. Une toxicité pour la reproduction, basée sur des anomalies des spermatozoïdes, des effets sur les testicules et une diminution de la fertilité aux doses plus élevées, a été observée lors d'une autre étude avec le rat. Suite à l'obtention de nouvelles données, l'ARLA a confirmé cette DSENO dans une mise à jour de l'examen du thirame et des produits d'utilisation finale associés (Santé Canada 2018). Il a été conclu dans cet examen que le thirame peut avoir une certaine activité mutagène et clastogène, mais qu'il existe une incertitude quant à son potentiel pour d'autres types de génotoxicité. De plus, des incidences accrues d'adénomes des cellules C thyroïdiennes et des adénomes hépatocellulaires observées lors d'une étude de deux ans sur la cancérogénicité ont été considérées liées au traitement chez le groupe ayant reçu la dose la plus élevée. L'incidence de chacun des types de tumeur manquait d'importance statistique par paire, bien qu'une tendance statistiquement significative existait. Ces tumeurs étaient bénignes, et il n'y avait aucune preuve de leur progression en tumeurs malignes. La marge entre l'absorption journalière tolérable et la DSENO pour ces tumeurs a été considérée suffisamment protectrice de la santé (Santé Canada 2018). Santé Canada a connaissance de recherches sur les effets du thirame sur le système endocrinien et le système reproducteur chez des mammifères, et les doses toxicologiques de référence retenues par l'ARLA sont protectrices pour les effets dus à des utilisations pesticides (communication personnelle, courriel de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada au Bureau d'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada, février 2019; non référencé).

8.2.3 Caractérisation du risque pour la santé humaine

En termes d'utilisation non pesticides, le TMTD est une substance utilisée principalement comme additif pour la fabrication de matériaux et de produits. L'absorption estimée la plus élevée due à l'eau potable ($1,3 \times 10^{-6}$ mg/kg pc/jour) est bien inférieure à la dose journalière tolérable (0,002 mg/kg pc/jour) établie par l'ARLA, et le risque pour la santé humaine devrait être moindre en raison de la nature prudente de l'estimation de l'exposition (hydrolyse rapide dans l'eau, faible pression de vapeur et faible potentiel de bioaccumulation et de persistance). En tant que tel, le risque pour la santé dû aux milieux de l'environnement n'est pas préoccupant. Aucun résidu ne devrait être dû à son utilisation comme additif dans des produits en caoutchouc vulcanisé. L'exposition due à l'utilisation de TMTD pour la fabrication de matériaux d'emballage alimentaire devrait être nulle ou négligeable. Il pourrait y avoir une exposition minimale aux résidus de TMTD due à l'utilisation de certains produits adhésifs.

Bien que l'exposition de la population générale due à des utilisations non pesticides du TMTD ne soit pas préoccupante aux niveaux actuels, cette substance est considérée avoir des effets préoccupants, dont une neurotoxicité pour le développement et une cancérogénicité. Par conséquent, elle pourrait devenir préoccupante pour la santé humaine si les expositions venaient à augmenter.

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

Il existe une incertitude associée aux concentrations prédites de TMTD dans l'environnement, mais étant donné les quantités utilisées et sa dégradation rapide, les expositions dues aux rejets industriels ne devraient pas être préoccupantes pour les humains. Il n'existe pas d'étude sur la toxicité par inhalation à court terme ayant évalué les paramètres de neurotoxicité, et la fourniture de telles données à l'ARLA pourrait avoir un impact sur les doses toxicologiques de référence retenues par l'ARLA.

9. Conclusion

Compte tenu de tous les éléments de preuve avancés dans la présente évaluation préalable, le TMTD pose un risque d'effets nocifs sur l'environnement. Il est conclu que le TMTD satisfait aux critères de l'alinéa 64 a) de la LCPE, car il pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sur sa diversité biologique. Cependant, il est conclu que cette substance ne satisfait pas aux critères de l'alinéa 64 b) de la LCPE, car elle ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ni dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger pour l'environnement essentiel à la vie.

Compte tenu de tous les éléments de preuve avancés dans la présente évaluation préalable, le DPTT pose un risque faible d'effets nocifs sur l'environnement. Il est conclu que le DPTT ne satisfait à aucun des critères de l'alinéa 64 a) ou 64 b) de la LCPE, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ni dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sa diversité biologique ou qui constituent ou peuvent constituer un danger pour l'environnement essentiel à la vie.

