



Government of Canada Gouvernement du Canada

**Rapport d'évaluation préalable sur
2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphénol
(BDTP)**

**Numéro de registre du Chemical Abstracts Service
25973-55-1**

**Environnement et Changement climatique Canada
Santé Canada**

Mai 2016

N° de cat. : En14-236/2015F-EPUB
ISBN 978-0-660-03471-3

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 enviroinfo@ec.gc.ca.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement et Changement climatique, 2016.

Also available in English

Sommaire

Conformément à l'article 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) [LCPE], les ministres de l'Environnement et Changement climatique et de la Santé ont procédé à une évaluation préalable sur le 2-(2*H*-Benzotriazol-2-yl-4)-4,6-di-*tert*-pentyloxyphénol, ci-après appelé BDTP, numéro de registre du Chemical Abstract Service (n° CAS) 25973-55-1. Cette substance a été considérée comme une priorité pour les évaluations préalables, car elle répondait aux critères de catégorisation en vertu du paragraphe 73(1) de la LCPE.

Le BDTP est une substance qui ne se trouve pas naturellement dans l'environnement. La substance n'est pas fabriquée au Canada. Les résultats d'une enquête menée en application de l'article 71 de la LCPE indiquent qu'en l'an 2000, entre 100 000 et 1 000 000 kg de la substance ont été importés au Canada aux fins d'utilisation en tant qu'absorbant UV dans les plastiques, les peintures et les revêtements automobiles et industriels. D'après des renseignements plus récents fournis par les intervenants sur une base volontaire, les quantités d'importation et d'utilisation de BDTP étaient de l'ordre de 10 000 et 100 000 kg en 2013.

Le BDTP a une faible hydrosolubilité, un fort coefficient de partage octanol-eau et une faible pression de vapeur. Cette substance ne devrait pas être présente de manière significative dans l'air, et ne devrait pas être transportée dans l'atmosphère sur de grandes distances. Si elle est rejetée dans l'eau, la substance devrait se répartir en grande partie dans les matières particulaires et les matières organiques en raison de sa nature hydrophobe, et devrait donc finir dans les sédiments. Si la substance est rejetée dans le sol, elle demeurera dans ce milieu.

Les données expérimentales indiquent que le BDTP ne se dégrade pas rapidement dans l'eau, le sol ou les sédiments. Des données empiriques et des prévisions modélisées donnent à penser que la substance a un potentiel de bioconcentration et de bioaccumulation dans les organismes aquatiques et peut être bioamplifiée dans les réseaux alimentaires.

Au Canada, le BDTP devrait principalement être rejeté à partir des utilisations industrielles dans l'eau de surface et finira par se répartir dans les sédiments. Dans le cadre d'un récent projet de surveillance des eaux usées, la substance a été décelée à de très faibles concentrations dans les influents et les effluents des systèmes de traitement des eaux usées, les biosolides, les eaux de surface et les sédiments au Canada. Il a également été découvert dans le sol et le biote dans d'autres pays.

Évaluation écologique

Afin d'évaluer l'exposition potentielle au BDTP dans l'environnement aquatique canadien, on a calculé les concentrations environnementales estimées (CEE) de manière prudente pour deux sites industriels, d'après les quantités les plus élevées utilisées pour chaque site, en vue de caractériser les rejets industriels de cette

substance dans les eaux de surface découlant de la fabrication de plastiques et de la fabrication de peintures et d'enduits. En vue de gérer l'incertitude associée aux utilisations industrielles du BDTP ainsi que la non-représentativité potentielle des sites sélectionnés, un certain nombre de scénarios génériques ont également été élaborés. Tant la concentration à court terme près de l'emplacement de l'émissaire du BDTP et l'exposition à plus long terme pour les organismes aquatiques dans le plan d'eau récepteur ont été estimées.

Afin d'évaluer l'exposition des poissons et de la faune, les CEE aquatiques ont ensuite servi à estimer les résidus de BDTP dans les tissus de poissons de niveau trophique intermédiaire; ces données ont ensuite été utilisées pour calculer les absorptions quotidiennes totales (AQT) pour les organismes terrestres qui consomment du poisson (visons et loutres de rivière) en tant qu'indicateurs d'exposition. L'exposition au BDTP dans les sédiments a également été estimée; toutefois, en raison du manque de données sur les effets des sédiments, une analyse du quotient de risque n'a pas été réalisée pour ce milieu.

Les seules données empiriques sur la toxicité disponibles pour le BDTP sont les données issues d'études de toxicité aiguë sur les organismes aquatiques qui n'indiquent aucun effet au niveau de la saturation dans l'eau. Compte tenu de la mauvaise biodisponibilité de la substance d'essai dans l'eau, en particulier au cours d'une exposition à court terme, le taux d'absorption de cette substance à partir de l'eau seulement peut ne pas être suffisant pour atteindre la concentration avec effet interne chez les organismes d'essai. Par conséquent, les données expérimentales obtenues à partir d'études sur la toxicité aquatique aiguë sont considérées comme insuffisantes pour caractériser la toxicité de cette substance.

L'approche de la charge corporelle critique et une évaluation de l'exposition de la faune ont été utilisées pour caractériser l'effet du BDTP sur les organismes aquatiques et la faune. Dans l'approche de la charge corporelle critique, on a estimé les concentrations avec effet externe aigu et chronique pour les poissons, en se fondant sur le potentiel de bioaccumulation de cette substance et les seuils d'effet interne pour les phénols encombrés. Dans l'évaluation de l'exposition de la faune, l'effet sur la faune terrestre a été caractérisé par les valeurs de toxicité chronique de référence déterminées pour le vison et la loutre de rivière, qui ont été établies en fonction des données à partir d'une étude sur la toxicité à doses répétées chez les rats.

Dans les deux scénarios industriels propres au site, les concentrations à court terme près du point de rejet et les concentrations d'exposition à long terme dans les eaux réceptrices se sont révélées être inférieures aux concentrations avec effet externe correspondantes calculées pour les poissons dans l'approche de la charge corporelle critique. Cela laisse entendre que le risque pour les organismes aquatiques qui se trouvent dans l'environnement avoisinant au Canada est faible. Quant à la faune, les absorptions quotidiennes totales pour le vison et la loutre de rivière étaient inférieures aux seuils respectifs de toxicité chronique, ce qui indique que le risque pour la faune

terrestre associé à la consommation à long terme de poissons contaminés par le BDTP n'est pas significatif pour les sites choisis pour représenter la fabrication de plastiques et le secteur des peintures et des produits de revêtement.

Dans les scénarios génériques, de fortes concentrations de résidus dans les tissus ont été trouvées chez les poissons, si on supposait que le total des rejets de BDTP d'une entreprise de fabrication de plastiques entrerait dans une petite rivière. En supposant que le récepteur faunique passe 100 % de son temps dans la zone contaminée et se nourrit de poissons contaminés, les absorptions quotidiennes totales à long terme de BDTP par la faune terrestre sont proches des valeurs de toxicité chronique de référence ou légèrement supérieures. Compte tenu du fait qu'un risque potentiel a été déterminé uniquement dans les scénarios génériques lorsque des hypothèses très prudentes ont été émises, plus de poids de la preuve est accordé aux résultats des scénarios propres au site.

D'après les résultats, de l'évaluation écologique, il est conclu que le BDTP ne satisfait pas aux critères énoncés à l'alinéa 64(a) ou (b) de la LCPE, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

Évaluation en matière de santé humaine

La base de données sur les effets du BDTP sur la santé est limitée mais des études de toxicité chronique concernant des analogues sélectionnés ont indiqué qu'il n'y avait aucun signe de cancérogénicité chez les animaux de laboratoire; de plus, les données disponibles n'indiquent pas un potentiel génotoxique. Selon l'ensemble des renseignements sur le BDTP et les analogues sélectionnés, le principal effet sur la santé associé à l'exposition au BDTP est la toxicité au foie. Toutefois, l'exposition de la population générale du Canada au BDTP par les milieux naturels devrait être minimale, et l'exposition découlant de l'utilisation de produits de consommation n'est pas prévue. D'après cette information, le risque pour la santé humaine est considéré comme faible. Il est conclu que le BDTP ne répond pas aux critères de l'alinéa 64(c) de la LCPE, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

Conclusion générale

Compte tenu des renseignements disponibles, il est conclu que le BDTP ne répond à aucun des critères de l'article 64 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*.

Table des matières

Sommaire.....	2
Table des matières.....	6
1. Introduction	8
2. Identité des substances	10
3. Propriétés physiques et chimiques.....	12
4. Sources.....	13
5. Utilisations.....	14
6. Rejets dans l'environnement	15
7. Devenir et comportement dans l'environnement	16
7.1 Distribution dans l'environnement	16
7.2 Persistance dans l'environnement.....	16
7.2.1 Études expérimentales sur la persistance environnementale.....	17
7.2.2 Prévisions modélisées de la persistance dans l'environnement	18
7.3. Potentiel de bioaccumulation	19
7.3.1 Facteur de bioconcentration (FBC) empirique.....	20
7.3.2 Facteur de bioconcentration (FBC) et de bioaccumulation (FBA) modélisés.....	21
8. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement.....	24
8.1 Évaluation des effets sur l'environnement.....	24
8.1.1 Données empiriques sur la toxicité aquatique.....	24
8.1.2 Charge corporelle critique (CCC) estimée pour le BDTP chez le poisson.....	28
8.1.3 Sédiments et sol	29
8.1.4 Faune.....	29
8.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement.....	30
8.2.1 Concentrations environnementales mesurées.....	30
8.2.2 Scénarios d'exposition et concentrations environnementales estimées (CEE).....	34
8.3 Caractérisation des risques écologiques.....	46
8.3.1 Analyse du quotient de risque fondée sur la charge corporelle critique chez les poissons	47
8.3.2 Analyse du quotient de risque pour la faune	48
8.4. Examen des éléments de preuve et conclusion de la caractérisation des risques pour l'environnement	50
8.4. Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement.....	51
9. Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine	54
9.1 Évaluation de l'exposition	54
9.1.1 Milieux naturels	54
9.1.2 Autres produits de consommation.....	54
9.2 Évaluation des effets sur la santé	55
9.2.1 Justification de l'utilisation d'analogues	55
9.2.2 Toxicité aiguë.....	57
9.2.3 Toxicité subchronique à court terme.....	57
9.2.4 Toxicité chronique et cancérogénicité.....	58

9.2.5 Génotoxicité.....	59
9.2.6 Toxicité pour la reproduction et le développement.....	60
9.2.7 Niveau de confiance à l'égard de la base de données sur les effets sur la santé	60
9.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine	60
9.4 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine.....	61
10. Conclusion.....	62
Références.....	63
Annexe A : Approche de la charge corporelle critique pour le BDTP	75
Annexe B : Surveillance de l'exposition dans l'environnement – BDTP et autres agents anti-UV benzotriazoles phénoliques	78
Annexe C : Estimations de la limite supérieure de l'absorption quotidienne de BDTP pour divers groupes d'âge	86
Annexe D : Résumé des données concernant les effets sur la santé pour le BDTP (n° CAS 25973-55-1) et ses analogues BBMP (n° CAS 70321-86-7) et BMP (n° CAS 2440-22-4).....	87

1. Introduction

Conformément aux articles 68 et 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE] (Canada, 1999), les ministres de l'Environnement et Changement climatique et de la Santé procèdent à une évaluation préalable des substances afin de déterminer si elles présentent ou sont susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine.

Une évaluation préalable a été réalisée pour le 2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphénol. Son numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) est 25973-55-1, ci-après appelé BDTP. On a accordé une priorité à l'évaluation du BDTP car il a été établi qu'il répondait aux critères de bioaccumulation et de toxicité intrinsèque pour les organismes non humains pendant la catégorisation visant la Liste intérieure des substances (LIS).

Les évaluations préalables mettent l'accent sur les renseignements jugés essentiels pour déterminer si une substance répond aux critères de toxicité des substances chimiques au sens de l'article 64 de la LCPE. Les évaluations préalables visent à étudier les renseignements scientifiques et à tirer des conclusions fondées sur la méthode du poids de la preuve et le principe de prudence¹.

La présente évaluation préalable tient compte des renseignements sur les propriétés chimiques, les dangers, les utilisations et l'exposition relatifs au BDTP. Les données pertinentes pour l'évaluation préalable de cette substance sont tirées de publications originales, de rapports de synthèse et d'évaluation, de rapports de recherche d'intervenants, de déclarations volontaires et du projet de surveillance de l'environnement, soit jusqu'en août 2014 pour les sections du document concernant les aspects écologiques, et jusqu'en mars 2013 pour les sections concernant la santé humaine. Lorsqu'ils étaient disponibles et pertinents, les renseignements présentés dans l'évaluation des dangers provenant d'autres instances ont également été pris en compte.

En 2001, une enquête auprès de l'industrie a été menée par l'intermédiaire d'un avis publié dans la *Gazette du Canada*, conformément à l'article 71 de la LCPE

¹ La détermination de la conformité à l'un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 est basée sur une évaluation des risques potentiels pour l'environnement ou la santé humaine associés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, ceci inclut notamment les expositions à l'air ambiant, à l'air intérieur, à l'eau potable, aux produits alimentaires et dues à l'utilisation de produits de consommation. Une conclusion établie en vertu de la LCPE portant sur les substances dans le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) n'est pas pertinente à une évaluation, qu'elle n'empêche pas non plus, par rapport aux critères de risque définis dans le *Règlement sur les produits contrôlés*, qui fait partie d'un cadre réglementaire pour le Système d'information sur les matières dangereuses au travail (SIMDUT) pour les produits destinés à être utilisés au travail. De la même manière, la conclusion qui s'inspire des critères contenus dans l'article 64 de la LCPE n'empêche pas les mesures prises en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

(Canada, 2001). Cette enquête a permis de recueillir des données sur la fabrication et l'importation au Canada d'un sous-ensemble de substances inscrites sur la LIS (Environnement Canada, 2001b). Les études les plus importantes et les déclarations de l'industrie ont fait l'objet d'une évaluation critique et les résultats de modélisation ont servi, au besoin, à formuler des conclusions. Des informations plus récentes sur les utilisations industrielles et la quantité importée de BDTP au Canada ont été obtenues par l'entremise d'une consultation avec les intervenants en 2011-2012 et d'enquêtes à participation volontaire en 2014.

Dans le cas de l'évaluation des risques pour la santé humaine, ces renseignements comprennent les données utiles à l'évaluation de l'exposition de la population générale (exposition non professionnelle) et l'information sur les dangers pour la santé. Les décisions concernant la santé humaine reposent sur la nature de l'effet critique retenu ou sur la marge entre les valeurs prudentes de concentration donnant lieu à des effets et les estimations de l'exposition, en tenant compte de la confiance accordée au caractère exhaustif des bases de données sur l'exposition et les effets, et ce, dans le contexte d'une évaluation préalable.

L'évaluation préalable ne constitue pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Il s'agit plutôt d'un sommaire des renseignements essentiels qui appuient la conclusion proposée.

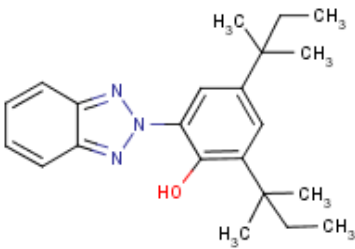
La présente évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme des substances existantes de Santé Canada et d'Environnement et Changement climatique Canada. Les parties de cette évaluation préalable portant sur l'écologie ont fait l'objet d'une étude consignée par des pairs ou d'une consultation de ces derniers. De plus, l'ébauche de cette évaluation préalable a fait l'objet d'une période de commentaires du public de 60 jours. Bien que des commentaires externes aient été pris en considération, Santé Canada et Environnement et Changement climatique Canada assument la responsabilité du contenu final et des résultats de l'évaluation préalable des risques.

Les principales données et considérations sur lesquelles repose la présente évaluation sont résumées ci-après.

2. Identité des substances

Aux fins de la présente évaluation, la substance 2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphénol est appelée BDTP, un acronyme provenant du nom utilisé dans la Liste intérieure des substances (LIS). Le tableau 2-1 présente des renseignements relatifs à l'identité du BDTP. Le BDTP a d'autres noms dans les inventaires et les noms chimiques, qui se trouvent dans le National Chemical Inventories (NCI, 2014).

Tableau 2-1. Identité de la substance — BDTP

Numéro de registre du CAS	25973-55-1
Nom utilisé dans la LIS	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphénol
Groupe chimique	Organique
Sous-groupe chimique	Benzotriazole, phénol
Formule chimique	C ₂₂ H ₂₉ N ₃ O
Structure chimique	
Chaîne SMILES^a	<chem>Oc(c(cc(c1)C(CC)(C)C)C(CC)(C)C)c1n(nc2ccc3)c3)n2</chem>

^a Simplified Molecular Input Line Entry System

Le BDTP est un composé de benzotriazole phénolique. La structure chimique représentative des benzotriazoles phénoliques est illustrée dans la figure 1. Les substituants (R1 et R2) du groupe phénolique varient. Quelques autres composés de benzotriazoles phénoliques sont inclus dans cette évaluation en tant qu'analogues structuraux pour le BDTP (voir le tableau 2-2), dont la plupart ont R1 ou R2, ou bien R1 et R2 comme groupe de carbone tertiaire. Ces analogues structuraux ont également été utilisés comme agents anti-UV. On a tenu compte des données expérimentales disponibles pour ces analogues dans l'évaluation.

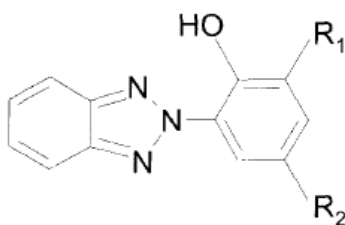


Figure 1. Structure de base des composés de benzotriazoles phénoliques

Tableau 2-2. BDTP et ses analogues structuraux

N° CAS	Poids moléculaire (g/mol)	Structure chimique
25973-55-1 (BDTP)	351	
36437-37-3	323	
3846-71-7	323	
3896-11-05	316	
70321-86-7	448	
3147-75-9	323	
3864-99-1	358	
2440-22-4	225	

3. Propriétés physiques et chimiques

Les données pertinentes aux propriétés physiques et chimiques du BDTP et de ses analogues structuraux sont présentées dans le tableau 3-1, et sont utilisées pour prévoir le devenir dans l'environnement et les effets du BDTP dans cette évaluation.

Tableau 3-1. Propriétés physiques et chimiques du BDTP et des analogues structuraux apparentés

Propriété	Numéro CAS de la substance ou de l'analogue	Type	Valeur	Conditions ^a	Référence
État physique	BDTP	Expérimental	Solide (poudre jaune)	20 °C, 101 kPa	USEPA, 2009
Point de fusion (°C)	BDTP	Expérimental	80 à 83	-	USEPA, 2009
Point de fusion (°C)		Expérimental	81,2	-	ECHA, 2013
Point d'ébullition (°C)	BDTP	Expérimental	> 180	-	ECHA, 2013
Densité ^b (kg/m ³)	BDTP	Expérimental	1,17 × 10 ³	20 °C	ECHA, 2013
Pression de vapeur (Pa)	BDTP	Expérimental	4,7 × 10 ⁻⁶	20 °C	ECHA, 2013
Hydrosolubilité (mg/L)	BDTP	Modélisé	0,015	-	WSKOWWIN (EPI Suite 4.0)
Hydrosolubilité (mg/L)	BDTP	Expérimental	< 0,001	20 °C, pH= 6,32 à 6,43	ECHA, 2013
Hydrosolubilité (mg/L)	2440-22-4	Expérimental	0,173	-	USEPA, 2009
Hydrosolubilité (mg/L)	70321-86-7	Expérimental	0,04	-	USEPA, 2009
Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)	BDTP	Calculées	1,65	-	Basé sur CLH = PV/HS
Coefficient de partage octanol/eau (log K _{oe})	BDTP	Modélisé	7,25	-	EPI Suite 4.0
Coefficient de partage octanol/eau (log K _{oe})	BDTP	Expérimental	> 6,5	23 °C, pH=6,4	ECHA, 2013
Coefficient de partage octanol/eau (log K _{oe})	2440-22-4	Expérimental	4,2	-	USEPA, 2009
Coefficient de partage octanol/eau (log K _{oe})	2440-22-4	Expérimental	4,3	-	Hansch <i>et al.</i> , 1995

Propriété	Numéro CAS de la substance ou de l'analogue	Type	Valeur	Conditions ^a	Référence
Coefficient de partage octanol/eau (log K _{oe})	70321-86-7	Expérimental	6,5	-	USEPA, 2009
Diamètre transversal (nm)	BDTP	Calculées	1,45 à 1,60	-	CPOP, 2008

^a Conditions (p. ex. température ou pression) auxquelles les propriétés s'appliquent, si elles sont connues.

^b La densité a été déterminée à partir de la masse volumique déclarée, en utilisant l'eau comme référence.

Le BDTP est une poudre jaune clair à la température ambiante qui a une faible pression de vapeur (mesurée à $4,7 \times 10^{-6}$ Pa) et une constante de la loi d'Henry modérée-faible (calculée à $1,65 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$). La répartition dans l'atmosphère ne devrait pas être importante pour cette substance. Comme ses analogues dans le groupe benzotriazole phénolique, le BDTP est peu soluble dans l'eau (solubilité estimée à 0,015 mg/L et mesurée à moins de 0,001 mg/L) et un coefficient de partage octanol-eau élevé (log K_{oe} estimé à 7,25 et mesuré à plus de 6,5). La substance a une densité supérieure à celle de l'eau (densité mesurée à $1,17 \times 10^3 \text{ kg/m}^3$).

4. Sources

Le BDTP est une substance anthropique, et, à ce titre, il n'est pas présent de manière naturelle dans l'environnement.

Une enquête a été menée conformément à l'article 71 de la LCPE pour recueillir des données sur la fabrication, l'importation et les utilisations du BDTP au Canada pour l'an 2000 (Canada, 2001). Selon les résultats, aucune entreprise n'a fabriqué cette substance au Canada en 2000 à des quantités dépassant le seuil de déclaration de 100 kg par année (Environnement Canada, 2001b). Plusieurs entreprises ont déclaré avoir importé, au total, entre 100 000 kg et 1 000 000 kg de BDTP au Canada (Environnement Canada, 2001b). Ces données étaient considérées comme dépassées et non représentatives de l'utilisation actuelle de cette substance au pays.

En 2011, les intervenants ont fourni de nouveaux renseignements relatifs à l'utilisation actuelle de cette substance au Canada. Aucune activité de fabrication du BDTP au Canada n'a été déclarée, mais on estime que 10 000 à 100 000 kg de BDTP ont été importés au Canada en 2010, pour être utilisés dans plus de 10 installations industrielles à l'échelle du pays (courriels entre les intervenants et la Direction des secteurs des produits chimiques, Environnement Canada, 2011-2012, source non citée). Quelques autres utilisateurs industriels ont été déterminés par l'entremise des réponses aux enquêtes à participation volontaire. La quantité totale importée déterminée est restée dans la même fourchette, soit de 10 000 à 100 000 kg pour l'année 2013 (Environnement Canada, 2014).