Sur la base des renseignements présentés dans la présente évaluation préalable, il est conclu que le TMTD et le DPTT ne satisfont pas aux critères de l'alinéa 64 c) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ni dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

Il est donc conclu que le TMTD satisfait à un ou à plusieurs des critères de l'article 64 de la LCPE et que le DPTT ne satisfait à aucun de ces critères.

Il a aussi été déterminé que le TMTD ne satisfait pas aux critères de persistance ou de bioaccumulation du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE.

Références

ACD/Percepta [modèle de prédiction]; 2015; version 14.0.0; Toronto (ON) : Advanced Chemistry Development, Inc. (disponible en anglais seulement).

Ahrens A., Aust N., Bögi C., Heezen L., Schöder F., Tolls J. et Traas T.; 2011; SPERCs: refined emission estimation under REACH [rapport d'atelier de travail non publié, 4 avril 2011, Bruxelles]; Poster présenté à SETAC Europe, Milan, mai 2011 (disponible en anglais seulement).

Atanasov A.G., Tam S., Rocken J.M., Baker M.E. et Odermatt A.; 2003; Inhibition of 11 beta-hydroxysteroid dehydrogenase type 2 by dithiocarbamates; *Biochemical and Biophysical Research Communications*, vol. 308, p. 257-262 (disponible en anglais seulement).

Balakirev M.Y. et Zimmer G.; 2001; Mitochondrial injury by disulfiram: two different mechanisms of the mitochondrial permeability transition; *Chemico-Biological Interactions*, 138(3), p. 299-311 (disponible en anglais seulement).

[BDIPSN] Base de données d'ingrédients de produits de santé naturels; [modifié le 7 mai 2018]; Ottawa (ON) : gouvernement du Canada

[BDPP] Base de données sur les produits pharmaceutiques; [modifiée le 17 juillet 2017]; Ottawa (ON) : gouvernement du Canada [consultée le 30 juin 2016].

[BDPSNH] Base de données sur les produits de santé naturels homologués; [modifiée le 6 février 2018]; Ottawa (ON) : gouvernement du Canada.

Bergendorff O., Persson C., Ludtk A. et Hansson C.; 2007; Chemical changes in rubber allergens during vulcanization; *Contact Dermatitis*, 57, p. 152–157 (disponible en anglais seulement).

Boîte à outils QSAR de l'OCDE [outil de lecture croisée]; 2015; ver. 3.3.5; Paris (France) : Organisation de coopération et de développement économiques, Laboratoire de chimie mathématique (disponible en anglais seulement).

Canada; 1978; Règlement sur les aliments et drogues, C.R.C., ch. 870.

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.

Catalogic [Model for predicting environmental fate and ecotoxicity]; 2015; v. 5.11.13; Bourgas (Bulgarie) : Université Prof. Dr. Assen Zlatarov, Laboratoire de chimie mathématique (disponible en anglais seulement).

[CE] Commission européenne; 2003; Review report for the active substance thiram [PDF]; CE : Direction générale pour la protection de la santé et des consommateurs (disponible en anglais seulement).

ChemCAN [Level III fugacity model of 24 regions of Canada]; 2003; v. 6.00; Peterborough (ON) : Université Trent, Canadian Centre for Environmental Modelling and Chemistry (disponible en anglais seulement).

ChemIDplus [base de données]; 1993- ; Bethesda (MD) : US National Library of Medicine [mise à jour le 26 novembre 2012; consulté le 2 novembre 2016] (disponible en anglais seulement).

Cheminfo; 2013; Rubber Products Manufacturing Sector Study: Sector Overview, Pollution Prevention Practices and Pollution Control Measures; Préparé par Cheminfo Service Inc. (disponible en anglais seulement).

Chemnet; 2015; CAS RN 120-54-7 (disponible en anglais seulement).

ChemRisk; 2010; Tyre and general rubber goods generic exposure scenario. Emission factor guidance for formulation and industrial use; Préparé par ChemRisk LLC, Pittsburgh (PA) (disponible en anglais seulement).

Chipinda I., Hettick J.M., Simoyi R.H. et Siegel P.D.; 2007; Oxidation of 2-Mercaptobenzothiazole in Latex Gloves and Its Possible Haptenation Pathway; Chem. Res. Toxicol., 20(8), p. 1084–1092 (disponible en anglais seulement).

CITI; 1991; Data of existing chemicals based on the CSCL Japan; Chemicals Inspection and Testing Institute, Japon (disponible en anglais seulement).

DCED; 2012; Evaluation of 22 SIN List 2.0 substances according to the Danish proposal on criteria for endocrine disruptors; Centre danois sur les perturbateurs endocriniens (disponible en anglais seulement).

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada; 2016a; Data collected from a targeted information gathering initiative for assessments under the Chemicals Management Plan (June 2016); données préparées par ECCC et Santé Canada, Programme des substances existantes (disponible en anglais seulement).

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada; 2016b; Document sur l'approche scientifique : Classification du risque écologique des substances organiques; Ottawa (ON) : gouvernement du Canada.

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada; 2016c; Preliminary results from a research project under CMP; Environnement et Changement climatique Canada; non publié (disponible en anglais seulement).

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada; 2018; Data collected from a targeted information gathering initiative for assessments under the Chemicals Management Plan (June 2016) and subsequent follow up in 2018; données préparées par ECCC et Santé Canada, Programme des substances existantes (disponible en anglais seulement).

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada; [modifié le 12 mars 2017]; Catégorisation de substances chimiques; Ottawa (ON), gouvernement du Canada [consulté le 19 juillet 2016].

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

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques; c2007-2015; Substances enregistrées; résultats de recherche pour les n° CAS 120-54-7, 137-26-8 et 971-15-3; Helsinki (Finlande) : ECHA [mis à jour le 24 mai 2018, consulté en août 2016] (disponible en anglais seulement).

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques; 2010; Annex 14: Summary profiles of chemicals with information on use, production, mission, monitoring and legal status [PDF]; Helsinki (Finlande) : ECHA (disponible en anglais seulement).

[EFSA] Autorité européenne pour la sécurité alimentaire; 2016; Public consultation on the active substance thiram; Parme (Italie) : EFSA (disponible en anglais seulement).

Environnement Canada; 2009; DSL Inventory Update Phase 1 data collected under the Canadian Environmental Protection Act, 1999, section 71: Notice with respect to certain substances on the Domestic Substances List; Données préparées par : Environnement Canada, Santé Canada; Programme des substances existantes (disponible en anglais seulement).

Environnement Canada; 2013; DSL Inventory Update Phase 2 data collected under the Canadian Environmental Protection Act, 1999, section 71: Notice with respect to certain substances on the Domestic Substances List; Données préparées par : Environnement Canada, Santé Canada; Programme des substances existantes (disponible en anglais seulement).

[EPI Suite] Estimation Program Interface Suite for Microsoft Windows; 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).

[EQC] Equilibrium Criterion Model; 2011; Peterborough (ON) : Université Trent, Canadian Environmental Modelling Centre (disponible en anglais seulement).

FAO; 1997; Pesticide Residues in Food; Report sponsored jointly by FAO and WHO; 4.24, Thiram (Dithiocarbamates, 105) (consulté le 12 juillet 2016) (disponible en anglais seulement).

Filipe O.M.S., Santos S.A.O., Domingues M.R.M., Vidal M.M., Silvestre A.J.D., Neto C.P. et Santos E.B.H.; 2013; Photodegradation of the fungicide thiram in aqueous solutions. Kinetic studies and identification of the photodegradation products by HPLC–MS/MS; *Chemosphere*, 91, p. 993-1001 (disponible en anglais seulement).

Garbrecht M.R., Krozowski Z.S., Snyder J.M. et Schmidt T.J.; 2006; Reduction of glucocorticoid receptor ligand binding by the 11-beta hydroxysteroid dehydrogenase type 2 inhibitor, Thiram; *Steroids*, 71, p. 895-901 (disponible en anglais seulement).

Gay M.H.; 1987; Rat metabolism of 14C thiram single dose study; Project 87003B; Biotek Inc, États-Unis; non publié (disponible en anglais seulement).

Gay M.H., Norris K.J., Nomeir A.A., Markham P. et McManus J.P.; 1992; Metabolism of orally administered 14C-thiram in rats; Project 8767, 8833, 8839, 8926A, 9049; Biotek Inc., Analytical Development Corp., Arthur D. Little Inc., Uniroyal Chemical Co Inc.; non publié (disponible en anglais seulement).