Les quantités déclarées ci-dessus ne comprenaient pas les quantités présentes dans les produits finis importés. Aucun renseignement n'est disponible sur le volume total de BDTP dans les produits finis qui ont été importés au Canada dans les dernières années.

Le BDTP a été défini comme une substance à haut volume de production (HVP) aux États-Unis, sa production annuelle se situant entre 1 et 10 millions de livres (environ de 455 000 à 4 555 000 kg) de 1986 à 2006 aux États-Unis (USEPA, 2011). En 2012, le volume de production national pour cette substance était de 2 246 476 livres (environ 1 019 000 kg) (USEPA, 2014).

L'Environmental Agency du Royaume-Uni a publié un rapport sur les résultats de la priorisation d'environ 8 000 substances commercialisées sur le marché européen dans la plage de 10 tonnes par année à 1 000 tonnes par année (Environmental Agency du Royaume-Uni, 2010). Le BDTP et quelques autres produits chimiques de benzotriazole phénolique énumérés dans le tableau 2-2 (numéros de registre CAS 3147-75-9, 36437-37-3, 3846-71-7 et 3864-99-1) ont été relevés dans une liste d'environ 100 substances hautement prioritaires en vue d'une évaluation plus approfondie, selon les critères de potentiels de persistance et de bioaccumulation.

On a signalé que le BDTP est utilisé dans les pays nordiques depuis 1999 (RIAS, 2012). Les quantités utilisées déclarées varient entre 13 et 45 tonnes par an pendant la période de 1999 à 2007; toutefois, une diminution a été constatée pendant les dernières années où l'information a été déclarée (8,1 tonnes en 2008, 6 tonnes en 2009 et en 2010, et 2,3 tonnes en 2011, selon les déclarations initiales [RIAS, 2012]).

5. Utilisations

À l'échelle mondiale, le BDTP est utilisé dans différents produits, y compris dans les revêtements et les peintures automobiles et industriels, ainsi que dans les additifs du plastique. Le BDTP réduit ou empêche l'absorption des rayons ultraviolets (UV) par les chromophores, qui dans un état excité peuvent former des radicaux qui peuvent avoir des effets nocifs sur les matériaux ou modifier leurs propriétés (PBA, 2001).

Les données compilées pour la Liste intérieure des substances, qui comprenaient les données de production et d'utilisation pour le Canada en 1986, indiquaient que le BDTP était utilisé seulement à des fins industrielles; en fait, 63 % de l'utilisation déclarée était liée au secteur des matières plastiques, et 37 % était liée aux peintures et aux revêtements dans l'industrie automobile (Environnement Canada, 1986). Selon les résultats de l'enquête menée au titre de l'article 71, la substance a principalement été utilisée en l'an 2000 comme absorbeurs de rayons ultraviolets pour la peinture et les revêtements dans l'industrie automobile, et pour les additifs de polymère dans le secteur des matières plastiques (Environnement Canada, 2001b). Le BDTP est également utilisé comme additif dans la pellicule sans contact avec les aliments des

matériaux d'emballage des aliments, qui sont utilisés pour les produits réfrigérés ou congelés. Par conséquent, le BDTP ne devrait pas être présent dans les aliments. Cette substance n'a pas été répertoriée comme étant utilisée ou présente dans la préparation d'additifs indirects (Direction des aliments, Santé Canada, source non citée).

Les utilisations industrielles du BDTP ont également été recensées en raison de la publication d'un avis conforme à l'article 71 de la LCPE pour l'an 2000 (Environnement Canada, 2001b). Moins de quatre entreprises ont signalé l'utilisation du BDTP dans la peinture pour automobiles à des concentrations entre 0 et 2 % en poids (Environnement Canada, 2001b). Moins de quatre entreprises ont également déclaré que le BDTP est utilisé comme produit d'étanchéité dans la fabrication d'automobiles.

Selon des renseignements récents obtenus lors de consultations auprès des intervenants et d'enquêtes à participation volontaire, l'utilisation de BDTP au Canada demeure la même (courriels entre les intervenants et la Direction des secteurs des produits chimiques, Environnement Canada, 2011-2012, source non citée; Environnement Canada, 2014).

6. Rejets dans l'environnement

L'Inventaire national des rejets de polluants (INRP, 1994-2009) fournit des renseignements sur les rejets et les transferts des polluants clés au Canada; toutefois, le BDTP n'est pas une substance à déclarer.

Selon les résultats de l'enquête réalisée en vertu de l'article 71 (Environnement Canada, 2001b) et les suivis auprès des intervenants (courriels entre les intervenants et la Direction des secteurs des produits chimiques, Environnement Canada, 2011-2012, source non citée), le BDTP n'était pas fabriqué au Canada; la substance était plutôt importée au pays et utilisée comme absorbeur UV dans la fabrication de plastiques et de matériaux de revêtement. D'après les utilisations industrielles du BDTP, la substance devrait être rejetée dans les eaux de surface. Elle peut également potentiellement pénétrer dans le sol à partir des biosolides produits par les eaux usées communément utilisés pour amender les sols ainsi qu'à partir de l'élimination de produits qui se dégradent et rejettent du BDTP.

On ne prévoit pas l'utilisation de la substance de façon dispersive et l'élimination ultime de produits de consommation finale contenant du BDTP (p. ex. peintures et adhésifs) n'est pas étudiée dans l'évaluation, surtout parce que le BDTP devrait être contenu dans la matrice polymère, comme un article en plastique ou un produit de revêtement, et son rejet est peu probable. En ce qui concerne le recyclage de véhicules non voulus ou de véhicules en fin de vie utile, on s'attend à ce que la plupart des pièces ferreuses soient réutilisées ou fassent l'objet d'un recyclage du matériel, et à ce que les pièces en plastiques soient envoyées à un site d'enfouissement si elles ne sont pas recyclées. Par conséquent, les rejets provenant de ces sources devraient

être négligeables et ne sont pas pris en compte dans l'évaluation. Les détails sont présentés dans la section sur l'évaluation de l'exposition environnementale.

7. Devenir et comportement dans l'environnement

7.1 Distribution dans l'environnement

Selon ses propriétés physiques et chimiques (tableau 3-1), le devenir dans l'environnement du BDTP a été prédit par une modélisation de la fugacité de niveau III (EQC, 2003). Trois hypothèses pour le mode d'entrée ont été sélectionnées pour étudier le devenir et le transport du BDTP dans l'air, l'eau, le sol et les sédiments. Les résultats de EQC sont présentés dans le tableau 7-1 ci-dessous.

Tableau 7-1. Résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III (EQC, 2003)

Rejet de la substance dans	Partage dans l'air (%)	Partage dans l'eau (%)	Partage dans le sol (%)	Partage dans les sédiments (%)
l'air (100 %)	0,0	0,4	78,5	21,1
Eau (100 %)	0,0	1,9	0,0	98,1
Sol (100 %)	0,0	0,0	99,9	0,1

Si on suppose que 100 % du BDTP est rejeté dans l'air, la substance devrait surtout se répartir dans le sol et les sédiments, avec des quantités traces demeurant dans l'eau, et aucune quantité ne se répartissant dans l'air. Cette information est appuyée par la densité du BDTP ($\sim 1,17 \text{ g/cm}^3$), la faible pression de vapeur ($4,7 \times 10^{-6} \text{ Pa}$) et la constante de la loi d'Henry modérée-faible (calculée à $1,65 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mole}$).

Lorsqu'on suppose que 100 % du BDTP est rejeté dans l'eau, il est prévu que la substance devrait s'absorber sur les matières en suspension dans les sédiments, en raison de la valeur élevée du $\log K_{oe}$ (valeur estimée à 7,25). Les résultats de la simulation de niveau III pour les rejets dans l'eau indiquent que la majorité du BDTP demeurera en phase solide (sédiments en suspension et matériaux de fond), alors qu'une petite quantité demeurera dans la phase aqueuse (colonne d'eau). On s'attend à ce que la volatilité à partir de l'eau de surface soit négligeable, d'après la faible pression de vapeur et la constante de la loi d'Henry.

Lorsqu'on suppose que 100 % du BDTP est rejeté dans le sol par l'épandage des boues d'épuration sur les terres agricoles, par exemple, la majorité de la fraction massique se répartira dans le même milieu associé avec les solides pour les mêmes raisons décrites pour les sédiments ($\log K_{oe}$ élevé).

7.2 Persistance dans l'environnement

Afin d'évaluer la persistance et la bioaccumulation dans l'environnement du BDTP, de l'information expérimentale pertinente a été obtenue par l'entremise de recherches

documentaires sur la substance et ses analogues. Des modèles RQSA ont également été utilisés pour estimer les potentiels de biodégradation et de bioaccumulation.

Si on prend en considération la composition chimique, les données expérimentales et les résultats du modèle de biodégradation, le BDTP devrait se dégrader dans l'environnement très lentement.

7.2.1 Études expérimentales sur la persistance environnementale

Dans l'atmosphère, le BDTP peut réagir avec des radicaux hydroxyles produits photochimiquement à un taux de réaction estimatif de $1,58 \times 10^{-11}$ cm³/molécule-sec (AOPWIN, 2008), ce qui se traduit par une demi-vie estimée dans l'atmosphère de 0,679 jour, si l'on suppose une concentration de radicaux hydroxyles de $1,5 \times 10^6$ OH/cm³, une journée de 12 heures, et une réaction de premier ordre. D'après sa faible pression de vapeur et sa brève demi-vie estimée, la substance ne devrait pas être soumise à un transport à grande distance dans l'atmosphère.

Les données expérimentales pour la dégradation du BDTP et de ses analogues dans l'eau ou dans des boues activées sont présentées dans le tableau 7-2 ci-dessous.

Tableau 7-2. Données empiriques pour la biodégradabilité du BDTP et de ses analogues structuraux

Numéro CAS de la substance ou de l'analogue	Concentration (mg/L)	Milieu	Paramètre et valeur de dégradation	Référence
BDTP	10	Boues activées	Biodégradation de 28 jours = 8 %	PBA, 2001
BDTP	20	Boues activées	Biodégradation de 28 jours = 2 %	PBA, 2001
3846-71-7	100	Boues activées	Biodégradation de 28 jours = 0 %	CHRIP, c2008
3864-99-1	100	Activé	Biodégradation de 14 jours = 0 %	CHRIP, c2008

Selon sa composition chimique, le BDTP ne devrait pas se dégrader rapidement. En effet, dans l'eau, la biodégradation ne semble pas constituer un mécanisme d'élimination important pour le BDTP. Le test d'évolution du CO₂ (301B) de l'OCDE a montré que la substance avait une biodégradation limitée (PBA, 2001). À des concentrations de 10 mg/L et de 20 mg/L, on a observé une dégradation de 8 et de 2 % du BDTP, respectivement, après 28 jours. Les résultats de l'essai indiquent que la substance ne se biodégrade pas rapidement dans l'eau.

Des données expérimentales sur la biodégradation des autres benzotriazoles phénoliques ont été relevées dans la base de données Chemical Risk Information Platform (CHRIP) du National Institute of Technology and Evaluation (NITE) du Japon. Des ministères japonais (ministère de la santé, du travail et du bien-être [MHLW], ministère de l'économie, du commerce et de l'industrie [METI], et le ministère de l'environnement [MOE]) ont conclu que le BDTP était une substance non dégradabile, selon la *Chemical Substances Control Law* du Japon, même si les données de biodégradation de la substance ne sont pas accessibles au public (CHRIP, c2008). Deux analogues, correspondant aux numéros CAS 3846-71-7 et 3864-99-1, ont fait l'objet d'une étude de biodégradation de 28 et de 14 jours, respectivement, qui a révélé une dégradation de 0 % (voir le tableau 7-2). Les ministères ont également conclu qu'un autre analogue structural (numéro CAS 36437-37-3) était persistant (CHRIP, c2008); toutefois, les détails des études de biodégradation ne sont pas publiés.

Le BDTP ne contient pas de groupes fonctionnels qui devraient subir une hydrolyse dans les milieux aérobies. Cela concerne principalement la partie de cette substance actuellement dissoute dans l'environnement, tout en tenant compte du fait qu'il est probable qu'une grande partie de cette substance soit dispersée sous la forme de particules solides, ce qui devrait se traduire par une hydrolyse potentielle moindre.

Des renseignements sur la surveillance de l'environnement dans d'autres compétences ont fourni de l'information supplémentaire pertinente à la dégradation du BDTP. La substance a été détectée dans des échantillons de carottes de sédiments recueillies dans la baie Narragansett, au Rhode Island, aux États-Unis (Reddy *et al.*, 2000; Hartman *et al.*, 2005). Cet emplacement était situé près d'une installation industrielle qui avait fabriqué du BDTP; toutefois, la production avait cessé 12 ans avant l'année d'échantillonnage. Ces résultats semblent indiquer une dégradation lente du BDTP dans les sédiments anaérobies.

7.2.2 Prévisions modélisées de la persistance dans l'environnement

La persistance dans l'environnement du BDTP a également été évaluée à l'aide de modèles prévisionnels RQSA, produits par le programme de probabilité de biodégradation BOWIN (BOWIN Biodegradation Probability Program) [BOWIN, 2008] de la Syracuse Research Corporation et CATABOL (c2004-2008), pour estimer la biodégradation aérobie dans l'eau. La prévision modélisée est basée sur la composition chimique du produit chimique à l'étude. Les résultats BOWIN et CATABOL pour le BDTP sont présentés dans le tableau 7-3 ci-dessous.

Tableau 7-3. Estimations de biodégradation du BDTP dans l'eau

Processus du devenir	Modèle	Résultat et prévision du modèle
Biodégradation primaire (aérobie)	BIOWIN, 2008 Sous-modèle 4 : enquête d'expert (Résultats qualitatifs)	3,07 ^a « se biodégrade rapidement »
Biodégradation ultime (aérobie)	BIOWIN, 2008 Sous-modèle 3 : enquête d'expert (Résultats qualitatifs)	2,05 ^a « se biodégrade lentement »
Biodégradation ultime (aérobie)	BIOWIN, 2008 Sous-modèle 5 Probabilité linéaire MITI modélisée	0,02 ^b « se biodégrade lentement »
Biodégradation ultime (aérobie)	BIOWIN, 2008 Sous-modèle 6 Probabilité non linéaire MITI modélisée	0,01 ^b « se biodégrade lentement »
Biodégradation ultime (aérobie)	CATABOL, c2004-2008 % DBO après 28 jours (demande biochimique en oxygène)	DBO = 0,02 % après 28 jours « se biodégrade lentement »

^a Le résultat s'exprime par une valeur numérique de 0 à 5.

^b Le résultat s'exprime par un taux de probabilité de 0 à 1.

Il est à noter que les résultats d'un modèle de biodégradation primaire (sous-modèle BIOWIN 4) semblent indiquer une biodégradation rapide pour le BDTP; toutefois, les résultats de tous les modèles de biodégradation ultime indiquent une biodégradation lente pour la substance. Les modèles de probabilité (sous-modèles BIOWIN 5 et 6) donnent à penser que le BDTP ne se biodégrade pas rapidement (tableau 7-2). Tous les résultats de probabilité sont inférieurs à 0,3, qui est le seuil suggéré par Aronson *et al.* (2006) pour définir les substances comme ayant une demi-vie supérieure à 180 jours. De plus, les modèles de dégradation ultime (sous-modèle 3 de BIOWIN et CATABOL) prédisent également que cette substance ne se biodégrade pas rapidement dans l'eau.

7.3. Potentiel de bioaccumulation

D'après le FBC mesuré, les FBA modélisés, la forte lipophilie, et le faible taux de transformation métabolique, on considère que le BDTP possède un potentiel de bioaccumulation élevé dans les organismes, ce qui laisse entendre que l'exposition à cette substance devrait se faire en grande partie par l'apport alimentaire. Il s'avère nécessaire d'évaluer les effets liés à un empoisonnement secondaire chez les organismes présents dans l'environnement à un niveau trophique plus élevé, y compris la faune. Si on ajoute le potentiel élevé de persistance de la substance à l'information ci-dessus, une plus grande exposition est également très probable dans les sites contigus.

7.3.1 Facteur de bioconcentration (FBC) empirique

Les valeurs empiriques du FBC pour le BDTP et ses analogues structuraux ont été rapportées à partir d'études menées chez la carpe (CHRIP, c2008; ECHA, 2013). Les concentrations d'essai des substances utilisées dans ces études et les résultats pendant les périodes d'essai sont résumés dans le tableau 7-4.

Tableau 7-4. Données expérimentales sur le FBC pour le BDTP et ses analogues structuraux

Numéro CAS de la substance ou de l'analogue	Concentration du traitement (mg/L)	Facteur de bioconcentration (FBC) (L/kg)	Période d'essai (jours)	Référence
BDTP	1×10^{-4}	940	60	CHRIP, c2008
BDTP	1×10^{-5}	1 800	60	CHRIP, c2008
BDTP	1×10^{-5}	2 400	60	CHRIP, c2008
BDTP	1×10^{-3}	1 405	28	ECHA, 2013
BDTP	1×10^{-3}	2 230	42	ECHA, 2013
BDTP	1×10^{-3}	2 230	56	ECHA, 2013
BDTP	1×10^{-4}	3 635	28	ECHA, 2013
BDTP	1×10^{-4}	4 990	42	ECHA, 2013
BDTP	1×10^{-4}	4 590	56	ECHA, 2013
3864-99-1	1×10^{-3}	900	70	CHRIP, c2008
3864-99-1	1×10^{-4}	4 700	70	CHRIP, c2008
3864-99-1	1×10^{-4}	7 600	63	CHRIP, c2008
3864-99-1	1×10^{-5}	6 500	63	CHRIP, c2008
3846-71-7	1×10^{-2}	365 à 2 250	98	CHRIP, c2008
3846-71-7	1×10^{-3}	1 380 à 8 180	98	CHRIP, c2008
3846-71-7	1×10^{-4}	2960-10 000	98	CHRIP, c2008

Les données fournies par le NITE (CHRIP, c2008) indiquaient un facteur de bioconcentration (FBC) sur 60 jours se situant entre 940 et 2 400 pour le BDTP à une concentration d'essai entre 1×10^{-4} et 1×10^{-5} mg/L. Par contre, les analogues structuraux présentaient un potentiel de bioconcentration beaucoup plus élevé que le BDTP. Par exemple, une étude de soixante jours a révélé un FBC de 7 600 L/kg pour la substance ayant le n° CAS 3864-99-1, alors qu'une étude de 14 semaines (98 jours) a révélé un FBC allant jusqu'à 10 000 L/kg pour la substance ayant le n° CAS 3846-71-1.

Une autre étude de bioconcentration chez la carpe (ECHA, 2013) a utilisé deux concentrations de BDTP en milieu d'essai, c'est-à-dire 1×10^{-3} et 1×10^{-4} mg/L, respectivement. Les FBC moyens établis après six et huit semaines étaient de 4 990 et de 4 590 L/kg respectivement pour le groupe de concentration à 1×10^{-4} mg/L, ce qui était plus élevé que le FBC moyen établi au niveau de concentration le plus élevé

(1×10^{-3} mg/L) pour chaque période de temps déterminante (voir le tableau 7-4). Un FBC de 4 767 L/kg a été déterminé pour le BDTP en tant que moyenne géométrique des valeurs déclarées pour le groupe de concentration 1×10^{-4} mg/L à six et à huit semaines.

7.3.2 Facteur de bioconcentration (FBC) et de bioaccumulation (FBA) modélisés

Il est indiqué que le FBC obtenu par l'entremise d'essais en laboratoire peut ne pas prendre en compte de manière adéquate le potentiel de bioaccumulation des substances par l'alimentation, lequel peut être un aspect majeur pour les substances dont le $\log K_{oe}$ est supérieur à environ 4,0 (Arnot et Gobas, 2003). Arnot et Gobas (2003) ont recueilli plus de 2 000 observations liées aux FBC et aux FBA des articles scientifiques sur environ 230 produits chimiques de la LIS. Les auteurs ont conclu que pour les produits chimiques ayant un $\log K_{oe}$ supérieur à 4, le FBA est considérablement plus élevé que le FBC. Ils ont également fourni des exemples où des substances mal métabolisées avaient des FBA mesurés qui étaient supérieurs d'un à deux ordres de grandeur par rapport aux FBC correspondants (Arnot et Gobas, 2006).

Pour le BDTP ayant un $\log K_{oe}$ de 7,25, les FBC mesurés dans les expériences menées en laboratoire ont seulement tenu compte de l'exposition à la substance provenant de l'eau, et n'a pas pris en considération l'absorption par la nourriture. Un FBA avec des corrections du taux métabolique dans l'organisme d'essai est considéré plus approprié pour la caractérisation du potentiel de bioaccumulation de cette substance. En raison du manque de données expérimentales sur le FBA du BDTP ou de ses analogues, un modèle cinétique de bilan massique appelé AQUAWEB a été utilisé pour produire une estimation de ce paramètre et pour combler les lacunes dans les données.

Le modèle AQUAWEB (v1.3, Arnot et Gobas, 2004) est une version modifiée d'un modèle antérieur de bioaccumulation dans la chaîne alimentaire (Gobas, 1993). Le modèle est présenté selon un format de constantes de taux pour évaluer la bioaccumulation de produits chimiques organiques hydrophobes non ioniques (p. ex. $\log K_{oe}$ 1~9) à l'état d'équilibre. Les données sur le taux de biotransformation métabolique peuvent également être prises en considération en tant que mécanisme d'élimination chimique dans les organismes de l'environnement.

Comme la version antérieure de ce modèle lié aux réseaux alimentaires, le modèle AQUAWEB (v1.3) est paramétré aux conditions environnementales des rives ouest du lac Érié et contient des données empiriques pour les BPC du réseau alimentaire du lac Érié pour l'évaluation des modèles (Morrisson *et al.*, 1996, 1997). Le BDTP demeure sous la forme neutre dans les conditions du milieu et a une faible vitesse de métabolisme, comme les BPC. La diffusion passive est considérée comme étant le mécanisme d'absorption le plus important pour les BPC et le BDTP. Par conséquent, on considère que le modèle AQUAWEB s'applique au BDTP.

En tenant compte des concentrations calculées de cette substance dans l'eau et les sédiments (voir la section portant sur l'exposition dans l'environnement ci-après), le modèle AQUAWEB peut calculer le FBA et la concentration de résidus de la substance dans les tissus de tout l'organisme dans environ 20 organismes aquatiques. Parmi ces espèces, la marigane noire, le malachigan et la perchaude ont été sélectionnés pour représenter le poisson du niveau trophique intermédiaire dans l'écosystème aquatique canadien, comme il s'agit d'espèces qui se trouvent près du littoral et qui sont donc susceptibles d'être consommées par des piscivores.

Le modèle AQUAWEB prend également en compte la vitesse de métabolisme d'un produit chimique, auquel un composé d'origine peut être éliminé d'un organisme par transformation métabolique. La vitesse de métabolisme représente la capacité des organismes dans le réseau alimentaire pour métaboliser les composés d'origine absorbés (Arnot et Gobas, 2003). Si la transformation métabolique est importante, elle peut contrebalancer les effets de la bioamplification dans le réseau alimentaire et faire en sorte que la concentration du produit chimique diminue à mesure que le niveau trophique augmente.

Afin d'estimer la constante de vitesse de métabolisme (k_M) pour le BDTP, l'approche présentée dans Arnot *et al.* (2008a), lorsque le FBC expérimental est connu, a été utilisée. L'objectif de cette procédure est d'adapter le modèle cinétique pour qu'il corresponde aux données sur le FBC observées, fournissant ainsi des estimations raisonnables des constantes du taux d'élimination. La valeur k_M a ensuite été normalisée en fonction du poids d'un poisson du niveau trophique intermédiaire (184 g) à une température de 10 °C, comme il est décrit par Arnot *et al.* (2008b). La vitesse de métabolisme du BDTP dans un poisson de 184 g a été calculée à 0,011/jour, une valeur considérée faible (Arnot et Gobas, 2003), ce qui indique que la transformation métabolique du BDTP dans un organisme aquatique n'est pas importante. On s'attend à ce que la substance demeure à une concentration d'état d'équilibre dans un organisme; lorsqu'un tel organisme est consommé par un prédateur de niveau trophique plus élevé, la bioaccumulation est probable.

Lorsqu'on utilise les modèles CPOP pour caractériser le métabolisme du poisson, la conjugaison avec le sulfate et l'hydroxylation arénique sont proposées comme la biotransformation possible pour le BDTP, selon la composition chimique. Toutefois, la probabilité d'un tel métabolisme est près de zéro (voir la figure 1 ci-après). Les résultats des modèles CPOP donnent également à penser que la biotransformation du BDTP dans les organismes aquatiques est lente, ce qui indique qu'une bioaccumulation élevée de cette substance est probable dans le réseau alimentaire et que la concentration de la substance s'accroît avec l'augmentation du niveau trophique.

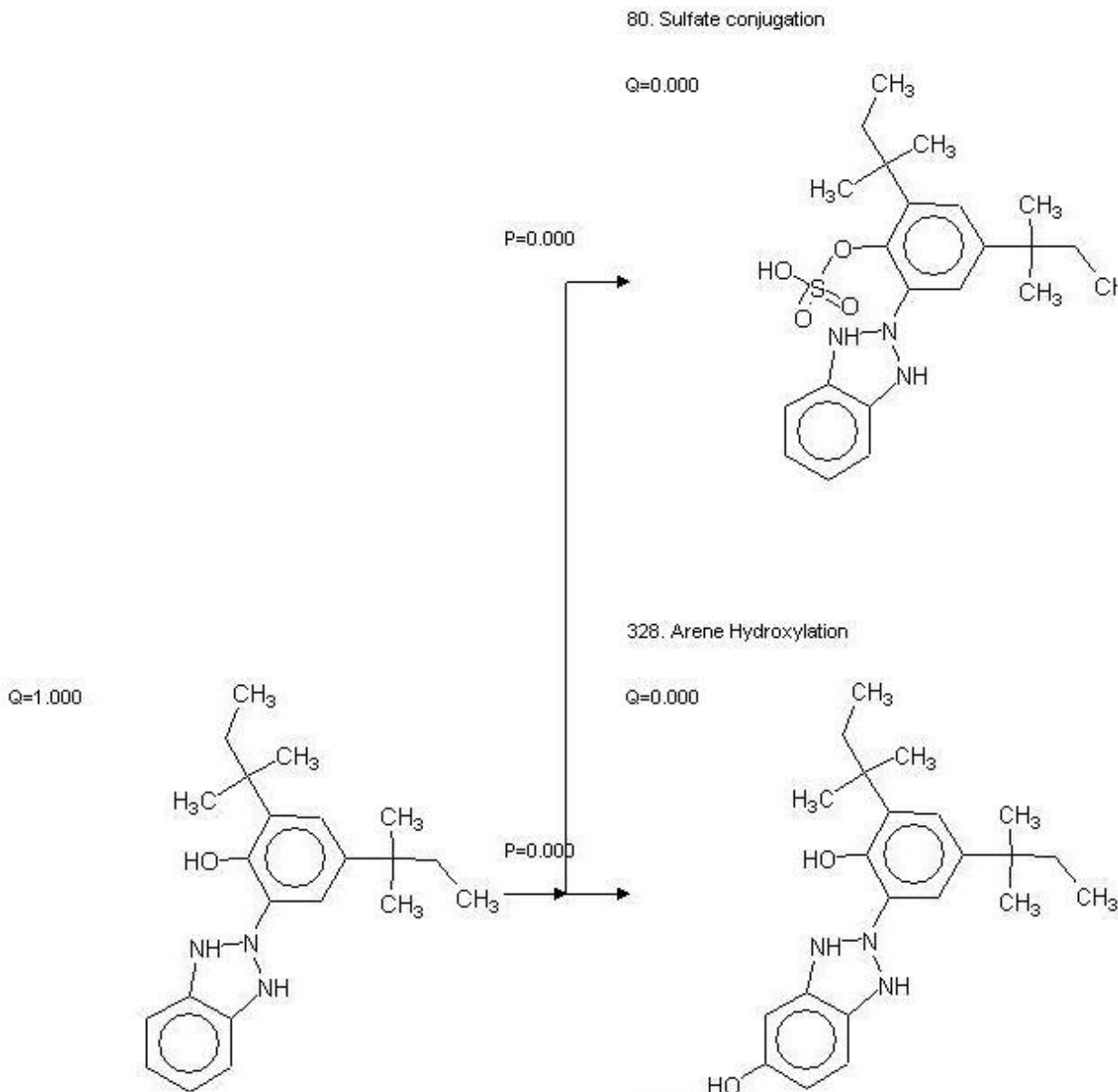


Figure 2. Voie de dégradation et métabolites prévus du BDTP (CPOP, 2008)

Les estimations de FBC et de FBA chez le poisson du niveau trophique intermédiaire sont résumées dans le tableau 7-5 ci-après, en tenant compte de la vitesse de métabolisme d'un poisson de 10 g ($k_{M-10g} = k_{M-184g} \times 2 = 0,022/\text{jour}$).

Tableau 7-5. Prévisions du FBC et du FBA pour le BDTP chez le poisson du niveau trophique intermédiaire (AQUAWEB, v1.3)

Espèce	FBC (L/kg)	FBA (L/kg)
Marigane noire	3 240	101 710
Malachigan	3 610	77 350
Perchaude	4 040	82 706

Tel qu'il est résumé au tableau 7-5, les valeurs estimées du FBC du modèle AQUAWEB se situent entre 3 240 et 4 040 L/kg pour le poisson du niveau trophique intermédiaire, ce qui correspond à la même magnitude que celle indiquée par les données expérimentales pour ce paramètre (ECHA, 2013). Si on ajoute le potentiel de biotransformation, le FBA est estimé à environ 86 653 L/kg (moyenne géométrique du FBA de trois poissons) pour le BDTP chez le poisson du niveau trophique intermédiaire, ce qui indique que le potentiel de bioaccumulation devrait être important chez les organismes aquatiques, lorsqu'on prend en considération l'absorption du BDTP à partir d'une source alimentaire.

8. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

8.1 Évaluation des effets sur l'environnement

8.1.1 Données empiriques sur la toxicité aquatique

Il est noté que le BDTP, comme la plupart des agents anti-UV de benzotriazole phénolique, est peu soluble dans l'eau et qu'il est difficile de soumettre ces substances à des essais dans ce milieu, comme elles ne se dissolvent pas naturellement. Souvent, des agents auxiliaires sont utilisés dans les expériences pour faciliter la dissolution et favoriser les dispersions stables. Par conséquent, l'exposition aux produits chimiques à l'essai a tendance à avoir lieu au-dessus de leur limite de solubilité dans l'eau. Des concentrations si élevées des substances à l'essai ne sont probablement pas réalistes dans l'environnement canadien. Un rapport de l'ECETOC (1996) indique que l'utilisation de tout agent auxiliaire à une faible concentration ne devrait pas causer d'effets toxiques additionnels sur les organismes d'essai. Si des effets toxiques sont constatés, ils doivent être cernés et éliminés de l'étude au moyen d'un groupe témoin exposé au solvant.

Les résultats déclarés des études de toxicité aiguë pour les organismes aquatiques sur le BDTP sont résumés dans le tableau 8-1.

Tableau 8-1. Toxicité aiguë expérimentale du BDTP pour les organismes aquatiques

Organisme	Espèce	Paramètre d'écotoxicité ^a et valeur (mg/L)	Remarque	Référence
Poisson	<i>Brachydanio rerio (Danio rerio)</i>	CL ₀ (96 h) > 100 CE ₀ (96 h) > 100	• La seule concentration mise à l'essai était 100 mg/L (concentration nominale).	ECHA, 2013

Organisme	Espèce	Paramètre d'écotoxicité ^a et valeur (mg/L)	Remarque	Référence
Poisson	<i>Oryzias latipes</i>	CL ₀ (96 h) > 0,078	<ul style="list-style-type: none"> La seule concentration mise à l'essai était 0,1 mg/L (concentration nominale); la moyenne géométrique des concentrations mesurées était 0,078 mg/L. 	CHRIP, c2008 ECHA, 2013
Crustacés	<i>Daphnia pulex</i>	CL ₀ (48 h) > 10 CE ₀ (48 h) > 10	<ul style="list-style-type: none"> La concentration la plus élevée mise à l'essai était 10 mg/L (concentration nominale). 	Kim <i>et al.</i> , 2011a
Crustacés	<i>Daphnia magna</i>	(Immobilisation) CE ₀ (24 h) = 5,8	<ul style="list-style-type: none"> La seule concentration mise à l'essai était 5,8 mg/L (concentration nominale). 	ECHA, 2013
Crustacés	<i>Daphnia magna</i>	(Immobilisation) CE ₀ (48 h) > 0,083	<ul style="list-style-type: none"> La seule concentration nominale mise à l'essai était 0,1 mg/L La valeur CE₅₀ a été estimée à l'aide de la moyenne de la concentration mesurée après que la substance d'essai non dissoute a été retirée. 	CHRIP, c2008 ECHA, 2013
Algue	<i>Scenedesmus subspicatus</i> (<i>Desmodesmus subspicatus</i>)	CE ₅₀ (72 h) > 10 CSEO (72 h) < 0,1	<ul style="list-style-type: none"> Les concentrations 0,1, 1,0 et 10 mg/L (concentrations nominales) ont été mises à l'essai. 	ECHA, 2013

Organisme	Espèce	Paramètre d'écotoxicité ^a et valeur (mg/L)	Remarque	Référence
			<ul style="list-style-type: none"> • Un précipité a été observé dans les 10 mg/L de solution d'essai après 72 heures d'essai. • Après 72 heures, le nombre de cellules d'algues pour les niveaux d'essai de 0,1, de 1,0 et de 10 mg/L était de 61, de 80 et de 74 % respectivement de la moyenne de la population des témoins mis en commun. 	
Algue	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	(croissance) CSEO (72 H) = 0,016	<ul style="list-style-type: none"> • La seule concentration mise à l'essai était 0,1 mg/L (concentration nominale). • La concentration à 72 heures était caractérisée par la demi-valeur de la limite quantitative. • La moyenne géométrique calculée à partir des concentrations mesurées à 0 et à 72 heures était de 0,016 mg/L. 	ECHA, 2013
Bactéries	Boues activées	Cl ₂₀ (3 h) > 100		ECHA, 2013

^a CL₀ – Concentration d'une substance qu'on estime létale pour 0 % des organismes d'essai.
 CL₅₀ – Concentration d'une substance qu'on estime létale pour 50 % des organismes d'essai.

- CE₀ – Concentration d'une substance qu'on estime susceptible de causer aucun effet sublétalement toxique chez tous les organismes d'essai.
- CE₅₀ – Concentration d'une substance qu'on estime susceptible de causer un effet sublétalement toxique chez 50 % des organismes d'essai.
- CI₂₀ – Concentration d'une substance qu'on estime susceptible de causer une inhibition de la croissance chez 20 % des organismes d'essai.
- CSEO – Concentration sans effet observé. Concentration d'une substance qui ne cause aucun effet nocif observé chez les organismes d'essai.

Des données expérimentales relatives à la toxicité aiguë du BDTP étaient disponibles pour quatre principaux taxons et espèces d'organismes aquatiques. Différentes concentrations d'exposition au BDTP (toutes des concentrations nominales) ont été utilisées dans les essais en laboratoire; les valeurs de paramètre déclarées variaient de 10⁻² à 10² mg/L pour les organismes d'essai. La plupart des études de toxicité aquatique étaient des expériences plutôt préliminaires, dans le cadre desquelles une seule concentration de BDTP a été utilisée pour les organismes d'essai. Aucune mortalité ou effet toxique n'a été observé chez le poisson et les crustacés lorsque les espèces ont été exposées à une concentration de 10 mg/L de BDTP. Chez les algues, un effet a été observé à la concentration la plus faible dans une étude de toxicité de 72 heures (0,1 mg/L); toutefois, on s'attendait à ce que la CE₅₀ soit supérieure à 10 mg/L. De plus, les bactéries ne semblent pas être très sensibles à cette substance; en effet, la CI₂₀ après trois heures était supérieure à 100 mg/L. Il convient de noter que toutes les valeurs des paramètres déclarées sont supérieures à la solubilité dans l'eau de la substance d'essai (< 0,001 mg/L, ECHA, 2013). Étant donné qu'une telle exposition n'est pas susceptible de se produire dans l'environnement, aucun effet toxique aigu aquatique n'est prévu à la concentration de saturation.

Dans une étude sur l'inhibition de la croissance des algues (*Pseudokirchneriella subcapitata*) (ECHA, 2013), une concentration nominale de 0,1 mg/L a été appliquée dans un essai servant à établir la plage, dans le cadre de laquelle un agent auxiliaire a été utilisé pour faciliter la dissolution. Aucun effet n'a été observé chez les algues après une exposition de 72 heures. Les concentrations ont été mesurées aux heures 0 et 72 de l'essai; toutefois, les valeurs exactes n'ont pas été indiquées. La concentration à la fin de l'expérience était inférieure à la limite quantitative et était caractérisée par la demi-valeur de la limite quantitative. Une CSEO de 0,016 mg/L après 72 h a été calculée, selon la moyenne géométrique des concentrations mesurées à 0 et à 72 heures.

Trois concentrations d'exposition ont été utilisées dans une autre étude sur l'inhibition de la croissance des algues (*Scenedesmus subspicatus*) [ECHA, 2013]. À 72 heures, le nombre de cellules d'algues pour les niveaux d'essai (concentration nominale) de 0,1, de 1,0 et de 10 mg/L était de 61, de 80 et de 74 % respectivement de la moyenne de la population des témoins mis en commun. Une CSEO après 72 h inférieure à 0,1 mg/L a été signalée. Si on prend en considération l'utilisation d'un agent auxiliaire dans l'essai, la plus faible concentration d'essai est beaucoup plus élevée que la solubilité dans l'eau du BDTP; par conséquent, aucun effet n'est anticipé à la concentration de saturation de cette substance dans l'eau.

Ces études sont jugées fiables pour la caractérisation de la toxicité aquatique du BDTP. Les résultats laissent entendre une faible toxicité aiguë de cette substance chez les organismes aquatiques. Par contre, aucune valeur rapportée sur un critère d'effet toxique n'est jugée acceptable pour calculer la concentration estimée sans effet (CESE) dans le cadre de l'analyse du quotient de risque pour le milieu aquatique.

Aucune donnée sur l'écotoxicité chronique n'a été déterminée pour les benzotriazoles phénoliques. Le modèle de prévision ECOSAR basé sur les RQSA (2008) a été utilisé pour estimer les effets chroniques du BDTP sur les organismes aquatiques. Les données sur la toxicité chronique modélisées semblent indiquer des effets toxiques possibles pour le poisson après une exposition à long terme, à une très faible concentration (voir le tableau 8-2 ci-dessous).

Tableau 8-2. Données sur la toxicité chronique modélisées pour le BDTP (ECOSAR, 2008)

Organisme	Valeur de toxicité chronique
Poisson	0,000823
Daphnie	0,002 ^a
Algues vertes	0,037 ^a

^a La substance chimique n'est peut-être pas suffisamment soluble pour mesurer cet effet prévu.

8.1.2 Charge corporelle critique (CCC) estimée pour le BDTP chez le poisson

D'après ses propriétés physiques et chimiques, le BDTP est peu soluble dans l'eau et a une biodisponibilité très limitée relativement aux organismes d'essai pendant l'exposition à court terme dans l'eau. Cela pourrait expliquer pourquoi la substance présentait une faible toxicité aiguë pour les organismes aquatiques dans les études d'écotoxicité.

En tant que substance persistante et bioaccumulable, le BDTP devrait demeurer dans l'environnement et causer une exposition à long terme. S'il y a bioaccumulation dans un organisme de la chaîne alimentaire, il est probable qu'il y a une tendance à la concentration, comme il peut y avoir passage d'un niveau trophique à un niveau plus élevé.

Pour faire face à l'incertitude liée aux données empiriques sur la toxicité aiguë et combler le manque de données sur la toxicité chronique, une approche reposant sur la charge corporelle critique, également appelée une approche reposant sur la concentration critique interne, a été utilisée comme mécanisme de vérification. Selon cette approche, une concentration entraînant des effets externes du BDTP qui causerait le décès de l'organisme est calculée, extrapolée de la concentration avec effet externe. Les détails de l'approche de la charge corporelle critique sont décrits à l'annexe A. En résumé, la concentration avec effet interne pour le BDTP a été déterminée en se fondant sur le mode d'action de la classe des phénols encombrés. Les concentrations entraînant des effets externes ont été calculées en conséquence, à l'aide du FBC pour tenir compte de l'exposition dans l'eau pendant la courte

exposition et du FBA pour tenir compte de l'exposition à long terme par l'eau et la nourriture (voir le tableau 8-3).

Tableau 8-3. Concentrations avec effet externe calculées à l'aide de l'approche de la charge corporelle critique

Durée de l'exposition	Concentration avec effet interne (mg/kg)	Potentiel de bioaccumulation	Concentration avec effet externe (mg/L)
Court terme	703 (découlant de 2 mmol/kg)	FBC _L = 6583 L/kg	$1,04 \times 10^{-1}$
Long terme	70,3 (découlant de 0,2 mmol/kg)	FBA _L = 119 664 L/kg	$5,87 \times 10^{-4}$

Ces données calculées indiquent que, pour atteindre le seuil de charge corporelle critique et entraîner le décès de 50 % des organismes aquatiques, l'exposition à court terme au BDTP doit être égale ou supérieure à $1,04 \times 10^{-1}$ mg/L et l'exposition à long terme doit être égale ou supérieure à $5,87 \times 10^{-4}$ mg/L. Ces concentrations avec effet externe aident à caractériser le risque potentiel associé à l'exposition au BDTP dans le milieu aquatique (voir la section sur la caractérisation des risques écologiques).

8.1.3 Sédiments et sol

D'après les utilisations industrielles du BDTP, la substance devrait principalement pénétrer dans les eaux de surface et finir par se retrouver dans les sédiments. Elle peut également potentiellement pénétrer dans le sol à partir des biosolides produits par les eaux usées communément utilisés pour amender les sols ainsi qu'à partir de l'élimination de produits qui se dégradent et rejettent du BDTP. Il existe un potentiel d'exposition à la substance pour les organismes endogés et les espèces vivant dans les sédiments. Il serait bon d'avoir des données de toxicité pour les organismes vivant dans les sédiments et le sol. Toutefois, on n'a trouvé aucune étude acceptable concernant les effets de cette substance sur l'environnement dans d'autres milieux que l'eau, où aucun effet n'a été recensé à la concentration de saturation.

8.1.4 Faune

En raison de la persistance dans l'environnement et du potentiel de bioaccumulation du BDTP, d'autres voies d'exposition (p. ex. la voie d'exposition secondaire par l'entremise de la chaîne alimentaire d'un récepteur clé) doivent être prises en considération dans l'évaluation.

Pour caractériser la toxicité du BDTP pour la faune, la valeur toxicologique de référence (VTF) pour l'organisme terrestre est déterminée selon une étude toxicologique sur les rongeurs de laboratoire exposés au BDTP et à ses analogues (voir la section sur l'évaluation des effets sur la santé). Selon les résultats d'études de toxicité sur l'exposition subchronique et à court terme chez les rats (Til *et al.*, 1968; IBT, 1969b; Leuschner *et al.*, 1970; IIBF 1970), la dose minimale avec effet nocif

observé (DMENO) pour une exposition par voie orale à doses répétées au BDTP a été établie à 15 mg/kg p.c. par jour. Une dose sans effet nocif observé (DSENO) de 1,5 mg/kg p.c. par jour chez les rats a été établie en appliquant un facteur d'évaluation de 10.

Par l'entremise de l'application de la DSENO et de la DMENO chez les rats dans un modèle d'exposition de la faune, les valeurs de toxicité chronique de référence (VTR) ont été estimées pour les visons et les loutres de rivière, avec la prise en considération de paramètres propres à l'espèce pour les organismes terrestres qui consomment du poisson (tableau 8-4).

Tableau 8-4. Valeurs de toxicité chronique de référence pour les organismes de la faune

Organisme de la faune	Valeur de toxicité chronique de référence (mg/kg p.c. par jour)
Vison	3,86
Loutre de rivière	2,34

8.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement

8.2.1 Concentrations environnementales mesurées

8.2.1.1 Données de surveillance environnementale pour le Canada

Les concentrations mesurées de quelques agents anti-UV de benzotriazole phénolique (y compris le BDTP) au Canada ont été déclarées dans un projet récent de surveillance des eaux usées (De Silva *et al.*, 2014). Les échantillons des influents et des effluents des systèmes de traitement des eaux usées, des biosolides, des eaux de surface et des sédiments ont été prélevés et analysés. Les concentrations mesurées de BDTP sont résumées dans le tableau 8-5.

Tableau 8-5. Concentrations mesurées de BDTP au Canada (De Silva *et al.*, 2014)

Période d'échantillonnage	Milieu visé	Nombre d'emplacements (nombre de détections)	Concentration
De janvier 2014 à juillet 2014	Influents des systèmes de traitement des eaux usées	9 (9)	8,3 à 107 ng/L
De janvier 2014 à juillet 2014	Effluents des systèmes de traitement des eaux usées	9 (9)	0,52 à 4 ng/L

De juillet 2013 à avril 2014	Biosolides	12 (12)	39 à 278 ng/g poids sec
De juillet 2012 à novembre 2012	Eaux de surface	32 (12 ^a)	0,05 à 1,5 ng/L
De juillet 2012 à novembre 2012	Sédiments	19 (19)	0,26 à 16 ng/g poids sec

^a Si la concentration de BDTP dans un échantillon s'avère être en dessous des limites de détection de la méthode, un tel emplacement n'a pas été pris en compte dans le nombre total de détection.