Gupta B., Rani M., Kumar R. et Dureja P.; 2012; Identification of degradation products of thiram in water, soil and plants using LC-MS technique; *Journal of Environmental Science and Health Part B*, 47(8), p. 823-831 (disponible en anglais seulement).

[HCN] Conseil de la santé des Pays-Bas; 2003; Health-based reassessment of administrative occupational exposure limits. Thiram. CAS RN 137-26-8 [PDF]; La Haye (Pays-Bas) : HCN, Committee on Updating Of Occupational Exposure Limits, Health Council of the Netherlands (disponible en anglais seulement).

Hermens J.L.M.; 1990; Electrophiles and Acute Toxicity to Fish; *Environmental Health Perspectives*, 87, p. 219-225 (disponible en anglais seulement).

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank [database on the Internet]; 1983– ; Bethesda (MD): National Library of Medicine (US) [consulté le 26 novembre 2015] (disponible en anglais seulement).

[J-CHECK] Japan Chemicals Collaborative Knowledge database [base de données]; c2010- ; Tokyo (Japon) : National Institute of Technology and Evaluation (NITE) [consulté en août 2016] (disponible en anglais seulement).

[KEMI] Agence suédoise des produits chimiques; 2015; Substances evaluation conclusion as required by REACH Article 48 and evaluation report for thiram: EC No 205-286-2: CAS RN 137-26-8 [PDF]; Sundbyberg (Suède) : KEMI (disponible en anglais seulement).

Kidd H. et James D.R. éditeurs; 1991; *The Agrochemicals Handbook, Third Edition*. Royal Society of Chemistry Information Services; Cambridge (Royaume-Uni), p. 3-11 (disponible en anglais seulement).

Lide D.R.; 2003; *CRC Handbook of chemistry and physics*; 84th edition (disponible en anglais seulement).

Lopez-Antia A., Ortiz-Santaliestra M.E., Blas E.G., Camarero P.R., Mougeot F. et Mateo R.; 2015; Adverse effects of thiram-treated seed ingestion on the reproductive performance and the offspring immune function of the red-legged partridge; *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34(6), p. 1320-1329 (disponible en anglais seulement).

Milenkovski S., Bääth E., Lindgren P.E. et Berglund O.; 2010; Toxicity of fungicides to natural bacterial communities in wetland water and sediment measured using leucine incorporation and potential denitrification; *Ecotoxicology*, 19(2), p. 285–294 (disponible en anglais seulement).

Mishra V.K., Srivastava M.K. et Raizada R.B.; 1998; Testicular toxicity in rat to repeated oral administration of tetramethylthiuram disulfide (Thiram); *Indian J. Exp. Biol.*, 36(4), p. 390-394 (disponible en anglais seulement).

Namazie International; c2014; Latex:concentrated latex [consulté le 15 avril 2019] (disponible en anglais seulement).

[NCI] *National Chemical Inventories* [base de données sur CD-ROM]; 2015; Issue 2. Columbus (OH): American Chemical Society [consulté le 1er décembre 2016] (disponible en anglais seulement).

NIH. 2016. United States National Institutes of Health. [Consulté en octobre 2016]. Accès : <http://www.nih.gov> (disponible en anglais seulement).

Nollet; 2000; *Handbook of water analysis*; Marcel Dekker Inc. éditeur, ISBN 0-8247-8433-2, p. 619 (disponible en anglais seulement).

Norris K.J.; 1993a; Determination of the metabolic fate of 14C-thiram orally administered to lactating goats. Project 1057. ADC report 1057-1; Analytical Development Corporation (ADC), États-Unis; non publié, cité dans FAO (1997) (disponible en anglais seulement).

Norris K.J.; 1993 b; Determination of the metabolic fate of 14C-thiram orally administered to laying hens. Project 1058. ADC report 1058-1, including addendum no. 1; Analytical Development Corporation (ADC), États-Unis; non publié, cite dans FAO (1997) (disponible en anglais seulement).

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques; 2004; *Emission scenario document on additives in rubber industry* [PDF]; Paris (France) : OCDE, Direction de l'environnement

(Series on Emission Scenario Documents No. 6; Reports No.: ENV/JM/MONO(2004)11, JT00166668) (disponible en anglais seulement).