Une carotte de sédiments a également été recueillie dans le lac Ontario en juin 2013 dans le but d'analyser les agents anti-UV de benzotriazole phénolique (De Silva *et al.*, 2014). La carotte de sédiments de 16 cm de long a été prise en compte pour représenter l'historique de 110 années du lac. La partie supérieure de 8 cm a été tranchée en segments de 0,5 cm et analysée pour les agents anti-UV de benzotriazole phénolique (De Silva *et al.*, 2014). Le BDTP a été détecté dans toutes les 16 parties correspondant aux années entre 1975 et 2013 et les concentrations varient de 36 à 77 ng/g poids sec.

Il est à noter que les sites d'échantillonnage dans le cadre du projet de surveillance des eaux usées (De Silva *et al.*, 2014) n'ont pas été précisément déterminés en fonction des utilisations industrielles de BDTP relevées au Canada.

Aucune information sur cette substance dans d'autres milieux naturels au Canada n'a été déterminée.

8.2.1.2 Données de surveillance environnementale pour d'autres pays

Du BDTP a été trouvé dans l'eau, le sol, les sédiments et les organismes aquatiques dans d'autres pays (voir l'annexe B).

On a déclaré l'existence de la substance dans l'environnement dès 1978, dans la rivière Pawtuxet dans le Rhode Island, aux États-Unis. Une usine chimique qui fabriquait du BDTP et d'autres agents anti-UV était située sur la rivière Pawtuxet, qui se déverse dans la section de la rivière Providence de la baie Narragansett (Lopez-Avila et Hites, 1980). Les concentrations mesurées varient de 5×10^{-4} et 1×10^{-2} mg/L. Dans les études pour la baie Narragansett, le BDTP était encore détecté dans des échantillons prélevés en 1997 dans les carottes de sédiments, même si la production de BDTP à l'installation industrielle avait cessé 12 ans avant l'année d'échantillonnage (Reddy *et al.*, 2000; Hartman *et al.*, 2005). Ces résultats indiquent une dégradation lente du BDTP dans un environnement anaérobie. Dans une étude plus récente, la substance a été décelée dans les eaux de surface et les eaux pluviales en Suède, allant de $1,9 \times 10^{-7}$ et 1×10^{-5} mg/L (Brorström-Lundén *et al.*, 2011).

On a également signalé la présence de BDTP et de quelques agents anti-UV de benzotriazole phénolique dans différents organismes aquatiques dans la baie de Manille (Philippines) et la mer Ariake (Japon) (tableaux 8-6 et 8-7 ci-dessous).

Tableau 8-6. Concentrations de BDTP et d'autres agents anti-UV de benzotriazole phénolique dans des poissons de la baie de Manille, aux Philippines (Kim *et al.*, 2011b)

Numéro CAS de la substance ou de l'analogue	Fréquence de détection (% de 58 échantillons)	Espèces détectées avec la concentration la plus élevée	Concentration la plus élevée détectée (ng/g poids lipidique)
BDTP	88	Carangue nez bossu	207
2440-22-4	86	Mérou minium (adulte)	160
3846-71-7	79	Sapsap commun	22,5
70321-86-7	55	Rouget à queue rayée	62,9

Dans les échantillons de poissons de la baie de Manille, aux Philippines, on a relevé le BDTP le plus fréquemment parmi huit agents anti-UV de benzotriazole phénolique (Kim *et al.*, 2011b). La concentration moyenne la plus élevée de BDTP a été observée chez la carangue nez bossu à 207 ng/g poids lipidique (voir le tableau 8-6). D'après l'étude, cette contamination par des agents anti-UV de benzotriazole phénolique dans la baie de Manille serait causée par le rejet d'eaux usées non traitées dans les eaux côtières.

Les résultats de l'étude laissent également entendre qu'il y a une accumulation de ces produits chimiques ou une plus faible capacité métabolique d'élimination de la substance chez les poissons (Kim *et al.*, 2011b).

Tableau 8-7. Concentrations de BDTP dans le biote au Japon

Biote	Période d'échantillonnage	Nombre d'échantillons	Moyenne ou fourchette de concentrations (ng/L ou ng/g poids humide)	Référence
Organismes aquatiques (organismes des estrans)	2006-2007	9	0,69 à 14 (tissu mou)	Nakata <i>et al.</i> , 2009
Organismes aquatiques (organismes des estrans)	2006-2007	10	0,35 à 1,2 (corps entier)	Nakata <i>et al.</i> , 2009

Biote	Période d'échantillonnage	Nombre d'échantillons	Moyenne ou fourchette de concentrations (ng/L ou ng/g poids humide)	Référence
Organismes aquatiques (organismes des eaux peu profondes)	2004-2007	9	0,19 à 0,29 (corps entier)	Nakata <i>et al.</i> , 2009
Organismes aquatiques (organismes des eaux peu profondes)	2004-2007	18	0,15 à 101 (foie)	Nakata <i>et al.</i> , 2009
Organismes aquatiques (organismes des eaux peu profondes)	2004-2007	7	0,3 à 13,6 (corps entier, sauf le foie)	Nakata <i>et al.</i> , 2009
Organismes aquatiques (organismes des eaux peu profondes)	2004-2007	2	0,79 (hépatopancréas)	Nakata <i>et al.</i> , 2009
Marsouins de l'Inde (graisses)	1999	2	20 à 64 (femelles)	Nakata <i>et al.</i> , 2010
Marsouins de l'Inde (graisses)	2008	1	11 (mâles)	Nakata <i>et al.</i> , 2010
Marsouins de l'Inde (graisses)	2009	2	34 (femelles) 16 (mâles)	Nakata <i>et al.</i> , 2010

Nakata *et al.* (2009) ont recueilli des échantillons d'organismes marins et de sédiments pour déceler la présence de BDTP et d'autres benzotriazoles phénoliques du Japon. Cinquante-cinq échantillons, dont des organismes vivant dans des estrans, des poissons, des espèces vivant dans l'eau peu profonde, des poissons téléostéens, des poissons cartilagineux et des oiseaux de zones côtières, ont été recueillis dans la mer d'Ariake entre 2004 et 2007. Selon l'espèce, des échantillons du corps entier, du tissu mou, de l'hépatopancréas ou du foie ont été analysés. Seize échantillons de sédiments de rivière et de la zone côtière de la mer d'Ariake ont également été recueillis en 2006 et 2007. Les concentrations de BDTP mesurées dans le biote variaient et étaient spécifiques aux espèces. Selon les résultats, le BDTP et d'autres agents anti-UV de benzotriazole phénolique au Japon sont rejetés dans l'environnement, et une bioaccumulation importante de cette catégorie de produits chimiques se produit dans les réseaux alimentaires marins.

Dans une autre publication, Nakata *et al.* (2009b) ont défini la répartition géographique du BDTP et d'autres agents anti-UV dans des régions côtières de l'Asie. Les concentrations signalées de ces produits chimiques étaient élevées chez les moules de la Corée, du Japon et de Hong Kong, mais faibles dans les échantillons recueillis en Inde et au Vietnam, ce qui laisse entendre que les différents pays et les différentes régions d'Asie utilisent divers volumes d'agents anti-UV.

Au Japon, chez les mammifères marins, les concentrations d'agents anti-UV benzotriazoles phénoliques augmentent depuis les années 1990, ce qui semble fortement indiquer un afflux continu de ces produits chimiques dans le milieu marin (Shinohara *et al.*, 2009). Ces produits chimiques ont été décelés dans les effluents provenant des usines de traitement des eaux usées qui ont ensuite été rejetés dans le milieu aquatique (Nakata et Shinohara, 2010).

Il est noté qu'en raison des différences dans les écosystèmes aquatiques des différents pays, les données de surveillance pour le BDTP dans le biote dans d'autres régions peuvent ne pas représenter la situation au Canada.

8.2.2 Scénarios d'exposition et concentrations environnementales estimées (CEE)

Comme il a été discuté dans la section portant sur les rejets dans l'environnement, les rejets anthropiques de BDTP dans l'environnement dépendent de différentes pertes qui surviennent pendant les utilisations industrielles de la substance. La majorité du BDTP rejeté à partir de n'importe quel site industriel devrait être capturée dans les boues du système local de traitement des eaux. Il peut y avoir des rejets dans l'environnement par l'entremise de l'épandage de biosolides sur les terres agricoles ou leur élimination dans les sites d'enfouissement. Les rejets de cette substance pénétreraient dans les eaux de surface par les effluents du système de traitement des eaux usées et pourraient finir par se répartir dans les sédiments.

8.2.2.1 Estimation des CEE en milieu aquatique

L'exposition aquatique a été estimée pour le BDTP rejeté au cours des activités industrielles vers un système de traitement des eaux usées qui rejette ses effluents dans un plan d'eau de surface récepteur. Les concentrations dans les eaux réceptrices près du point de rejet du système de traitement des eaux usées ont été utilisées comme la concentration environnementale estimée (CEE) pour l'exposition à court terme. En raison de sa persistance, on suppose que la substance demeure dans le milieu récepteur pendant une longue période de temps. Les niveaux d'exposition à long terme dans les eaux réceptrices ont donc été calculés en faisant la moyenne des rejets annuels totaux sur une période de 365 jours. Les expositions à court terme et à long terme ont été prises en compte dans la caractérisation du risque pour le milieu aquatique de cette substance.

L'estimation de la concentration en milieu aquatique due aux rejets de BDTP provenant des activités industrielles dans un système de traitement des eaux usées qui rejette ses effluents dans un plan d'eau de surface récepteur a été calculée à l'aide de l'équation suivante.

$$C_{w,A} = \frac{1000 \times Q \times P \times (1 - R)}{N \times D}$$

où

$C_{w,A}$:	concentration en milieu aquatique due aux rejets industriels, dont la moyenne est établie sur l'ensemble de l'année et en tenant compte de la pleine capacité de dilution, mg/L
Q :	quantité de substance totale utilisée chaque année sur un site industriel, en kg/an
P :	perte dans les eaux usées d'une installation industrielle en pourcentage de la quantité totale utilisée dans cette même installation, %
R :	taux d'élimination du système de traitement des eaux usées, fraction
N :	nombre de jours de rejets annuels (jour/an)
D :	débit moyen de la surface du plan d'eau m ³ /jour

Selon l'information obtenue à partir des consultations avec les intervenants (courriels entre les intervenants et la Direction des secteurs des produits chimiques, Environnement Canada, 2011-2012, source non citée) et des déclarations volontaires (Environnement Canada, 2014), l'utilisation la plus importante de BDTP a été déterminée dans les entreprises industrielles qui fabriquent des plastiques et des produits de revêtement. Un scénario propre au site pour l'utilisateur le plus important a été mis au point pour chaque secteur pour estimer les concentrations de BDTP dans l'environnement qui en résultent. De plus, des scénarios génériques ont également été élaborés afin d'estimer les rejets dans l'environnement associés aux utilisations possibles du BDTP dans d'autres sites théoriques.

D'après les renseignements disponibles, les rejets de BDTP provenant des sites industriels sont censés être périodiques. Le nombre total de jours par année durant lesquels de tels rejets se produisent (N) au site industriel était censé être de 10 jours, d'après le document d'orientation de l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA, 2012). Ce chiffre a été utilisé pour estimer la concentration environnementale estimée pour l'exposition à court terme dans les eaux réceptrices près du point de rejet du système de traitement des eaux usées après chaque rejet. Compte tenu de la persistance du BDTP, les niveaux d'exposition à long terme des concentrations de cette substance dans les eaux réceptrices ont été caractérisés par la quantité totale de rejets par année, divisée par 365 jours (N). Les niveaux d'expositions à court terme et à long terme dans les eaux de surface ont été pris en compte dans la caractérisation du risque pour le milieu aquatique de cette substance.

L'estimation de la concentration environnementale dans le milieu aquatique, calculée à partir de l'utilisation propre au site et dans les scénarios génériques dans la fabrication de plastiques et l'industrie des peintures et des revêtements, est abordée en détail ci-après et les valeurs d'entrée des paramètres utilisées dans les calculs sont résumées en conséquence.

8.2.2.1.1 Rejets provenant de la fabrication de plastiques

Aux fins d'utilisation en tant qu'additif dans la fabrication de plastiques, la plus grande quantité de BDTP utilisée par une entreprise industrielle a été déterminée comme allant jusqu'à 25 000 kg au cours d'une récente année (Environnement Canada, 2014). Pendant la fabrication de plastiques, certains procédés peuvent entraîner des rejets de BDTP. Les facteurs d'émission pour ces procédés ont été estimés en fonction du document de l'OCDE présentant des scénarios d'émission par rapport aux additifs du plastique (OCDE, 2009b) et des renseignements ont été fournis par les intervenants. Compte tenu des activités industrielles au Canada, les facteurs d'émission ont été déterminés en supposant une granulométrie moyenne de plus de 40µm, une température de traitement d'environ 200 °C, et des activités dans une usine de traitement de moyenne ou grande taille.

Il est à noter que le scénario propre au site a été élaboré à partir des renseignements tirés de consultations avec les intervenants et d'enquêtes à participation volontaire. Pour saisir l'utilisation potentielle du BDTP pour la fabrication de plastiques, un scénario générique a été élaboré pour le secteur des plastiques, dans lequel le rejet dans l'environnement a été calculé en conséquence. La plus grande quantité utilisée (25 000 kg) déterminée à un site industriel a été utilisée pour représenter la quantité utilisée annuellement par une installation de moyenne ou grande taille. Pendant ce temps, la moyenne des débits d'une rivière petite et d'une rivière moyenne a été prise en compte pour tenir compte de la dilution de la substance dans les eaux réceptrices.

Les valeurs d'entrée des paramètres clés pour les scénarios génériques et propres à un site sont résumées dans le tableau 8-8.

Tableau 8-8. Résumé des valeurs d'entrée utilisées pour estimer les concentrations aquatiques de BDTP dans la fabrication de plastiques

Paramètre	Valeur d'entrée pour le scénario propre au site	Valeur d'entrée pour le scénario générique
Quantité utilisée par site (kg) ^a	25 000	25 000
Activités menées sur le site présumées	Manutention des matières premières et confection de mélanges	Manutention des matières premières, confection de mélanges et conversion
Pertes dans les eaux usées (%) ^b	0,211	0,231
Efficacité	0	0

Paramètre	Valeur d'entrée pour le scénario propre au site	Valeur d'entrée pour le scénario générique
d'élimination du système de traitement des eaux usées sur place (%) ^c		
Efficacité d'élimination du système de traitement des eaux usées hors site (%) ^d	82,6	82,6
Nombre de jours ^e	10 ou 365	10 ou 365
Débit de l'effluent du système de traitement des eaux usées (L/jour)	$3,64 \times 10^8$	Sans objet
Dilution dans les eaux réceptrices potable ^f	Facteur de dilution – 10	Débit moyen dans les eaux réceptrices – $1,1 \times 10^8$ et $7,8 \times 10^9$ L/jour

- ^a La quantité utilisée annuellement a été arrondie à la hausse pour le scénario propre au site et a également été utilisée dans le scénario générique.
- ^b Selon une étude de l'OCDE, 2009b, en tenant compte de la granulométrie moyenne du BDTP dans les poudres (> 40 µm), la perte dans les eaux usées pourrait se produire lors du processus de manutention des matières premières, de la confection des mélanges et de la conversion. D'après les renseignements propres au site, il n'y avait aucune conversion dans le procédé de fabrication industrielle; par conséquent, une perte totale de 0,211 % découlant de la manutention des matières premières et de la confection des mélanges a été prévue. Cependant, dans le scénario générique, une perte supplémentaire de 0,02 % découlant de la conversion a été prise en compte dans la perte totale.
- ^c En vue d'adopter une approche prudente, on suppose qu'il n'y a pas de traitement des eaux usées sur place.
- ^d Le taux d'élimination du système de traitement des eaux usées pour le BDTP est fixé à 82,6 % si on prend en considération le niveau combiné du traitement primaire et secondaire, d'après les estimations du modèle ASTreat 1.0 (taux obtenu par l'utilisation d'hypothèses prudentes).
- ^e 10 jours de rejet ont été utilisés pour calculer la concentration aquatique près du site de rejet après chaque rejet. Compte tenu de la persistance du BDTP, 365 jours ont été utilisés pour tenir compte du niveau d'exposition à long terme des organismes aquatiques dans les eaux réceptrices.
- ^f Dans le scénario propre au site, le facteur de dilution associé aux réceptrices était supérieur à 10. Par conséquent, une valeur maximale par défaut de 10 a été utilisée pour tenir compte des effets près du point de rejet. Dans le scénario générique, le débit de l'effluent du système d'assainissement ne peut pas être précisé. Par conséquent, les débits moyens pour une rivière de petite ou grande taille ont été utilisés pour calculer les concentrations.

Compte tenu des renseignements ci-dessus, les concentrations de BDTP dans les eaux de surface sont calculées pour représenter les concentrations de pointe à court terme après chaque rejet près du site de rejet et le niveau d'exposition à long terme pour les organismes aquatiques dans les eaux réceptrices. Il est à noter que les CEE obtenues pour le scénario générique sont prudentes, étant donné la capacité de dilution moyenne pour une rivière de petite ou grande taille, et sont donc beaucoup plus élevées que les CEE calculées pour le scénario propre au site.

Tableau 8-9. CEE en milieu aquatique de BDTP dues aux rejets provenant de la fabrication de plastiques

Durée de l'exposition	Scénario	CEE aquatique (mg/L)
Concentration à court terme après, par rejet près du point de rejet	Propre au site	$2,52 \times 10^{-4}$
Concentration à court terme après, par rejet près du point de rejet	Générique ^a	$1,28 \times 10^{-4} - 8,81 \times 10^{-3}$
Niveau d'exposition à long terme dans les eaux réceptrices	Propre au site	$6,9 \times 10^{-6}$
Niveau d'exposition à long terme dans les eaux réceptrices	Descriptions génériques	$3,52 \times 10^{-6} - 2,41 \times 10^{-4}$

^a Dans le scénario générique, les débits moyens pour une rivière de petite ou grande taille ont été utilisés pour calculer les concentrations, ce qui se traduit par une fourchette de CEE en milieu aquatique.

8.2.2.1.2 Rejets de l'industrie des peintures et des revêtements

Des facteurs à prendre en compte similaires à ceux utilisés dans les scénarios de fabrication de plastiques ont été appliqués pour estimer les rejets provenant des utilisations industrielles dans l'industrie des peintures et des revêtements. Un scénario propre au site a été élaboré, en se fondant sur l'identification d'une entreprise industrielle dont l'utilisation annuelle du BDTP est la plus importante. Des scénarios génériques ont également été utilisés pour connaître d'autres utilisations possibles du BDTP dans ce secteur.

Afin de mieux estimer les rejets de BDTP provenant d'utilisations industrielles dans l'industrie du revêtement, les scénarios génériques comprenaient les installations de revêtements à base de solvant et de revêtements à base aqueuse. Une quantité d'utilisation différente a été appliquée à chaque installation de revêtement, en se basant sur l'information obtenue à partir des déclarations volontaires (Environnement Canada, 2014).

Les valeurs d'entrée de tous les paramètres sont résumées dans le tableau 8-10 ci-dessous.

Tableau 8-10. Sommaire des valeurs d'entrée utilisées pour estimer les concentrations aquatiques de BDTP dans le secteur des peintures et des revêtements

Paramètre	Valeur d'entrée pour l'utilisation propre au site	Valeur d'entrée pour le scénario générique (revêtement à base de solvant)	Valeur d'entrée pour le scénario générique (revêtement à base aqueuse)
Quantité utilisée par site (kg) ^a	12 000	12 000	1 000

Paramètre	Valeur d'entrée pour l'utilisation propre au site	Valeur d'entrée pour le scénario générique (revêtement à base de solvant)	Valeur d'entrée pour le scénario générique (revêtement à base aqueuse)
Perte sous forme de poussière résultant de la manutention des matières premières (%) ^B	0,2	0,2	0,2
Marge pour enlever la poussière par un système de ventilation (%)	95	95	95
Pertes potentielles dans les eaux usées en raison du nettoyage des navires (%)	0	0	0,5
Efficacité d'élimination du système de traitement des eaux usées sur place (%) ^C	0	0	0
Efficacité d'élimination du système de traitement des eaux usées hors site (%) ^D	82,6	82,6	82,6
Nombre de jours (jours) ^E	10 ou 365	10 ou 365	10 ou 365
Débit de l'effluent du système de traitement des eaux usées (L/jour)	$4,24 \times 10^7$	Sans objet	Sans objet
Dilution dans les eaux réceptrices potable ^F	Facteur de dilution – 10	Débit moyen dans les eaux réceptrices – $1,14 \times 10^8$ et $7,83 \times 10^9$ L/jour	Débit moyen dans les eaux réceptrices – $1,14 \times 10^8$ et $7,83 \times 10^9$ L/jour

^a La quantité utilisée annuellement a été arrondie à la hausse pour le site représentatif; les quantités utilisées pour les revêtements à base de solvant et à base aqueuse utilisées dans le scénario générique ont été déterminées en fonction des déclarations de données volontaires (Environnement Canada, 2014).

^b Une perte de 0,2 % dans les eaux usées découlant de la manutention des matières premières, de la confection de mélanges et de la conversion a été déterminée, d'après l'OCDE (2009b), tout en tenant compte de la granulométrie moyenne du BDTP dans les poudres (> 40 µm).

- c Traitement des eaux usées hors site.
- d Le taux d'élimination du système de traitement des eaux usées pour le BDTP est fixé à 82,6 % si on prend en considération le niveau combiné du traitement primaire et secondaire, d'après l'estimation du modèle ASTreat 1.0 (taux obtenu par l'utilisation d'hypothèses prudentes).
- e 10 jours de rejet ont été utilisés pour calculer la concentration aquatique près du site de rejet après chaque rejet. Compte tenu de la persistance du BDTP, 365 jours ont été utilisés pour tenir compte de l'exposition des organismes aquatiques à la substance.
- f Dans le scénario propre au site, le facteur de dilution associé aux réceptrices était supérieur à 10. Par conséquent, une valeur maximale par défaut de 10 a été utilisée. Dans le scénario générique, le débit de l'effluent du système d'assainissement ne peut pas être précisé. Par conséquent, les débits moyens pour une rivière de petite ou grande taille ont été utilisés pour calculer les concentrations.

Compte tenu des renseignements ci-dessus, les concentrations de BDTP dans les eaux de surface ont été calculées pour caractériser la concentration à court terme après chaque rejet près du point de rejet et le niveau d'exposition pour les organismes aquatiques dans les eaux réceptrices. De la même façon que pour les scénarios de fabrication de plastiques, les CEE calculées pour les scénarios génériques sont plus élevées que celles des utilisations propres au site.

Tableau 8-11. CEE en milieu aquatique de BDTP dues aux rejets provenant du secteur des peintures et des revêtements

Durée de l'exposition	Scénario	CEE aquatique (mg/L)
Concentration à court terme après, par rejet près du point de rejet	Propre au site	$4,92 \times 10^{-5}$
Concentration à court terme après, par rejet près du point de rejet	Générique ^a	$2,67 \times 10^{-6}$ à $7,78 \times 10^{-4}$
Niveau d'exposition à long terme dans les eaux réceptrices	Propre au site	$1,35 \times 10^{-6}$
Niveau d'exposition à long terme dans les eaux réceptrices	Descriptions génériques	$7,31 \times 10^{-8}$ à $2,13 \times 10^{-5}$

^a Dans le scénario générique, les débits moyens pour une rivière de petite ou grande taille ont été utilisés pour calculer les concentrations, ce qui se traduit par une fourchette de CEE en milieu aquatique.

Des concentrations mesurées de BDTP dans l'environnement ont été relevées au Canada. La plus forte concentration mesurée de BDTP dans les eaux de surface a été déclarée comme étant de $1,5 \times 10^{-6}$ mg/L, ce qui est à la même ampleur que celle des CEE à long terme pour les scénarios propres aux sites dans le secteur de la fabrication de plastiques ($6,90 \times 10^{-6}$ mg/L) et le secteur des peintures et des revêtements ($1,35 \times 10^{-6}$ mg/L). La plus forte concentration mesurée de cette substance dans les eaux de surface est également plus faible que les limites supérieures des CEE à long terme pour les scénarios génériques ($2,41 \times 10^{-4}$ mg/L pour le secteur de la fabrication de plastiques et $2,13 \times 10^{-5}$ mg/L pour le secteur des peintures et des revêtements).

8.2.2.2 Estimation des CEE en milieu sédimentaire

Une méthode du partage eau-sédiment à l'équilibre a été utilisée pour estimer la concentration de BDTP dans les sédiments benthiques. Cette approche est basée sur un principe de répartition décrite par l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA, 2012) et intègre deux autres méthodes de calcul supplémentaires. La première méthode consiste à estimer la concentration de la substance dans la phase aqueuse (réellement dissoute) de l'eau sus-jacente de sa concentration totale, selon des études menées par Gobas (2007 et 2010). La deuxième méthode consiste à estimer la concentration de la substance dans les sédiments benthiques à partir de sa concentration dans la phase aqueuse de l'eau sus-jacente sur la base d'une hypothèse de partage à l'équilibre entre les sédiments benthiques et l'eau sus-jacente tel qu'il est décrit par le National Center for Environmental Assessment de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA, 2003). Lors du partage à l'équilibre, la CEE dans les sédiments benthiques peut être en corrélation, de façon linéaire, avec la concentration dans la phase aqueuse de l'eau sus-jacente. Des scénarios d'exposition des sédiments ont été élaborés dans le cadre d'une extension des scénarios de rejets industriels dans le milieu aquatique décrits ci-dessus pour déterminer l'équilibre dans les niveaux d'exposition dans les sédiments normalisés à une teneur en carbone organique de 3 % (une teneur en carbone organique typique dans les sédiments benthiques pour les rivières et les lacs).

Compte tenu de l'exposition à long terme au BDTP dans les eaux de surface, les CEE dans les sédiments ont été calculées comme suit (tableau 8-12).

Tableau 8-12. CEE de BDTP dans les sédiments

Secteur	Scénario	CEE dans les sédiments (mg/kg poids sec)
Plastique	Propres au site	0,19
Plastique	Générique ^a	6,80
Peintures et revêtements	Propres au site	0,038
Peintures et revêtements	Générique ^a (revêtement à base de solvant)	0,14
Peintures et revêtements	Générique ^a (revêtement à base aqueuse)	0,60

^a Dans un scénario générique, la CEE dans les sédiments a été calculée en tenant seulement compte de la plus forte CEE aquatique.

Il est à noter que toutes les CEE dans les sédiments calculées sont supérieures à la concentration la plus forte mesurée dans ce milieu de 0,016 mg/kg poids sec (valeur originale de 16 ng/g poids sec, De Silva *et al.*, 2014).

8.2.2.3 Estimation des CEE dans le sol

D'après le devenir environnemental prévu pour le BDTP et les données de surveillance environnementale (tableau 8-5), la majorité du BDTP devrait être retirée par le traitement des eaux usées et sa capture dans les biosolides.

Pour estimer les rejets de BDTP dans le sol, une méthode décrite par l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA, 2010) a été utilisée pour quantifier cette substance adsorbée par les biosolides et estimer les CEE dans le sol découlant de l'épandage de biosolides. Cette méthode utilise les quantités de biosolides accumulés dans la couche supérieure de 20 cm du sol (profondeur de labourage) au cours d'une période de dix années consécutives comme fondement pour les CEE dans le sol. Selon une hypothèse sous-jacente de la méthode, il n'y avait aucune perte en raison de la dégradation, de la volatilisation, du lessivage et du ruissellement au moment de la pénétration des substances dans les sols. Cette hypothèse permet d'obtenir des CEE dans le sol prudentes. Des scénarios d'exposition dans le sol ont été élaborés dans le cadre d'une extension des scénarios de rejets dans le milieu aquatique décrits ci-dessus, à l'aide des concentrations dans les boues et des taux de production en fonction du système de traitement des eaux usées standard et de l'épandage de biosolides au Canada.

Les hypothèses et les facteurs à prendre en compte standard sont appliqués comme suit :

- Élimination à partir du système de traitement des eaux usées – Selon le modèle ASTreat 1.0, un taux d'élimination de 82,6 % pour le traitement des eaux usées a été pris en compte dans toutes les usines de traitement hors site.
- Le taux d'épandage de biosolides est de 8,3 tonnes/ha/an.
- La période d'épandage de biosolides est de 10 années consécutives.
- Profondeur du sol et densité – 0,2 m et 1 200 kg/m³.

Les mêmes quantités de BDTP utilisées pour les scénarios propres aux sites et les scénarios génériques ont été appliquées. Pour calculer la production quotidienne de biosolides, la population de deux sites précis a été utilisée, tandis que dans les scénarios génériques, une population de 10 000 habitants représentative d'une petite ville a été utilisée, ce qui est prudent.

Les concentrations estimées de BDTP dans les biosolides et CEE dans le sol sont résumées dans le tableau 8-13 ci-dessous.

Tableau 8-13. Concentrations estimées dans les biosolides et CEE dans le sol de BDTP

Secteur	Scénario	Quantité (kg/an)	Population	Concentration dans les biosolides (mg/kg poids sec)	CEE dans le sol (mg/kg poids sec)
Plastique	Propres au site	25 000	1 200 000	18,62	0,64
Plastique	Générique ^a	25 000	10 000	2 446,23	84,60
Peintures et revêtements	Propres au site	12 000	110 000	92,42	3,20
Peintures et revêtements	Générique ^a (revêtement à base de solvant)	12 000	10 000	1 016,62	35,16
Peintures et revêtements	Générique ^a (revêtement à base aqueuse)	1 000	10 000	84,72	2,93

On reconnaît que la valeur prévue des concentrations dans les biosolides est très différente des données mesurées (voir la section 8.2.1.1). Toutefois, il convient de noter que les deux ensembles de concentrations ne représentent pas une situation similaire. Les données mesurées représentent probablement les concentrations de fond associées à l'utilisation par les consommateurs, comme l'heure et le lieu d'échantillonnage n'ont pas été liés spécifiquement à l'activité industrielle liée au BDTP.

En revanche, des concentrations calculées ont estimé l'augmentation prévue dans la concentration des biosolides prévus découlant de l'utilisation spécifique et du rejet de BDTP d'une installation industrielle dans le système de traitement des eaux usées sur une courte période. Par conséquent, les concentrations calculées de biosolides qui sont présentées dans l'évaluation sont des concentrations de la limite supérieure. Elles ont été calculées en supposant que les concentrations élevées dans les eaux usées provenant des rejets de BDTP pendant une courte période resteraient sur une période plus longue, entraînant ainsi des concentrations de biosolides élevées. En réalité, il n'y aurait plus de mélange et de dilution des biosolides au site de traitement des eaux usées pendant le traitement et la conservation de ces biosolides, ce qui se traduit par une diminution de la concentration de BDTP dans les biosolides potentiellement épandus sur le sol. De plus, dans le calcul des concentrations dans le sol, on suppose actuellement que ces biosolides ayant une forte concentration de BDTP seraient épandus dans le même champ au cours d'années successives, ce qui entraînerait l'accumulation exagérée dans le sol.

8.2.2.4 Estimations de l'exposition de la faune

Pour les besoins de la caractérisation de l'exposition des organismes terrestres au BDTP, on a d'abord estimé la bioaccumulation du BDTP chez les organismes

aquatiques dans la chaîne alimentaire, puis on a utilisé ces résultats pour calculer l'exposition correspondante de la faune.

1. Concentrations de résidus dans les tissus chez les poissons

Les concentrations de résidus dans les tissus chez les poissons ont été estimées en fonction de l'exposition au BDTP dans les eaux de surface, en tenant compte de son facteur de bioaccumulation. L'exposition au BDTP chez les poissons a été caractérisée par les CEE aquatiques obtenues à partir des scénarios génériques et propres à un site. Le FBA modélisé a été utilisé pour représenter le potentiel de bioaccumulation chez les poissons afin de tenir compte de l'absorption à partir de l'eau et de la nourriture. Pour les poissons de niveau trophique intermédiaire, les concentrations des résidus de BDTP dans les tissus ont été estimées en conséquence comme suit (tableau 8-14).

Tableau 8-14. Concentrations des résidus de BDTP dans les tissus chez les poissons de niveau trophique intermédiaire

Secteur	Scénario	Résidus dans les tissus chez les poissons (mg/kg)
Plastique	Propres au site	0,83
Plastique	Générique ^a	28,84
Peintures et revêtements	Propres au site	0,16
Peintures et revêtements	Générique ^a (revêtement à base de solvant)	0,60
Peintures et revêtements	Générique ^a (revêtement à base aqueuse)	0,25

^a Dans un scénario générique, la concentration des résidus de BDTP dans les tissus chez les poissons a été calculée en se fondant sur la valeur la plus élevée de la fourchette des CEE aquatiques.

2. Absorption quotidienne totale chez la faune

L'exposition de certains récepteurs fauniques (vison et loutre de rivière) au BDTP a été calculée par l'application de l'estimation des résidus chez les poissons dans un modèle bioénergétique pour la faune. Le vison et la loutre de rivière ont été choisis pour représenter les organismes terrestres qui consomment des poissons dans l'environnement canadien. L'exposition de la faune est présentée sous forme d'absorption quotidienne totale (AQT), tel que l'illustre la formule ci-dessous.

$$AQT = \left[TML * \sum_{i=1}^N \left(\frac{C_i \cdot P_i}{EB_i \cdot EA_i} \right) + (C_s \cdot TA_s) + (C_e \cdot TL_e) \right] \cdot E_D \cdot P_t$$

où :

- AQT = absorption quotidienne totale (mg/kg p.c. par jour)
 TML = taux métabolique libre normalisé du récepteur faunique d'intérêt (kcal/kg p.c. par jour)
 C_i = concentration de contaminants dans la *énième* espèce proie (mg/kg)
 P_i = pourcentage de la *énième* espèce proie dans le régime (%)
 EB_i = énergie brute de la *énième* espèce proie (kcal/kg par proie)
 EA_i = efficacité d'assimilation de la *énième* espèce proie par le récepteur faunique; $EA_i = 0,91$;
 C_s = concentration de contaminants dans le sol ou les sédiments (mg/kg p.s.)
 TA_s = taux d'absorption de sol ou de sédiments (estimée à zéro) (kg p.s./kg p.c. par jour)
 C_e = concentration de contaminants dans l'eau (mg/L)
 TI_e = taux d'ingestion d'eau (L/kg p.c. par jour)
 E_D = efficacité de l'assimilation alimentaire du contaminant par le prédateur (estimée à 100 %) (%)
 Pt = pourcentage de temps passé par le récepteur dans la zone contaminée (estimée à 100 %) (%)
 N = nombre d'espèces proies

Parmi les facteurs contributifs mentionnés précédemment, il est difficile, à l'échelle de laboratoire utilisée dans le cadre de l'évaluation des risques pour la faune, de préciser la portion de temps (Pt) que l'espèce focale peut consacrer à la recherche de nourriture dans une zone contaminée. Pour ce paramètre, une pire éventualité de 100 % a été utilisée aux fins du calcul.

Les absorptions quotidiennes totales obtenues pour les visons et les loutres de rivière sont résumées comme suit (tableau 8-15). La différence entre ces deux résultats s'explique largement par une proportion plus élevée de poissons dans l'alimentation de la loutre de rivière (84 %) que dans celle du vison (61 %).

Tableau 8-15. Absorptions quotidiennes totales de BDTP dans les organismes de la faune par la consommation à long terme de poissons contaminés

Secteur	Scénario	Absorptions quotidiennes totales (mg/kg p.c. par jour)
Plastique	Propres au site	Vison : 0,083 Loutre de rivière : 0,088
Plastique	Descriptions génériques	Vison : 3,75 Loutre de rivière : 3,94
Peintures et revêtements	Propres au site	Vison : 0,021 Loutre de rivière : 0,022
Peintures et revêtements	Générique (revêtement à base de solvant)	Vison : 0,083 Loutre de rivière : 0,088
Peintures et revêtements	Générique (revêtement à base aqueuse)	Vison : 0,033 Loutre de rivière : 0,035

8.3 Caractérisation des risques écologiques

La démarche utilisée dans le cadre de cette évaluation écologique préalable visait à examiner les divers renseignements pertinents afin de proposer une conclusion fondée sur la méthode du poids de la preuve et le principe de prudence, conformément aux dispositions de la LCPE. Les éléments de preuve pris en compte étaient notamment les renseignements accessibles sur le BDTP, soit les propriétés physiques et chimiques, les sources, les utilisations, le devenir dans l'environnement, la persistance, le potentiel de bioaccumulation, l'exposition et les effets, y compris des analyses du quotient de risque pour la faune et les organismes aquatiques.

Pour caractériser l'exposition aquatique à cette substance, on a utilisé deux scénarios de rejets industriels visant à calculer des concentrations environnementales estimées (CEE) : pendant la fabrication de plastiques et pendant la fabrication de matériaux de revêtement (voir la section Évaluation de l'exposition de l'environnement). Chaque scénario est fondé sur la quantité de BDTP utilisée au site industriel, le facteur d'émission dans les eaux usées, le taux d'élimination et le débit de l'effluent du système de traitement des eaux usées ainsi que le facteur de dilution du plan d'eau récepteur.

Quelques scénarios génériques en plus ont été élaborés pour tenir compte de l'incertitude liée aux utilisations industrielles et aux quantités de BDTP. Les débits d'eau moyens des rivières de petite et moyenne taille ont été utilisés dans les calculs. Persistant et bioaccumulable, le BDTP peut demeurer longtemps dans l'environnement, ce qui peut donner lieu à une exposition à long terme. Comme la substance présente une lente biotransformation métabolique, elle tend à s'accumuler dans les organismes et peut s'accumuler dans des organismes de niveau trophique supérieur de la chaîne alimentaire. Les concentrations des résidus de BDTP dans les tissus chez les poissons de niveau trophique intermédiaire ont donc été calculées en fonction des CEE aquatiques et du FBA. Elles ont ensuite été utilisées pour estimer les absorptions quotidiennes totales dans les organismes de la faune.

Pour faire face à l'incertitude liée aux données empiriques sur la toxicité aiguë et pour tenir compte de l'exposition à long terme ainsi que de l'exposition par voie alimentaire, l'approche de la charge corporelle critique a été appliquée. Les concentrations avec effet externe ont été calculées à partir des concentrations avec effet interne (pour la classe des phénols encombrés) et du FBA. Ces concentrations avec effet externe ont été utilisées comme CESE pour le BDTP. Afin de caractériser les effets sur la faune en ce qui concerne la consommation à long terme de poissons contaminés, les valeurs de toxicité chronique de référence ont été calculées pour le vison et la loutre de rivière.

8.3.1 Analyse du quotient de risque fondée sur la charge corporelle critique chez les poissons

À l'aide de l'application de l'approche de charge corporelle critique pour les organismes aquatiques, l'analyse du quotient de risque a été menée en comparant 1) la concentration de BDTP à court terme près de l'emplacement de l'émissaire après chaque rejet par rapport à la concentration externe aiguë; et 2) le niveau d'exposition à long terme dans les eaux réceptrices par rapport à la concentration avec effet externe chronique. Les résultats sont résumés dans les tableaux 8-15 et 8-16 ci-dessous.

Tableau 8-16. Analyse du quotient de risque pour les scénarios propres à un site en utilisant l'approche de la charge corporelle critique

Secteur	Durée de l'exposition	CEE aquatique (mg/L)	Concentration avec effet externe (mg/L)	QR ^a
Plastique	Exposition à court terme après chaque rejet	$2,52 \times 10^{-4}$	$1,04 \times 10^{-1}$	0,0024
Plastique	Exposition à long terme	$6,9 \times 10^{-6}$	$5,87 \times 10^{-4}$	0,018
Peintures et revêtements	Exposition à court terme après chaque rejet	$4,92 \times 10^{-5}$	$1,04 \times 10^{-1}$	0,00047
Peintures et revêtements	Exposition à long terme	$1,35 \times 10^{-6}$	$5,87 \times 10^{-4}$	0,0023

^a QR (quotient de risque) = CEE aquatique/concentration avec effet externe.

Dans les scénarios propres à un site, l'exposition à court terme et l'exposition à long terme dans l'eau sont inférieures aux concentrations avec effet externe. Cela laisse entendre qu'étant donné les utilisations actuelles du BDTP au Canada, le risque potentiel que la substance peut poser pour les organismes dans le milieu aquatique est faible.

Tableau 8-17. Analyse des risques pour les scénarios génériques à l'aide de l'approche de charge corporelle critique

Secteur	Durée de l'exposition	CEE aquatique (mg/L)	Concentration avec effet externe (mg/L)	QR ^a
Plastique	Exposition à court terme après chaque rejet	$8,81 \times 10^{-3}$	$1,04 \times 10^{-1}$	0,085
Plastique	Exposition à long terme	$2,41 \times 10^{-4}$	$5,87 \times 10^{-4}$	0,41
Peintures et revêtements (revêtements à base de solvant)	Exposition à court terme après chaque rejet	$1,83 \times 10^{-4}$	$1,04 \times 10^{-1}$	0,0016

Peintures et revêtements (revêtements à base de solvant)	Exposition à long terme	$5,02 \times 10^{-6}$	$5,87 \times 10^{-4}$	0,0086
Peintures et revêtements (revêtements à base aqueuse)	Exposition à court terme après chaque rejet	$7,78 \times 10^{-4}$	$1,04 \times 10^{-1}$	0,0075
Peintures et revêtements (revêtements à base aqueuse)	Exposition à long terme	$2,13 \times 10^{-5}$	$5,87 \times 10^{-4}$	0,036

^a QR = CEE aquatique/concentration avec effet externe.

Dans les scénarios génériques et propres à un site, l'exposition à court terme et l'exposition à long terme dans l'eau sont inférieures aux concentrations avec effet externe et les résultats de l'analyse du quotient de risque sont inférieurs à 1. Cela laisse entendre que, si l'on tient compte de l'utilisation industrielle générale du BDTP au Canada, le risque pour les organismes dans l'environnement aquatique est faible.

8.3.2 Analyse du quotient de risque pour la faune

Une évaluation de l'exposition de la faune a également été menée pour tenir compte de la persistance de la substance, de son potentiel d'accumulation dans les organismes et de son accumulation possible dans la chaîne alimentaire. Les CEE dans l'eau et les sédiments pour les sites industriels du secteur des matières plastiques et du secteur des peintures et des revêtements ont été utilisées dans le modèle d'exposition de la faune pour estimer les concentrations de résidus de BDTP dans les tissus chez les poissons du niveau trophique intermédiaire. Les concentrations obtenues ont ensuite été utilisées pour calculer l'AQT de la substance à la suite de la consommation de poissons par les mammifères sauvages (vison et loutre) en tenant compte du métabolisme de ces organismes. L'AQT obtenue était de 1,50 mg/kg p.c. par jour pour le vison et de 1,58 mg/kg p.c. par jour pour la loutre, en fonction des différentes proportions de poissons que consomment les mammifères (voir la section Évaluation de l'exposition écologique).

Les valeurs de toxicité chronique de référence (VTR) pour la faune ont été déterminées d'après les données sur la toxicité chez les mammifères pour le BDTP et ses analogues. La DSENO et la DMENO ont été établies à 1,5 mg/kg p.c. par jour et à 15 mg/kg p.c. par jour chez le rat (voir la section Évaluation des effets écologiques). On a ensuite utilisé ces deux valeurs pour calculer les valeurs de toxicité chronique de référence de 3,86 et de 2,34 mg/kg p.c. par jour chez le vison et la loutre de rivière, respectivement.

L'analyse du quotient de risque a été menée en comparant les AQT aux valeurs de toxicité chronique de référence. Les résultats sont résumés dans le tableau 8-17 ci-dessous.

Tableau 8-18. Analyse du quotient de risque dans l'évaluation de l'exposition de la faune

Secteur et scénario	AQT (mg/kg p.c./jour)	QR=AQT/Valeur de toxicité chronique de référence ^a
Plastiques – propre à un site	Vison : 0,107 Loutre de rivière : 0,113	Vison : 0,028 Loutre de rivière : 0,048
Plastiques – générique	Vison : 3,75 Loutre de rivière : 3,94	Vison : 0,97 Loutre de rivière : 1,68
Peintures et revêtements – propre à un site	Vison : 0,021 Loutre de rivière : 0,022	Vison : 0,0054 Loutre de rivière : 0,0094
Peintures et revêtements – générique (revêtement à base de solvant)	Vison : 0,083 Loutre de rivière : 0,088	Vison : 0,02 Loutre de rivière : 0,035
Peintures et revêtements – générique (revêtement à base aqueuse)	Vison : 0,033 Loutre de rivière : 0,035	Vison : 0,0086 Loutre de rivière : 0,015

^a QR = AQT/Valeur de toxicité chronique de référence (vison = 3,86 mg/kg p.c. par jour et loutre de rivière = 2,34 mg/kg p.c. par jour)

Pour les scénarios propres à un site dans le secteur des peintures et revêtements et le secteur des plastiques, les quotients de risque pour les organismes de la faune (le vison et la loutre de rivière) sont inférieurs à 1. Les résultats de l'analyse du quotient de risque indiquent, d'après les renseignements déterminés pour l'utilisation industrielle actuelle et la quantité de BDTP au Canada, qu'il y a un faible risque pour les organismes terrestres quant à la consommation à long terme de poissons contaminés au BDTP.

Dans les scénarios génériques, il y a un QR supérieur à 1 pour le secteur des plastiques, seulement lorsque la plus grande quantité de BDTP est censée être utilisée sur un site industriel et que les rejets de cette substance pénètrent dans une petite rivière. Une très faible capacité de dilution dans une petite rivière peut causer une concentration liée à une exposition élevée dans les eaux de surface, ce qui se traduit par un grand nombre de résidus de cette substance dans les tissus chez les poissons exposés, qui, à son tour, pourrait représenter un risque pour les organismes terrestres qui consomment du poisson contaminé sur une longue période. Ces conditions sont considérées comme étant très prudentes et peu probables.