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques; 2006; The OECD Pov and LRTP Screening Tool 2.2. Software and Manual; OCDE, Paris (France); <http://www.oecd.org/env/riskassessment> (disponible en anglais seulement).

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques; 2009; Emission scenario document on plastic additives [PDF]; Paris (France) : OCDE, Direction de l'environnement (Series of Emission Scenario Documents No 3; Reports No.: ENV/JM/MONO(2004)8/REV1, JT03267870) (disponible en anglais seulement).

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques; 2010; SIDS Initial Assessment report : bis(diméthylthiocarbamoyl)disulfide; thiram : CAS No. 137-26-8; SIAM (SIDS Initial Assessment Meeting) 31: 2010 October; Paris (France) (disponible en anglais seulement).

Santé Canada; 1998; Exposure factors for assessing total daily intake of priority substances by the general population of Canada; rapport non publié; Ottawa (ON) : gouvernement du Canada (disponible en anglais seulement).

Santé Canada; 2016a; Projet de décision de réévaluation PRVD2016-07, Thirame; Ottawa (ON) : gouvernement du Canada.

Santé Canada; 2016b; Document sur l'approche scientifique - Approche fondée sur le seuil de préoccupation toxicologique (SPT) pour certaines substances; Ottawa (ON) : gouvernement du Canada.

Santé Canada; 2018; Décision de réévaluation RVD2018-38, Thirame et préparations commerciales connexes; Ottawa (ON) : gouvernement du Canada.

Santé Canada; [modifié le 3 décembre 2019]; Liste critique des ingrédients de cosmétiques : Liste des ingrédients dont l'usage est interdit ou restreint dans les cosmétiques; Ottawa (ON) : Santé Canada [consultée le 16 janvier 2020].

Schuermann G., Ebert R.U. et Kuhne R.; 2006; Prediction of the Sorption of Organic Compounds into Soil Organic Matter from Molecular Structure; Environ. Sci. Technol, 40, p. 7005-7011 (disponible en anglais seulement).

Stoker T.E., Goldman J.M. et Cooper R.L.; 1993; The dithiocarbamate fungicide thiram disrupts the hormonal control of ovulation in the female rat; Reprod. Toxicol., 7(3), p. 211-218 (disponible en anglais seulement).

Stoker T.E., Jeffay S.C., Zucker R.M., Cooper R.L. et Perreault S.D.; 2003; Abnormal fertilization is responsible for reduced fecundity following thiram-induced ovulatory delay in the rat; Biology of Reproduction, 68, p. 2142-2149 (disponible en anglais seulement).

Teraoka H., Urakawa S., Nanba S., Nagai Y., Dong W., Imagawa T., Tanguay R.L., Svoboda K., Handley-Goldstone H.M., Stegeman J.J. et Hiraga T.; 2006; Muscular contractions in the zebrafish embryo are necessary to reveal thiuram-induced notochord distortions; Toxicology and Applied Pharmacology, 212, p. 24-34 (disponible en anglais seulement).

Tomlin C.D.S.; 2003; The e-Pesticide Manual, version 3.0; Thiram, 13 th edition; Éditeur : Surrey (Royaume-Uni) : British Crop Protection Council (disponible en anglais seulement).

[UH PPDB] University of Hertfordshire Pesticide Properties DataBase [base de données]; 2015; Hertfordshire (Royaume-Uni) : Université d'Hertfordshire [consulté le 28 octobre 2016] (disponible en anglais seulement).

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2001; The grouping of a series of dithiocarbamate pesticides based on a common mechanism of toxicity; United States Environmental Protection Agency, Washington D.C. 20460 (disponible en anglais seulement).

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2004a; Environmental fate and ecological risk assessment for the registration of Thiram; United States Environmental Protection Agency, Washington, DC 20460, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances (disponible en anglais seulement).

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2004b; Reregistration Eligibility Decision for Thiram; Washington (DC): United States Environmental Protection Agency, Office Of Prevention, Pesticides and Toxic Substances (disponible en anglais seulement). [consulté le 2 juillet 2019]

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2010; TSCA New Chemicals Program (NCP) Chemical Categories [PDF]; Washington (DC): United States Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics (disponible en anglais seulement).

Yang C., Hamel C., Vujanovic V. et Gan Y.; 2011; Fungicide: Modes of action and possible impact on nontarget microorganisms; International Scholarly Research Network, volume 2011, article ID 130289 (disponible en anglais seulement).