8.3.3 Sol et sédiments

Le rejet de BDTP dans le sol peut se produire si des biosolides ont été épandus sur ce sol. Dans le cas où la substance est principalement rejetée dans l'eau, elle aboutirait vraisemblablement dans des sédiments. Étant donné qu'il y a un manque de données disponibles sur la toxicité pour calculer une CESE pour ces milieux, une analyse du quotient de risque n'est donc pas réalisée concernant ces deux milieux pour le BDTP.

8.4. Examen des éléments de preuve et conclusion de la caractérisation des risques pour l'environnement

Au Canada, le BDTP est importé et utilisé en quantité modérée (allant de 10 000 à 100 000 kg par année). Les rejets devraient se produire principalement lorsqu'on l'utilise dans la fabrication de plastiques et de matériaux de revêtement et se retrouver dans l'eau, les sédiments ou le sol.

Le BDTP est actuellement utilisé en quantité modérée dans les activités recensées au Canada, allant de 10 000 à 100 000 kg par année. Il serait rejeté dans l'environnement pendant son utilisation dans le cadre de la fabrication de plastiques et de matériaux de revêtement. Ces rejets pénétreraient d'abord dans le milieu aquatique (par les effluents des usines de traitement des eaux usées) et pourraient finir par se retrouver dans les sédiments. Les rejets se retrouveraient également dans le sol, par l'épandage de biosolides sur les terres agricoles. La caractérisation des risques écologiques visera donc l'eau, le sol et les sédiments.

Le BDTP a une très faible hydrosolubilité (valeur mesurée $< 0,001$ mg/L) et une valeur du $\log K_{oe}$ élevée (modélisée 7,25). Étant donné sa faible pression de vapeur (mesurée de 10^{-6} à 10^{-4} Pa), le BDTP ne serait ni volatil ni transporté sur de longues distances.

Des données empiriques ont été recensées et utilisées, de pair avec les prévisions du modèle, pour évaluer le potentiel de persistance et de bioaccumulation du BDTP. Le BDTP est considéré comme persistant dans l'eau, les sédiments et le sol ainsi que bioaccumulable dans les organismes. Elle pourrait également être bioamplifiée dans la chaîne alimentaire.

De récentes données de surveillance ont signalé la présence de BDTP dans l'environnement canadien. Le BDTP a été décelé à de très faibles concentrations dans les influents et les effluents du système de traitement des eaux usées, les biosolides, les eaux de surface et les sédiments. La plus forte concentration mesurée dans les eaux de surface est inférieure dans les CEE en milieu aquatique dans les scénarios propres à un site, qui ont été prises en compte dans l'approche de charge corporelle critique et ont été utilisées pour calculer les concentrations de résidus dans les tissus chez les poissons. Par conséquent, il y a un niveau de confiance modéré relativement aux CEE en milieu aquatique.

Le BDTP a également été détecté dans les échantillons de sol, de sédiments et de biote dans d'autres pays. Il se dégrade lentement et demeure dans l'environnement, plus particulièrement dans un milieu anaérobie (sédiments), où la substance a été décelée 12 ans après la cessation des activités de fabrication qui avaient lieu à proximité. Dans d'autres pays, on a signalé l'accumulation de BDTP dans le biote, chez divers organismes aquatiques.

Tel qu'il a été mentionné dans la section sur les effets écologiques, les résultats des études de toxicité pour les organismes aquatiques indiquent que le BDTP présente une faible toxicité aiguë chez ces organismes. Il convient de noter que dans les essais de toxicité standard dans l'eau, le BDTP n'est pas biodisponible pour les organismes d'essai pendant l'exposition à court terme. L'absorption de la substance par l'eau seulement ne suffit peut-être pas pour atteindre la concentration interne maximale. La valeur de toxicité déclarée a pu sous-estimer les seuils d'effet et n'est donc pas jugée acceptable pour calculer la CESE.

Les seules données empiriques sur la toxicité du BDTP portent sur le milieu aquatique. On ne dispose d'aucune donnée sur la toxicité dans le sol et les sédiments. Comme il est possible que la toxicité du BDTP ait été sous-estimée par les résultats d'études de toxicité aiguë pour les organismes aquatiques, des éléments de preuve supplémentaires ont été pris en compte. L'exposition des organismes aquatiques et de la faune a été calculée pour les sites industriels sélectionnés. Les résultats de la méthode de charge corporelle critique et de l'évaluation de l'exposition de la faune ont indiqué que la substance présenterait un risque faible pour les poissons et la faune à la suite d'une exposition à long terme par l'eau et la nourriture.

Pour tenir compte de l'incertitude associée à l'utilisation potentielle du BDTP au Canada, quelques scénarios génériques ont été élaborés pour prendre en compte la non-représentativité potentielle des sites choisis. Le potentiel de risque a été déterminé dans le cadre de l'utilisation de BDTP dans la fabrication de plastiques, où la substance est rejetée dans une petite rivière; de telles conditions si prudentes sont considérées comme improbables. Par conséquent, un poids de la preuve plus important est accordé aux résultats tirés des scénarios propres à un site.

D'après l'ensemble des éléments de preuve présentés dans la caractérisation du risque écologique, il est conclu que le BDTP ne répond pas aux critères énoncés à l'alinéa 64(a) or (b) de la LCPE, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur sa diversité biologique.

8.4 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

Un doute majeur est lié à un manque de renseignements sur les sources et les utilisations industrielles actuelles du BDTP au Canada. Les données recueillies en réponse à l'avis en vertu de l'article 71 en 2001 étaient désuètes. Les renseignements obtenus dans le cadre des consultations avec les intervenants et les enquêtes à participation volontaire ont permis de mettre à jour l'utilisation actuelle de cette substance. Deux sites industriels ont été choisis pour la caractérisation du risque lié aux activités industrielles et à l'utilisation actuelles du BDTP au Canada. Cependant, de nouveaux renseignements semblent fortement indiquer que la quantité d'utilisation déterminée n'était pas vraiment équivalente au volume d'importation. Par conséquent, les scénarios génériques dans l'évaluation de l'exposition écologique ont été utilisés pour aborder les utilisations possibles du BDTP à n'importe quel site non représentatif.

Des incertitudes existent à l'égard des concentrations mesurées de cette substance au Canada. Il convient de noter que cette substance a été analysée dans les influents et les effluents du système de traitement des eaux usées, les biosolides, et dans les eaux de surface dans le cadre d'un projet de surveillance des eaux usées récent. Toutefois, l'échantillonnage a été effectué dans un nombre limité d'endroits et il n'y avait pas de renseignements pour déterminer s'il existe une source de rejet en amont ou à proximité. Par conséquent, les CEE dans l'eau, les sédiments et le sol ont été calculées pour deux sites industriels où les plus grandes quantités ont été déclarées. De plus, quelques scénarios génériques ont également été élaborés dans l'évaluation de l'exposition pour estimer les rejets potentiels à n'importe quel site non représentatif.

L'exposition potentielle dans les eaux de surface a été estimée en tenant compte des rejets du lot découlant des utilisations industrielles et de leurs répercussions sur l'exposition à long terme dans l'eau, les sédiments, le sol et les poissons. N'ayant aucune donnée concernant le Canada, le nombre de jours des rejets a été déterminé en se fondant sur le document d'orientation de l'OCDE et utilisé pour estimer les CEE près du site de rejet après chaque rejet. En outre, pour caractériser l'exposition à long terme dans l'environnement, les concentrations de BDTP dans les eaux de surface ont été estimées en prenant en compte du total des rejets dans l'environnement par année, divisé par 365 jours et utilisé pour calculer les concentrations dans les sédiments et les concentrations de résidus dans les tissus chez les poissons.

Il existe également des incertitudes en raison du fait qu'il existe peu de données écotoxicologiques expérimentales concernant le BDTP. En ce qui concerne le milieu aquatique, des études de toxicité aiguë ont été menées à l'aide de solutions saturées étant donné la faible hydrosolubilité des benzotriazoles phénoliques. Comme la plupart des paramètres indiqués pour les CL_{50} et les CE_{50} étaient considérablement plus élevés que les valeurs maximales d'hydrosolubilité dans l'eau mesurées et estimées, ils ne peuvent être utilisés directement pour prévoir l'écotoxicité du BDTP. Il est également à noter qu'en raison de leur faible hydrosolubilité, les benzotriazoles phénoliques présentent une faible biodisponibilité chez les organismes d'essai. L'absorption de ces substances chimiques à partir de l'eau n'est peut-être pas suffisante pour atteindre la concentration à effets internes, ce qui peut expliquer l'absence d'effet observée dans le cadre des études de toxicité aiguë. Il se peut également que les résultats des études de toxicité aiguë chez les organismes aquatiques aient sous-estimé la toxicité de cette substance, étant donné que les effets chroniques et les facteurs liés à l'alimentation ne sont pas pris en compte dans ces études. Par conséquent, les concentrations entraînant des effets externes chez les poissons, en tenant compte du FBA et des valeurs de toxicité chronique de référence pour la faune, ont été calculées pour combler les lacunes en matière de données et ont été utilisées pour caractériser le risque dans les organismes aquatiques et de la faune.

Le comportement de répartition prévu du BDTP montre que le sol et les sédiments sont des milieux d'exposition également importants. L'importance de ces milieux n'est

pas convenablement évaluée en raison du manque de données sur la surveillance de l'environnement dans ces deux milieux au Canada. De plus, aucune donnée sur les effets n'a été trouvée pour les organismes vivant dans le sol et les sédiments. Par conséquent, l'analyse du quotient de risque a été menée pour le sol et les sédiments.

Il est à noter que quelques autres benzotriazoles phénoliques ont été utilisés comme agents anti-UV au Canada. Ces substances sont similaires au BDTP sur le plan structurel et devraient posséder des devenir dans l'environnement et des modes d'action similaires. Les effets liés à l'exposition cumulative de cette catégorie de substances ne peuvent pas être bien représentés par l'évaluation du BDTP ou toute autre substance de benzotriazole phénolique. Par conséquent, il est proposé de conclure que le BDTP et d'autres substances de benzotriazole phénolique contribuant à l'exposition cumulative dans l'environnement soient pris en compte dans une future évaluation des effets cumulatifs.

9. Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

9.1 Évaluation de l'exposition

9.1.1 Milieux naturels

Aucune donnée empirique sur les concentrations de BDTP dans les milieux naturels au Canada n'a été relevée; toutefois, il existe des données de surveillance environnementale provenant d'autres pays. Tel qu'il a été mentionné dans la section sur le devenir dans l'environnement, le BDTP, une fois rejeté dans l'environnement, devrait se retrouver principalement dans le sol et les sédiments. D'après sa faible pression de vapeur, le BDTP ne demeurerait pas dans l'atmosphère. Lorsqu'elle est rejetée dans l'eau, la substance se répartirait dans les sédiments, selon sa faible hydrosolubilité et sa valeur élevée du log K_{oe} , ce qui réduit la probabilité de la déceler dans l'eau.

Dans une étude menée en Espagne, le BDTP a été décelé dans la poussière intérieure prélevée dans des logements privés, à une concentration maximale de 149 ng/g (moyenne de 91 ng/g) [Carpinteiro *et al.*, 2010a]. Aucune étude sur le sol de milieu résidentiel n'a été recensée pour le BDTP, et on juge que cette étude sur la poussière intérieure est un substitut convenable pour l'estimation de l'exposition par ingestion de sol. Le BDTP a été décelé dans l'eau de surface dans le cadre de plusieurs études menées aux États-Unis, au Japon et en Europe. La plupart des échantillons ont été prélevés à proximité de zones industrielles dans des effluents ou des déversements dans les eaux usées; des concentrations élevées ont été mesurées aux États-Unis, allant de 0,0005 à 4,7 mg/L, et des concentrations plus faibles ont été mesurées au Japon et en Espagne, soit de 34 ng/L et de 19 ng/L respectivement (annexe B). On a également mesuré, en Suède, du BDTP dans l'eau de surface loin des sources ponctuelles, les concentrations allant de 1,7 à 4,1 ng/L (Brorström-Lundén *et al.*, 2011). Aucune autre étude de surveillance de l'environnement n'a été relevée.

On a obtenu des valeurs prudentes de l'absorption quotidienne de BDTP pour la population générale au Canada à partir de données tirées de l'étude de Brorström-Lundén (2011) sur l'eau de surface et de l'étude de Carpinteiro (2010a) sur le sol et la poussière, soit une estimation de la limite supérieure de l'exposition de l'ordre de nanogrammes (10^{-9} g) par kilogramme de poids corporel [kg p.c.] par jour (voir l'annexe C). Étant donné la très faible pression de vapeur du BDTP et le fait qu'il ne soit pas fabriqué au Canada en une quantité supérieure à 100 kg/année, il ne devrait pas être présent dans l'air.

9.1.2 Autres produits de consommation

Le BDTP est principalement utilisé comme agent anti-UV dans les plastiques, les adhésifs et les revêtements industriels non destinés à la population générale

(Environnement Canada, 2001b). On le retrouve également dans la peinture d'automobile et les produits de finition pour les ateliers de réparation automobile professionnels, en une concentration pouvant atteindre 2 % en poids (Environnement Canada, 2004). D'après les déclarations faites en conformité avec l'article 71, la substance ne serait présente dans aucun produit de consommation.

Aux États-Unis, le BDTP fait l'objet d'une fiche signalétique visant l'utilisation par les consommateurs d'un enduit lustré pour automobile et d'un glacis de finition pour bateau en une concentration allant jusqu'à 10 % (Advantage Refinish, 2009; Akzo Nobel Coatings, 2008). Le BDTP est également l'un des ingrédients d'un apprêt en deux parties pour les surfaces de verre, qui contient entre 0,5 et 1,5 % p/p de BDTP (Glassprimer, 2008). Toutefois, au Canada, ces produits ne sont pas vendus aux consommateurs, de sorte que l'exposition de la population générale du Canada découlant de l'utilisation de ces produits n'est pas prévue.

9.2 Évaluation des effets sur la santé

On n'a relevé aucune classification ni évaluation approfondie des effets du BDTP sur la santé d'organismes de réglementation nationaux ou internationaux. Cependant, l'Environmental Protection Agency des États-Unis a réalisé une caractérisation préalable des dangers du BDTP et de trois autres substances de la catégorie des benzotriazoles phénoliques dans le cadre du High Production Volume Challenge Program (USEPA, 2009).

9.2.1 Justification de l'utilisation d'analogues

Dans le présent rapport d'évaluation préalable, les données sur la toxicité pour les mammifères du 2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1-méthyl-1-phényléthyl)phénol (BBMPP) [n° CAS 70321-86-7] et du 2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-p-crésol (BMP) [n° CAS 2440-22-4] ont été utilisées pour extrapoler celles du BDTP, car ces substances sont associées à une base de données importante sur les effets sur la santé et sont considérées comme ayant une structure semblable de la chaîne principale ainsi que des propriétés physiques, chimiques et toxicologiques similaires au BDTP. Les éléments utilisés pour justifier l'utilisation des analogues sont expliqués ci-dessous.

9.2.1.1. Similarité structurelle

Les analogues et le BDTP ont une structure moléculaire de base identique (groupe benzotriazole). Ils ont également en commun un groupe phénolique fixé au même endroit sur la structure benzotriazole, mais les substituants alkyle sur le groupe phénolique varient.

9.2.1.2. Propriétés physiques et chimiques semblables

Les analogues et le BDTP présentent des propriétés physiques et chimiques semblables en raison de leur similarité sur le plan structural. Ce sont des solides ayant une faible hydrosolubilité, une pression de vapeur faible à négligeable et un coefficient de partage octanol-eau ($\log K_{oe}$) relativement élevé. Il est impossible de mesurer le taux d'hydrolyse de ces benzotriazoles phénoliques en raison de leur faible hydrosolubilité; toutefois, la structure chimique de ces composés laisse croire que l'hydrolyse serait vraisemblablement négligeable dans l'environnement (USEPA, 2009).

9.2.1.3. Toxicité et toxicocinétique semblables chez les mammifères

Aucune donnée toxicocinétique n'a été relevée pour le BDTP et les analogues choisis. Vu l'absence de données empiriques, on a utilisé le modèle *Percepta* d'Advanced Chemistry Development Inc. (ACD) pour prévoir l'absorption par voie orale de chaque substance (ACD/Percepta © 1997-2012). Selon les résultats du modèle, les trois substances devraient se trouver sous une forme non ionisée dans l'intestin grêle et être absorbées dans une certaine mesure dans le tractus gastro-intestinal après administration par voie orale. La biodisponibilité orale du BMP devrait être supérieure à celle des deux autres composés, étant donné son poids moléculaire plus faible, sa valeur du $\log K_{oe}$ plus faible et son hydrosolubilité plus élevée.

Le BDTP et les analogues ont des propriétés toxicologiques communes. La toxicité aiguë de ces composés chez les mammifères est faible dans le cas d'une exposition par voie orale. Les substances n'ont produit aucune mutation génétique dans les essais bactériologiques *in vitro*. Des effets toxicologiques ont été observés après des expositions répétées par voie orale à ces substances, le foie étant le principal organe cible des trois substances.

Comme les analogues présentent des structures, des propriétés physiques et chimiques ainsi qu'une toxicité chez les mammifères semblables à celles du BDTP, la méthode fondée sur les données déduites à partir d'analogues peut être utilisée pour combler les lacunes dans la base de données. L'utilisation de cette méthode est justifiée selon les lignes directrices publiées par l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE, 2007). Il convient de noter que ces deux analogues font également partie de la catégorie des benzotriazoles phénoliques examinée par l'Environmental Protection Agency des États-Unis dans le cadre de la caractérisation préalable des dangers (USEPA, 2009).

Les études sur le BDTP et ses analogues utilisées dans le cadre de la présente évaluation sont résumées ci-après et présentées de façon plus détaillée à l'annexe D.

9.2.2 Toxicité aiguë

Selon les résultats des études de toxicité aiguë par voie orale, les valeurs de la DL₅₀ chez les rats et les souris en ce qui concerne le BDTP étaient toutes supérieures à 2 000 mg/kg p.c. à la suite d'une seule exposition (CIBA-GEIGY Corporation, 1989; PBA, 2001). Les valeurs de toxicité aiguë (CL₅₀) par inhalation mesurées chez les rats étaient supérieures à 400-4 050 mg/m³ (CIBA-GEIGY Corporation, 1989). Les valeurs de toxicité aiguë (DL₅₀) par voie cutanée mesurées chez les lapins étaient supérieures à 1 100 à 3 000 mg/kg p.c. (CIBA-GEIGY Corporation, 1989).

Les études de toxicité aiguë par voie orale ont indiqué que les valeurs de la DL₅₀ chez les rats et les souris en ce qui concerne les analogues étaient toutes supérieures à 2 000 mg/kg p.c. (PBA, 2001). La valeur de toxicité aiguë (CL₅₀) par inhalation signalée chez le rat était supérieure à 1420 mg/m³ pour le BMP (PBA, 2001). La valeur de toxicité aiguë (DL₅₀) par voie cutanée mesurée chez le rat était supérieure à 2000 mg/kg p.c. pour le BBMPP (PBA, 2001).

9.2.3 Toxicité subchronique à court terme

Dans les études sur l'exposition subchronique et à court terme par voie orale au BDTP menées chez des animaux de laboratoire, on a observé, comme effet principal, une toxicité au foie. Dans le cadre d'une étude de 49 jours au cours de laquelle des rats albinos étaient exposés par voie orale au BDTP dans l'alimentation à 0 ou 100 mg/kg p.c. par jour, on a signalé une diminution du poids corporel chez les mâles à la dose de 100 mg/kg p.c. par jour comparativement aux témoins. À cette dose, on a également observé une augmentation du poids relatif du foie ainsi que des changements pathologiques associés dans le foie (hypertrophie et décoloration du foie, nécrose des hépatocytes, etc.) chez les rats mâles et femelles. On a constaté une augmentation du poids relatif des reins chez les animaux des deux sexes exposés au BDTP, mais aucun changement histologique (Til *et al.*, 1968). Dans une autre étude de toxicité subchronique par voie alimentaire, des rats albinos dérivés de la lignée Wistar ont été exposés au BDTP à des doses de 0 à 80 mg/kg p.c. par jour pendant 90 jours. À partir de 10 mg/kg p.c. par jour, on notait une diminution liée à la dose de l'hémoglobine et des valeurs d'hématocrite. L'activité de la glucose-6-phosphatase (G6Pase) dans le foie augmentait à toutes les doses (5 à 80 mg/kg p.c. par jour). Le poids relatif du foie, des reins, de la thyroïde et des testicules augmentait aux trois doses les plus élevées (20, 40 et 80 mg/kg p.c. par jour), et le poids relatif du foie augmentait également de façon significative à 5 et 10 mg/kg p.c. par jour. L'examen pathologique macroscopique a indiqué une hypertrophie et une décoloration du foie chez les mâles à toutes les doses. On a noté une hypertrophie marquée et une décoloration du foie des femelles et des reins des mâles et des femelles seulement aux doses les plus élevées dans l'alimentation (40 et 80 mg/kg p.c. par jour). À l'examen microscopique, on a observé des lésions hépatiques (hypertrophie et décoloration des hépatocytes) à toutes les doses, chez les mâles et les femelles (Til *et al.*, 1968). Dans deux autres études d'exposition par voie orale de 90 jours au cours desquelles des rats ont reçu des doses de BDTP allant jusqu'à 50 mg/kg p.c. par jour

dans leur alimentation (IBT, 1969b; Leuschner *et al.*, 1970), des concentrations sériques d'enzymes hépatiques élevées et une augmentation du poids du foie ont été observées. On n'a toutefois constaté aucune corrélation histopathologique avec ces changements. Comme les résultats signalés chez les rats, lorsque le chien beagle a été exposé au BDTP dans l'alimentation à des doses de 0 à 240 mg/kg p.c. par jour pendant 3 mois, on a observé certains effets hépatiques chez le groupe exposé à la dose la plus faible (15 mg/kg p.c. par jour), dont une augmentation de la concentration d'enzymes hépatiques, une concentration sérique élevée de bilirubine ainsi que des changements dans les lipides des cellules de Kupffer. Les autres effets observés dans le cadre de cette étude comprennent des changements dans les lipides des glomérules rénaux (à partir de 30 mg/kg p.c. par jour), une spermatogenèse anormale et une atrophie des tubules des testicules (à partir de 60 mg/kg p.c. par jour), une atrophie de la prostate (à partir de 30 mg/kg p.c. par jour) et une atrophie de l'utérus (à partir de 60 mg/kg p.c. par jour) [IIBF, 1970].

Aucune étude de toxicité à doses répétées à court terme n'a été relevée concernant les analogues; toutefois, dans les études à plus long terme, comme c'est le cas pour le BDTP, le principal effet observé dans les études de toxicité subchronique (exposition de 90 jours) par voie orale sur les analogues était la toxicité hépatique. Les DMENO pour une exposition subchronique par voie orale à ces analogues étaient de 15 mg/kg p.c. par jour pour le BBMPP et de 317,5 mg/kg p.c. par jour pour le BMP. Le niveau d'effet critique pour la toxicité subchronique du BBMPP a été établi d'après une augmentation des poids relatif et absolu du foie et des changements histopathologiques du foie observés chez les rats femelles (PBA, 2001), et le niveau d'effet critique du BMP a été établi d'après une diminution de la consommation de nourriture et une augmentation du poids corporel ainsi qu'une concentration élevée d'enzymes hépatiques (alanine aminotransférase et gamma-glutamyltransférase) chez les chiens (PBA, 2001).

9.2.4 Toxicité chronique et cancérogénicité

Aucune étude de toxicité chronique ou de cancérogénicité n'a été relevée pour le BDTP.

En ce qui concerne les analogues, dans une étude de toxicité chronique et de cancérogénicité de deux ans (104 semaines) au cours de laquelle des rats ont été exposés au BMP par voie orale, on a noté, pendant les 52 dernières semaines de l'étude, une diminution du gain de poids corporel chez les mâles ainsi qu'une réduction de la consommation de nourriture chez les femelles à la dose la plus élevée, soit 142 mg/kg p.c. par jour pour les mâles et 169 mg/kg p.c. par jour pour les femelles (3 000 ppm dans la nourriture). Aucune différence significative entre les groupes témoins et traités n'a été soulignée relativement à l'incidence des tumeurs. La DMENO par voie orale pour les effets non cancérogènes était de 142 et de 169 mg/kg p.c. par jour chez les mâles et les femelles, respectivement, d'après une diminution du gain de poids corporel chez les mâles et une réduction de l'apport alimentaire chez les femelles (Hunter *et al.*, 1975). Dans une étude de

cancérogénicité sur toute la vie au cours de laquelle on a exposé des souris au BMP dans l'alimentation sur une période de 24 mois, on n'a noté aucun effet lié à l'exposition sur l'incidence ou le type de néoplasme ni sur la mortalité, le poids corporel, la consommation de nourriture ou les signes cliniques. Aucune toxicité générale n'a été observée (CIBA-GEIGY Limited, 1981).

Aucune étude de toxicité par inhalation ou par voie cutanée à doses répétées sur le BDTP ou ses analogues n'a été recensée; toutefois, comme il a été mentionné précédemment, ces composés sont modérément solubles dans l'eau et relativement non volatils. Le BDTP a une très faible hydrosolubilité (valeur mesurée < 0,001 mg/L) et une valeur du log K_{oe} élevée (modélisée 7,25). Étant donné sa faible pression de vapeur (valeur mesurée de 10^{-6} à 10^{-4} Pa), le BDTP ne serait ni volatil ni transporté sur de longues distances. Lorsqu'il est rejeté dans l'environnement, le BDTP devrait demeurer, en grande partie, dans le sol et les sédiments.

À la lumière de l'examen des données recensées sur le BDTP et ses analogues, dans les études, les concentrations faibles avec effets étaient supérieures à 5 mg/kg p.c. par jour. La dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) pour une exposition par voie orale à doses répétées a été établie à 15 mg/kg p.c. par jour.

9.2.5 Génotoxicité

Dans les études de génotoxicité sur le BDTP, des tests d'Ames ont été réalisés sur des souches de *Salmonella typhimurium* (TA97, TA98, TA100, TA102, TA1535 et TA1537) [Hachiya et Takizawa, 1994; PBA, 2001] et la souche d'*Escherichia coli* WP2 (PKM101) [Hachiya et Takizawa, 1994]. Le BDTP n'a produit aucune mutation génétique dans les essais bactériens avec ou sans activation métabolique. On n'a trouvé aucune autre étude *in vitro* ni aucune donnée de génotoxicité *in vivo*.

Les données de génotoxicité disponibles indiquaient que les analogues n'étaient pas mutagènes dans les tests d'Ames menés sur *Salmonella typhimurium* et *Escherichia coli* (PBA, 2001). De plus, dans les tests, le BBMPP n'a causé aucun dommage à l'ADN des hépatocytes chez les rats (PBA, 2001). Le BMP n'était toutefois pas mutagène dans les essais de mutation sur la bactérie *Salmonella typhimurium*, mais il s'est avéré mutagène dans un essai de mutation cellulaire dans un lymphome de souris avec activation métabolique (EG&G Mason Research Institute, 1981). Le BMP était également positif lors d'un essai de synthèse non programmée de l'ADN dans des hépatocytes de rats (Miami Valley Laboratories, 1982). Pour les analogues, les résultats de mutagénicité dans les cellules bactériennes étaient semblables à ceux du BDTP. Des données de génotoxicité *in vivo* ont été recensées pour le BBMPP et le BMP. Aucune preuve de génotoxicité n'a été obtenue à la suite des essais *in vivo* menés chez les hamsters et les souris, y compris l'essai de létalité dominante, le test du micronoyau, l'essai sur l'échange de chromatides sœurs et l'essai d'aberration chromosomique (PBA, 2001).

9.2.6 Toxicité pour la reproduction et le développement

Aucune étude de toxicité pour la reproduction n'a été relevée pour le BDTP et ses analogues. Des études de toxicité à doses répétées ont porté sur les effets des analogues sur les organes reproducteurs. Aucun effet manifeste lié à l'exposition sur les organes reproducteurs n'a été signalé chez les rats, les souris ou les chiens après une exposition chronique ou subchronique à ces substances (USEPA, 2009).

Aucune étude concernant la toxicité pour le développement n'a été recensée pour le BDTP. La DMENO pour le développement a été établie à 1 000 mg/kg p.c. par jour pour l'un des analogues, d'après une diminution du poids corporel et un retard de maturation squelettique chez les fœtus après exposition des mères gravides au BBMPP à des doses de 0 à 3000 mg/kg p.c. par jour pendant 10 jours (du 6^e au 15^e jour de gestation) [PBA, 2001]. L'examen externe des fœtus a révélé une omphalocèle chez un fœtus du groupe exposé à la dose élevée (3 000 mg/kg p.c. par jour). Le peu de renseignements fournis sur le nombre de mères et de fœtus n'a pas permis de déterminer si le nombre d'animaux examinés était suffisant. Aucun effet sur le développement n'a été signalé chez les rats ou les souris exposés au BMP par voie orale (PBA, 2001). Aucun signe de toxicité n'a été décelé chez les mères dans le cadre des études sur le développement.

9.2.7 Niveau de confiance à l'égard de la base de données sur les effets sur la santé

Le niveau de confiance à l'égard de la base de données relative aux effets sur la santé du BDTP est faible, en raison du peu de données empiriques disponibles; toutefois, grâce à l'inclusion des données toxicologiques sur les analogues benzotriazoles phénoliques, la confiance globale est considérée comme modérée.

Bien que, pour le BDTP, on n'ait recensé aucune donnée sur la génotoxicité *in vivo*, la toxicité chronique, la cancérogénicité ou la toxicité pour la reproduction et le développement (toutes les voies d'exposition), les données sur les deux autres benzotriazoles phénoliques concernant ces paramètres ont été utilisées pour combler les lacunes en matière de données (annexe D).

9.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

Comme très peu de données empiriques sur la toxicité du BDTP étaient disponibles, des renseignements pertinents sur les effets sur la santé du BBMPP et du BMP, deux analogues du BDTP faisant partie du groupe benzotriazole phénolique, également examinés par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (2009) dans le cadre de la caractérisation préalable des dangers, ont été pris en compte dans la caractérisation des effets possibles du BDTP sur la santé humaine du présent rapport d'évaluation préalable.

Aucune étude de toxicité chronique ou de cancérogénicité n'a été relevée pour le BDTP. Une étude de toxicité chronique portant sur une autre substance du groupe benzotriazole phénolique, soit le BMP, n'a permis de déceler aucun signe de cancérogénicité chez les animaux de laboratoire. Les données limitées sur la génotoxicité *in vitro* du BDTP ne laissent pas entendre qu'il y avait mutagénicité; cependant, aucune étude de génotoxicité *in vivo* n'a été recensée pour cette substance. Les résultats des essais de génotoxicité *in vitro* (y compris les essais de mutation sur des bactéries et le test de réparation de l'ADN) du BBMPP et du BMP étaient négatifs pour la plupart. Aucune preuve de génotoxicité n'a été obtenue à la suite de quelques essais *in vivo* utilisant les analogues, y compris l'essai de létalité dominante, le test du micronoyau, l'essai sur l'échange de chromatides sœurs et l'essai d'aberration chromosomique. Les renseignements disponibles sur le BDTP et ses analogues indiquent que le BDTP n'est vraisemblablement pas génotoxique.

Dans les études de toxicité subchronique à court terme sur le BDTP, le BBMPP et le BMP, on a observé des effets critiques sur le foie des animaux de laboratoire exposés à une dose supérieure à 5 mg/kg p.c. par jour. La dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) était de 15 mg/kg p.c. par jour d'après l'examen des données toxicologiques disponibles sur le BDTP et ses analogues.

L'exposition de la population générale au BDTP est jugée négligeable, étant donné que l'exposition à la substance dans les milieux naturels a été estimée de l'ordre de grandeur des nanogrammes (10^{-9} g) par kilogramme de poids corporel (kg p.c.) par jour chez tous les groupes d'âge. Cette conclusion repose également sur les propriétés physiques et chimiques du BDTP ainsi que sur la prévision selon laquelle l'exposition par l'air et par l'eau serait nulle.

Puisque l'exposition de la population générale dans les milieux naturels au Canada devrait être négligeable, le risque pour la santé humaine est considéré comme faible. On ne prévoit aucune exposition de la population générale au BDTP issue de l'utilisation de produits de consommation.

9.4 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine

La présente évaluation préalable ne présente pas d'analyse complète du mode d'induction des effets qui sont associés à l'exposition au BDTP. Elle ne prend pas non plus en compte les différences possibles entre l'homme et les espèces examinées en termes de sensibilité aux effets provoqués par cette substance. Il existe une forte incertitude quant au risque de danger associé au BDTP, car on dispose de peu de données empiriques concernant les effets sur la santé de la substance même. Toutefois, la similitude des structures et des profils de risques des benzotriazoles phénoliques (BBMPP, BMP et BDTP) permet d'établir une conclusion globale rigoureuse. Mis en commun, les renseignements disponibles sur les benzotriazoles phénoliques (BBMPP, BMP et BDTP) indiquent un faible potentiel de toxicité chez les mammifères, y compris la génotoxicité, et ne font état d'aucune preuve de cancérogénicité.

Le niveau de confiance dans les estimations de l'exposition de la population générale du Canada au BDTP à partir des milieux naturels est faible. Étant donné qu'il n'y avait aucune donnée sur les niveaux de BDTP dans les milieux naturels du Canada, on a utilisé, comme substitut pour estimer l'exposition potentielle de la population canadienne, des études de surveillance de l'environnement sur la poussière et l'eau de surface menées en Europe.

D'après les utilisations commerciales indiquées dans les déclarations faites en conformité avec l'article 71, on ne s'attend pas à ce que la population générale soit exposée à la substance, car cette dernière n'est pas présente dans les produits de consommation. Il demeure tout de même des incertitudes quant à l'exposition indirecte par le contact avec des produits traités, tels que les surfaces d'automobiles et de bateaux recouvertes d'une couche contenant du BDTP. Toutefois, cette exposition serait fortuite et devrait être négligeable en raison des propriétés physiques et chimiques du BDTP.

10. Conclusion

D'après les résultats, de l'évaluation écologique, il est conclu que le BDTP ne satisfait pas aux critères énoncés à l'alinéa 64(a) ou (b) de la LCPE, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, et il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions qui constituent ou pourraient constituer un danger pour l'environnement essentiel à la vie.

À la lumière des renseignements disponibles actuellement sur le potentiel d'effets néfastes du BDTP sur la santé humaine, on conclut que cette substance ne répond pas aux critères de l'alinéa 64(c) de la LCPE, car elle ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

On conclut que le BDTP ne satisfait à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Références

- ACD/Percepta [module de prévision]. c1997-2012. Toronto (Ont.) : Advanced Chemistry Development. [consulté le 31 juillet 2013]. Accès : <http://www.acdlabs.com/products/percepta/>
- Advantage Refinish Products. 2009. Fiche signalétique AD-54501-G. Scottsdale (AZ) : Autobody Brands International. 4 avril 2009. Accès : <http://www.advantagerefinishproducts.com/advantage-refinish-products/msds/ad-545-01.pdf> [consulté le 2 mars 2011].
- [AIEPS] Artificial Intelligence Expert Predictive System. 2003-2007. Version 2.05. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada. Modèle élaboré par Stephen Niculescu. Disponible auprès de la Section de l'évaluation des substances chimiques nouvelles, Division des évaluations écologiques, Environnement Canada.
- Allemagne. 2013. Proposal for identification of a substance as a CMR 1a or 1b, PBT, vPvB or a substance of an equivalent level of concern. CAS RN 25973-55-1. Accès : <http://echa.europa.eu/proposals-to-identify-substances-of-very-high-concern-previous-consultations>.
- [AOPWIN] Atmospheric Oxidation Program for Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 1.92a. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en juillet 2009]. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>
- Arnot, J., Gobas, F.A.P.C. 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews* 14:257-297.
- Arnot, J.A., Gobas, F.A.P.C. 2003. A Generic QSAR for Assessing the Bioaccumulation Potential of Organic Chemicals in Aquatic Food Webs. *QSAR & Combinatorial Science* 22(3):337-345.
- Arnot, J.A., Gobas, F.A.P.C., Mackay, D., Bonnell, M. 2006. A tiered method to assess the bioaccumulation of organic chemicals in aquatic systems. Présentation lors de la 27^e réunion annuelle de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry – North America, Montréal (Qc), du 5 au 9 novembre 2006.
- Arnot, J.A., Mackay, D., Bonnell, M. 2008a. Estimating metabolic biotransformation rates in fish from laboratory data. *Environ. Toxicol. Chem.* 27(2):341-351.
- Arnot, J.A., Mackay, D., Parkerton, T., Bonnell, M. 2008b. A database of fish biotransformation rate constants for organic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 27(11):2263-2270.

Aronson, D., Boethling, B., Howard, P., Stiteler, W. 2006. Estimating biodegradation half-lives for use in chemical screening. *Chemosphere* 63:1953-1960.

AWLCRAFT 2000 Clear. 2008. Fiche signalétique relative au produit 3029-3. Union (NJ) : Akzo Nobel Coatings. 17 septembre 2008. Accès : http://www.kelloggmarine.com/msds/AWL-Awlgrip%20Paint/AWL_F3029_MSDS.pdf [consulté le 10 mars 2011].

[BCFBAF] Bioaccumulation Program for Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 3.00. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en juillet 2009]. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

Beyer, A., Mackay, D., Matthies, M., Wania, F., Webster, E. 2000. Assessing Long-Range Transport Potential of Persistent Organic Pollutants. *Environmental Science and Technology* 34(4):699-703.

[BIOWIN] Biodegradation Probability Program for Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 4.10. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en juillet 2009]. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

Boethling, R.S., Howard, P.H., Beauman, J.A., Larosche, M.E. 1995. Factors for intermedia extrapolations in biodegradability assessment. *Chemosphere* 30(4):741-752.

Brorström-Lundén, E., Remberger, M., Kaj, L., Hansson, K., Andersson, H., Haglund, P., Andersson, R., Liljelind, P., Grabic, R. 2011. Screening of benzothiazoles, benzenediamines, dicyclohexylamine and benzotriazoles 2009. 64 p. [cité dans Allemagne, 2013].

Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. C.P. 2000-348, 23 mars 2000, DORS/2000-107. Ottawa (Ont.) : Imprimeur de la Reine. Accès : <http://canadagazette.gc.ca/partII/2000/20000329/pdf/g2-13407.pdf>

Canada. Ministère de l'Environnement. 2001. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances inscrites sur la Liste intérieure des substances (LIS)*. *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 145, n° 45, p. 4194-4210. Ottawa : Imprimeur de la Reine. Accès : <http://publications.gc.ca/gazette/archives/p1/2001/2001-11-17/pdf/g1-13546.pdf>

Carpinteiro, I., Abuin, B., Rodriguez, I., Ramil, M., Cela, R. 2010a. Pressurized solvent extraction followed by gas chromatography tandem mass spectrometry for the

determination of benzotriazole light stabilizers in indoor dust. *Journal of Chromatography A* 1217:3729-3735.

Carpinteiro, I., Abuin, B., Rogriguez, I., Cela, R., Ramil, M. 2010b. Headspace solid-phase microextraction followed by gas chromatography tandem mass spectrometry for the sensitive determination of benzotriazole UV stabilizers in water samples. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 397:829-839.

CATABOL. [modèle informatique]. c2004-2008. Version 5.10.2. Bourgas (Bulgarie) : Bourgas Prof. Assen Zlatarov University, Laboratory of Mathematical Chemistry. [consulté en juillet 2009]. Accès : <http://oasis-lmc.org/?section=software&swid=1>

Choi, B.H., Yamashita, T., Lee, H.S. 2010. Regional ocean tide simulator: application to adjacent seas of Korea and Japan. *Journal of International Development and Cooperation* 16(2):21-28.

[CHRIP] Chemical Risk Information Platform [base de données sur Internet]. c2008. Tokyo (Japon) : National Institute of Technology and Evaluation, Chemical Management Centre (CMC). [consulté en juillet 2009]. Accès : <http://www.safe.nite.go.jp/english/db.html>

Ciba [Ciba Specialty Chemicals Corporation] 2004a. Fiche signalétique. Tinuvin 328. 25973-55-1.

[Ciba] Ciba Specialty Chemicals Corporation. 2004b. Revised Robust Summaries and Test Plan for Phenolic Benzotriazole Category. CAS 2440-22-4. Accès : <http://www.epa.gov/HPV/pubs/summaries/phenbenz/c13266r.pdf>

CIBA-GEIGY Corporation. 1989. Lettre de la Ciba Geigy Corporation à l'Environmental Protection Agency des États-Unis au sujet des résultats de recherche portant sur le Tinuvin 328. TSCA OTS0516611-1, Document ID: 89-890000077.

CIBA-GEIGY Limited. 1981. Final report – TK 10047 – Lifetime carcinogenicity study in mice. Project No. 784334; TSCA OTS0000572-0, Document ID: FYI-OTS-0887-0572.

[CPOP] Modèle de POP canadien. 2008. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques; Bourgas (Bulgarie) : Prof. Assen Zlatarov University, Laboratory of Mathematical Chemistry. [modèle basé sur celui de Mekenyan *et al.*, 2005]. Disponible sur demande.

De Silva, A., Muir, D., Smyth, S.A. 2014. Données inédites de surveillance soumises à la Division des évaluations écologiques d'Environnement Canada, Gatineau (Qc).

[ECETOC] Centre européen d'écotoxicologie et de toxicologie des produits chimiques. 1996. Monograph No. 26 Aquatic Toxicity Testing of Sparingly Soluble, Volatile and

Unstable Substances. Centre européen d'écotoxicologie et de toxicologie des produits chimiques. Monograph No. 16.

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2012. Guidance on information requirements and chemical safety assessment, Chapter R.16: Environmental Exposure Estimation – Version 2.1. Agence européenne des produits chimiques. Octobre 2012.

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2013. Base de données des substances enregistrées. Helsinki (Finlande) : Agence européenne des produits chimiques. [consulté en mars 2013]. Accès : <http://echa.europa.eu/fr/information-on-chemicals/registered-substances>

[ECOSAR] Ecological Structural Activity Relationships [en ligne]. 2008. Version 1.00. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en juillet 2009]. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

EG&G Mason Research Institute. 1981. Test for chemical induction of mutation in mammalian cells in culture – the L5178Y TK+/- mouse lymphoma assay – test material: T1015.01. Rapport d'étude 003-471-679-7, menée pour The Procter & Gamble Company; TSCA OTS 0543787, Document ID: 88-920006782.

Environnement Canada. 1986. Liste intérieure des substances. N° CAS 25973-55-1.

Environnement Canada. 2001a. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances inscrites sur la Liste intérieure des substances (LIS)*. *Gazette du Canada*, vol. 135, n° 46. Accès : <http://canadagazette.gc.ca/archives/p1/2001/2001-11-17/html/notice-avis-fra.html#i1>

Environnement Canada. 2001b. Données recueillies conformément à l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* et à l'*Avis concernant certaines substances inscrites sur la Liste intérieure de substances (LIS)*. *Gazette du Canada*, vol. 135, n° 46.

Environnement Canada. 2004. Rapport préliminaire de l'article 71 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999), *Avis concernant certaines substances inscrites sur la Liste intérieure de substances (LIS)*. *Gazette du Canada*, vol. 135, n° 46.

Environnement Canada. 2006. Approche pour les évaluations préalables des risques écologiques en vertu de l'alinéa 64(a) de la LCPE pour les substances existantes qui sont à la fois persistantes et bioaccumulables. *In* : Catégorisation de la LIS sous la LCPE : Aperçu et résultats [CD-ROM], lancé en septembre 2006. Environnement Canada, Division des substances existantes, Gatineau (QC) K1A 0H3. Disponible sur demande.

Environnement Canada. 2008. Guidance for conducting ecological assessments under CEPA, 1999: science resource technical series, technical guidance module: Mass Flow Tool. Ébauche du document de travail préliminaire. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2013. Base de données interne sur les sédiments dans les eaux de surface canadiennes. Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2014. Soumission volontaire de données en réponse aux lacunes dans les données présentées dans l'ébauche du Cadre de gestion des risques pour BDTP (N° CAS 25973-55-14).

[EPISUITE] Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 4.0. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en juillet 2009]. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuitedl.htm>

[EQC] Equilibrium Criterion Model. 2003. Version 2.02. Peterborough (Ont.) : Université Trent, Canadian Environmental Modelling Centre. [consulté en juillet 2009]. Accès : <http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/EQC2.html>

Feron, V.J., Til, H.P., de Groot, A.P. 1966. Sub-chronic feeding tests as to the toxicity of Tinuvin P in rats. Central Institute for Nutrition and Food Research TNO. Rapport d'étude 2205, menée pour le compte de J.R. Geigy A.G., Bâle (Suisse). TSCA OTS0539880, Document ID: 88-920002920.

Gobas, F.A.P.C. 2007. Development and review of a generic water-sediment modeling framework for organic chemicals. Rapport préparé pour Environnement Canada. Burnaby (C.-B.) : Université Simon Fraser, Faculté d'environnement. 26 mars 2007.

Gobas, F.A.P.C. 2010. Comments on approach to sediment exposure approach. Rapport préparé pour Environnement Canada. Burnaby (C.-B.) : Université Simon Fraser, Faculté d'environnement. 25 mars 2010.

Hachiya, N., Takizawa, Y. 1994. Mutagenicity of plastic additives. *Hen'Igensei Shiken* 3(3):147-154. [cité dans le Chemical Carcinogenesis Research Information System (CCRIS), n° CAS 25973-55-1, accessible depuis ChemIDplus [base de données sur Internet]. Accès : <http://chem.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/>

Hansch, C., Leo, A., Hoekman, D. 1995. Exploring QSAR: Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants. Washington (DC) : American Chemical Society.

Hartmann, P.C., Quinn, J.G., Cairns, R.W., King, J.W. 2005. Depositional history of organic contaminants in Narragansett Bay, Rhode Island, USA. *Mar. Pollut. Bull.* 50(4):388-395.

[HENRYWIN] Henry's Law Constant Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 3.20. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en juillet 2009]. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

Hunter, B., Graham, C., Street, A.E., Heywood, R., Cherry, C.P. 1975. Long-term feeding of TK 10047 to rats (final report 0 – 104 weeks). Huntingdon Research Centre. TSCA OTS0000572-0, Document ID: FYI-OTS-0887-0572.

[IBT] Industrial Bio-Test Laboratories, Inc. 1969a. Ninety-day subacute oral toxicity of Tinuvin P in beagle dogs. Rapport d'étude C7008, menée pour le compte de Geigy Chemical Corporation; TSCA OTS0000572-0, Document ID: FYI-OTS-0887-0572.

[IBT] Industrial Bio-Test Laboratories, Inc. 1969b. Ninety-day subacute oral toxicity of TU-1102, albino rats. Rapport d'étude B6680, menée pour le compte de Geigy Chemical Corporation; TSCA OTS0516611, Document ID: 88-880000056.

[IIBF] Institut für Industrielle und Biologische Forschung. 1970. Three-months toxicity study, Tinuvin 328, dietary administration – beagle dogs. Rapport d'étude A 0176/049, menée pour le compte de J.R. Geigy A.G., Bâle (Suisse). TSCA OTS0516611, Doc. No. 88-880000056.

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants. 1994-2009. Accès : <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/Default.asp?lang=Fr&n=4A577BB9-1>

Jungclaus, G., Lopez-Avila, V., Hites, R.A. 1978. Organic compounds in an industrial wastewater: A case study of their environmental impact. *Environmental Science and Technology* 12:88-96.

Kim, J.-W., Chang, K.-H., Isobe, T., Tanabe, S. 2011a. Acute toxicity of benzotriazole ultraviolet stabilizers on freshwater crustacean (*Daphnia pulex*). *The Journal of Toxicological Sciences* 36(2):247-251.

Kim, J.-W., Isobe, T., Ramaswamy, B.R., Chang, K.-H., Amano, A., Miller, T.M., Siringan, F.P., Tanabe, S. 2011b. Contamination and bioaccumulation of benzotriazole ultraviolet stabilizers in fish from Manila Bay, the Philippines using an ultra-fast liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Chemosphere* [sous presse].

Klasmeier, J., Matthies, M., MacLeod, M., Fenner, K., Scheringer, M., Stroebe, M., Le Gall, A.C., McKone, T., van de Meent, D., Wania, F. 2006. Application of

Multimedia Models for Screening Assessment of Long-Range Transport Potential and Overall Persistence. *Environmental Science and Technology* 40(1):53-60.

Klimisch, H.J., Andreae, M., Tillmann, U. 1997. A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 25:1-5.

[KOWWIN] Octanol-Water Partition Coefficient Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 1.67. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en juillet 2009]. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

Latimer, J.S., Quinn, J.G. 1996. Historical trends and current inputs of hydrophobic organic compounds in an urban estuary: the sedimentary record. *Environmental Science and Technology* 30:623-633.

Leuschner, F., Leuschner, A., Schwerdtfeger, W., Dontenwill, W. 1970. Investigation of the 13-week toxicity of six substances administered orally to Sprague-Dawley rats. Laboratory for Pharmacology and Toxicology. TSCA OTS0516611, Document ID: 88-880000056.

Lopez-Avila, V., Hites, R.A. 1980. Organic compounds in an industrial wastewater: Their transport into sediments. *Environmental Science and Technology* 14:1382-1390.

Mackay, D. 2006. The OECD Persistence and Long Range Transport Potential Screening Tool. Document préparé en vue de distribution lors d'un atelier de l'Organisation de coopération et de développement économiques tenu à Ottawa (Canada), du 31 mai au 2 juin 2006.

Mackey, D., Hughes, D.M., Romano, M.L., Bonnell, M. 2014. The role of persistence in chemical evaluations. Integrated Environmental Assessment and Management. Sous presse.

Mayer, C.M., Wahl, D.H. 1997. The relationship between prey selectivity and growth and survival in a larval fish. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 54(7):1504-1512.

Mayzo. 2003. Fiche technique : BLS 5411. N° CAS 3147-75-9. Publié par Mayzo Inc.

McCarty, L.S. 1986. The relationship between aquatic toxicity QSARs and bioconcentration for some organic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 5:1071-1080.

McCarty, L.S. 1987a. Relationship between toxicity and bioconcentration for some organic chemicals: I Examination of the relationship. In: Kaiser, K.L.E. (éd.) QSAR in

Environmental Toxicology-II. Dordecht (Pays-Bas) : D Reidel Publishing Co.
p. 207-220.

McCarty, L.S. 1987b. Relationship between toxicity and bioconcentration for some organic chemicals: II Application of the relationship. *In*: Kaiser, K.L.E. (éd.) QSAR in Environmental Toxicology-II. Dordecht (Pays-Bas) : D Reidel Publishing Co.
p. 221-229.

McCarty, L.S. 1990. A kinetics-based analysis of quantitative structure-activity relationships in aquatic toxicity and bioconcentration bioassays with organic chemicals. Thèse de doctorat. Université de Waterloo, Waterloo (Ont.), Canada.

McCarty, L.S., Hodson, P.V., Craig, G.R., Kaiser, K.L.E. 1985. The use of quantitative structure-activity relationships to predict the acute and chronic toxicities of organic chemicals to fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 4:595-606.

McCarty, L.S., Mackay, D. 1993. Enhancing ecotoxicological modeling and assessment: body residues and modes of toxic action. *Environ. Sci. Technol.* 27:1719-1728.

McCarty, L.S., Mackay, D., Smith, A.D., Ozburn, G.W., Dixon, D.G. 1991. Interpreting aquatic toxicity QSARs: the significance of toxicant body residues at the pharmacologic endpoint. *Science of the Total Environment, Special Issue: QSAR in Environmental Toxicology* 109:515-525.

Mekenyan, G., Dimitrov, S.D., Pavlov, T.S., Veith, G.D. 2005. POPs: A QSAR system for creating PBT profiles of chemicals and their metabolites. *SAR and QSAR Environmental Research* 16(1-2):103133.

Miami Valley Laboratories. 1982. Unscheduled DNA Synthesis Assay in primary cultures of rat hepatocytes with TSIN T1015.01. Rapport d'étude M0013, menée pour le compte de The Procter & Gamble Company; TSCA OTS0543815, Document ID: 88-920006810.

[MSTAS] Japon. Ministère de la Santé, du Travail et des Affaires sociales. 2007. Revision of the Cabinet Order of the Law Concerning the Evaluation of Chemical Substances and Regulation of their Manufacture, etc. CAS RN 3846-71-7. Ministère de la Santé, du Travail et des Affaires sociales, ministère de l'Économie, du Commerce et de l'Industrie et ministère de l'Environnement, Japon.

Nakata, H., Murata, S., Filatreau, J. 2009a. Occurrence and concentrations of benzotriazole UV stabilizers in marine organisms and sediments from the Ariake Sea, Japan. *Environmental Science and Technology* 43:6920-6926.

Nakata, H., Murata, S., Shinohara, R., Filatreau, J., Isobe, T., Takahashi, S., Tanane, S. 2009b. Occurrence and concentrations of persistent personal care

products, organic uv filters, in the marine environment. *In*: Obayashi, Y., Isobe, T., Subramanian, A., Suzuki, S., Tanabe, S. Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry – Environmental Research in Asia. p. 239-246.

Nakata, H., Shinohara, R. 2010. Concentrations of benzotriazole UV stabilizers and polycyclic musks in wastewater treatment plant samples in Japan. *In*: Isobe, T., Nomiyama, K., Subramanian, A., Tanabe, S. Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry – Environmental Specimen Bank. TERRAPUB. p. 51-59.

[NCI] National Chemical Inventories. 2014. Columbus (OH) : American Chemical Society. Accès : <http://www.cas.org/products/cd/nci/index.html>

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2004a. OECD Series On Emission Scenario Documents, Number 3, Emission Scenario Document on Plastic Additives. ENV/JM/MONO(2004)8. Paris (France).

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2004b. OECD Series On Emission Scenario Documents, Number 11, Emission Scenario Document on Coating Application Via Spray-Painting In The Automotive Refinishing Industry. ENV/JM/MONO(2004)22. Paris (France).

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2007. Guidance on Grouping of Chemicals. Paris (France) : Organisation de coopération et de développement économiques, Direction de l'environnement. (Series on Testing and Assessment No. 80). Report No.: ENV/JM/MONO(2007)28, JT03232745. [consulté le 31 juillet 2013]. Paris (France) : Organisation de coopération et de développement économiques. Accès : <http://search.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf/?cote=env/jm/mono%282007%2928&doclanguage=en>

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2009. Manual for the Assessment of Chemicals. Annex 1 : Guidance for Completing a SIDS Dossier. [en ligne]. Paris (France) : Organisation de coopération et de développement économiques, Direction de l'environnement. [consulté en juillet 2011]. Accès : <http://www.oecd.org/dataoecd/13/17/36045066.pdf>

[PBA] The Phenolic Benzotriazoles Association. 2001. High Production Volume (HPV) Challenge Program. Data summary and Test Plan for Phenolic Benzotriazoles. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/chemrtk/pubs/summaries/phenbenz/c13266.pdf>

Reddy, C.M., Quinn, J., King, J.W. 2000. Free and Bound Benzotriazoles in Marine and Freshwater Sediments. *Environmental Science and Technology* 34:973-979.

Rodríguez Pereiro, I., Casado Agrelo, J. 2012. Benzotriazole UV Stabilizers in Soil and Suspended Particulate Matter Samples. [cité dans Allemagne, 2013].

Royaume-Uni. Environmental Agency. 2010. Environmental prioritisation of low product volume substances under REACH: PBT screening. Environmental Agency du Royaume-Uni.

Santé Canada. 1994. L'évaluation du risque à la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire. Ottawa (Ont.) : Santé Canada, Direction de l'hygiène du milieu. [consulté le 4 mars 2006]. Accès : <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/approach/index-fra.html>

Scheringer, M., MacLeod, M., Wegmann, F. 2006. The OECD P_{OV} and LRTP Screening Tool. Version 2.0.

Shinohara, R., Nakata, H., Murata, S., Isobe, T., Takahashi, S., Tanabe, S. 2009. Temporal trends and seasonal variation of organic UV filters in coastal waters of Japan. *In*: Abstract of 18th Symposium on Environmental Chemistry. p. 354-355. [cité dans Nakata et Shinohara 2010].

Sijm, D.T.H.M., Hermens, J.L.M. 2000. Internal effect concentration: link between bioaccumulation and ecotoxicity for organic chemicals. *In*: Beek, B. (éd.) The Handbook of Environmental Chemistry. Vol. 2, Partie J. Bioaccumulation. Berlin, Heidelberg (Allemagne) : Springer-Verlag. p. 167-199.

[SPIN] Substances in Preparations in Nordic Countries [base de données sur Internet]. 2012. Copenhagen (Danemark) : Conseil des ministres des pays nordiques. [consulté en 2012]. Accès : <http://195.215.251.229/Dotnetnuke/Home/tabid/58/Default.aspx>

[TaPL3] Long Range Transport and Persistence Level III model [en ligne]. 2000. Version 2.10. Peterborough (Ont.) : Université Trent, Canadian Environmental Modelling Centre. Accès : <http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/TaPL3.html>

Til, H.P., van der Meulen, H.C., Huismans, J.W., de Groot, A.P. 1968. Short-term (49-day) and sub-chronic (90-day) toxicity studies with "RY 1137" in rats. Central Institute for Nutrition and Food Research TNO. Rapport d'étude 2640, menée pour le compte de J.R. Geigy A.G., Bâle (Suisse). TSCA OTS0516611, Document ID: 88-880000056.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1993. Wildlife exposure factors handbook. Washington (DC) : Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Protection Agency des États-Unis. (EPA/600/R-93/187). Accès : <http://www.epa.gov/ncea/pdfs/wild2.pdf>

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2001. High Production Volume (HPV) Challenge Program. Data Summary and Test Plan for Phenolic

Benzotriazoles. Préparé par la Phenolic Benzotriazoles Association.

Accès : <http://www.epa.gov/chemrtk/pubs/summaries/phenbenz/c13266tc.htm>

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2003. Exposure and human health reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds, Part I: Estimating exposure to dioxin-like compounds, Volume 3: Site-specific assessment procedures, Chapter 4: Estimating exposure media concentrations," EPA/600/P-00/001Cb, Environmental Protection Agency des États-Unis, National Center for Environmental Assessment, Washington (DC), Décembre 2003.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2004. High Production Volume Challenge Program. Data Summary and Test Plan for Phenolic Benzotriazoles. Révisé par la Phenolic Benzotriazoles Association.

Accès : <http://www.epa.gov/chemrtk/pubs/summaries/phenbenz/c13266rr.htm>

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2007. Screening Level Hazard Characterization of High Production Volume Chemical. Phenolic Benzotriazoles. (CAS No. 2440-22-4, CAS No. 3147-75-9, CAS No. 25973-55-1, CAS No. 70321-86-7). Préparé par la High Production Volume Chemicals Branch, Risk Assessment Division, Environmental Protection Agency des États-Unis. Août 2007.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2009. U.S. Environmental Protection Agency Hazard Characterization Document. Screening-level hazard characterization. Sponsored chemicals. Phenolic Benzotriazoles Category. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and toxics. Accès :

http://www.epa.gov/chemrtk/hpvis/hazchar/Category_Phenolic%20Benzotriazoles_Sept2009.pdf

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2011. US EPA Inventory Update Reporting. [consulté en janvier 2011]. Accès :

<http://www.epa.gov/oppt/iur/tools/data/index.html>

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2013. Benchmark Dose Software (BMDS). [en ligne]. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis. [consulté le 3 juillet 2013]. Accès :

<http://www.epa.gov/ncea/bmds/index.html>

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2014. Chemical Data Reporting. [mis à jour en juin 2014; consulté en juillet 2013]. Accès :

http://java.epa.gov/oppt_chemical_search/

Van Hoogen, G., Opperhuizen, A. 1988. Toxicokinetics of chlorobenzenes in fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 7:213-219.

Velasquez, I.B., Jacinto, G.S., Valera, F.S. 2002. The speciation of dissolved copper, cadmium and zinc in Manila Bay, Philippines. *Marine Pollution Bulletin* 45: 210-217.

[WSKOWWIN] Water Solubility for Organic Compounds Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 1.41. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

Zhang, Z., Ren, N., Li, Y.-F., Kunisue, T., Gao, D., Kannan, K. 2011. Determination of Benzotriazole and Benzophenone UV Filters in Sediment and Sewage Sludge. *Environmental Science and Technology* 45:3909-3916.

Annexe A : Approche de la charge corporelle critique pour le BDTP

Sur le plan de la toxicité pour les organismes aquatiques, l'approche impliquant une charge corporelle critique montre qu'un organisme aquatique ingérant un produit chimique contenu dans l'eau peut accumuler ce produit jusqu'à ce qu'une charge corporelle critique soit atteinte, causant le décès de l'organisme. McCarty (1986, 1987a, 1987b, 1990), McCarty and Mackay (1993), McCarty *et al.* (1985, 1991), et Van Hoogen et Opperhuizen (1988) ont en effet démontré que les concentrations internes de produits chimiques organiques halogénés qui causent le décès des poissons sont relativement constantes : environ 2 à 8 mmol/kg.

Sijm et Hermens (2000) indiquent que McCarty (1987a, 1987b) et McCarty *et al.* (1991) ont fourni une explication mathématique : Les concentrations avec effets internes relativement constantes ou la charge corporelle critique (CCC) consistent en un facteur de bioconcentration (FBC) augmentant avec K_{oe} , et en une concentration avec effet externe (CL_{50}), qui diminue avec K_{oe} :

$CCC = CL_{50} \times FBC$, donc :

$\log CCC \approx \log (CL_{50}) + \log (FBC) \approx (-\log K_{oe} + b1) + (\log K_{oe} + b2) \approx b1 + b2 \approx$ constante (où $b1$ et $b2$ sont des constantes).

Après l'analyse des données scientifiques sur la question, Sijm et Hermens (2000) ont mis l'accent sur le fait que pour les composés narcotiques (p. ex. benzènes et biphényles polychlorés) et les composés narcotiques polaires (p. ex. phénols et anilines chlorés), les données accessibles sont suffisantes pour étudier cette hypothèse. Les auteurs ont conclu que, pour différents organismes, la charge corporelle létale des narcotiques polaires varie d'environ deux ordres de grandeur, ce qui montre donc une réduction importante de la variation des concentrations avec effets écotoxicologiques comparativement aux cinq ordres de grandeur et plus observés dans les concentrations entraînant des effets externes pour ce type de mécanisme d'action.

Pour l'application de l'approche de la charge corporelle critique dans le cas du BDTP, les hypothèses suivantes ont été formulées : 1) cette substance n'est pas un produit chimique réactif ni un produit réactif de façon spécifique, à savoir qu'elle est seulement toxique par l'intermédiaire de mécanismes non spécifiques (c.-à-d. mode d'action narcotique); 2) il n'y a pas d'interaction entre le BDTP et d'autres ingrédients de sa formulation; 3) la pureté de cette substance est très élevée; 4) une fois que l'organisme aquatique a atteint la charge corporelle critique, le décès s'ensuit; 5) le seuil de la charge corporelle critique de cette substance est semblable à celui des phénols.

Calcul de la charge corporelle critique (CCC) et des concentrations entraînant des effets externes

Tel qu'il est indiqué plus haut, la $CCC = CL_{50} \times FBC$, et la concentration avec effet externe (CL_{50}) peut être rétrocalculée comme suit :

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

Pour le BDTP, le FBC expérimental sur la base du poids humide pour le corps entier ($FBC_{p.h. c.e.}$) est d'environ 4 767 L/kg (ECHA, 2013), calculé en faisant la moyenne des valeurs mesurées à la sixième et à la huitième semaine. Il est à noter que le contenu en lipides (L_f) a été déclaré à 4,2 % chez le poisson dans l'étude sur la bioconcentration (ECHA, 2013). En ce qui concerne la moyenne de la teneur en lipides chez les poissons de niveau trophique intermédiaire, elle est estimée à 5,8 %. Par conséquent, le $FBC_{p.h. c.e.}$ doit être normalisé, en fonction de la teneur en lipides moyenne chez les poissons du niveau trophique intermédiaire, ce qui produit le FBC_L comme suit :

$$FBC_L = FBC_{p.h. c.e.} / L_f \times 5,8 \% = 4\,767 \text{ (L/kg)} / 0,042 \times 0,058 = 6\,583 \text{ L/kg}$$

Comme le $\log K_{oe}$ de la substance est de 7,25 (valeur estimée), le FBA est considéré comme plus représentatif du potentiel de bioaccumulation de la substance par l'alimentation. Un modèle de bioaccumulation (AQUAWEB v1.3, Arnot et Gobas, 2004) est utilisé pour estimer la bioaccumulation du BDTP dans les réseaux alimentaires aquatiques. D'après le FBC_L (6 583 L/kg) et le taux métabolique (kM de 0,022/jour) pour un poisson de 10 g et les concentrations de BDTP dans l'eau et les sédiments, le $FBA_{p.h. c.e.}$ (FBA pour le corps entier sur la base du poids humide normalisé selon la teneur en lipides chez les poissons de niveau trophique intermédiaire) est estimé à 119 664 L/kg.

Le BDTP est essentiellement un phénol encombré de benzotriazole. Cette catégorie de substances montre une toxicité par narcose polaire comme mode d'action. Le seuil de CCC pour ce type de mode d'action (aiguë 2 à 7 mmol/kg; chronique 0,2 à 0,7 mmol/kg) est pris en compte dans le calcul de la concentration avec effet externe chronique. Le FBC_L et le FBA_L sont utilisés pour tenir compte de l'absorption essentiellement par l'eau pendant l'exposition à court terme et de l'absorption par l'eau et la nourriture pendant l'exposition à long terme.

Le mécanisme d'établissement de profil de la boîte à outils de l'OCDE produit quelques alertes structurales pour le BDTP et d'autres benzotriazoles phénoliques, ce qui laisse entendre que cette catégorie de composés chimiques pourrait être très réactive chez les organismes. S'ils pénètrent dans un organisme, ces produits chimiques peuvent avoir des effets toxiques au-dessus de la base de référence de la narcose. Par conséquent, la limite inférieure du seuil de CCC pour la narcose polaire (aiguë 2 mmol/kg; chronique 0,2 mmol/kg) est utilisée dans le calcul, comme suit :

$$\begin{aligned} \text{CL}_{50} \text{ aiguë} &= \text{CCC (mmol/kg)}/\text{FBC}_L \\ &= 2 \text{ (mmol/kg)}/6\,583 \text{ (L/kg)} = 3,04 \times 10^{-4} \text{ mmol/L.} \\ \text{CL}_{50} \text{ chronique} &= \text{CCC (mmol/kg)}/\text{FBA}_L \\ &= 0,2 \text{ (mmol/kg)}/119,664 \text{ (L/kg)} = 1,67 \times 10^{-6} \text{ mmol/L.} \end{aligned}$$

Le poids moléculaire du BDTP (~ 351,49 g/mol ou 351,49 mg/mmol) et une masse volumique apparente supposée de ~ 1 g/cm³ (c.-à-d. 1 mmol/L d'eau ≈ 1 mmol/kg d'eau) sont utilisés pour calculer les concentrations avec effet externe de cette substance, exprimées en mg/L :

$$\begin{aligned} \text{Toxicité aiguë} & 1,67 \times 10^{-5} \text{ mmol/L} \times 351,49 \text{ mg/mmol} = 1,04 \times 10^{-1} \text{ mg/L.} \\ \text{Toxicité chronique} & 1,67 \times 10^{-6} \text{ mmol/L} \times 351,49 \text{ mg/mmol} = 5,87 \times 10^{-4} \text{ mg/L.} \end{aligned}$$

Annexe B : Surveillance de l'exposition dans l'environnement – BDTP et autres agents anti-UV benzotriazoles phénoliques

Aux États-Unis, Jungclaus *et al.* (1978) ont décelé la présence du BDTP dans l'environnement dès 1978 (voir le tableau B1), dans la rivière Pawtuxet, dans le cadre d'une étude menée au Rhode Island. La rivière Pawtuxet s'écoulait à proximité d'une usine qui fabriquait du BDTP et d'autres agents anti-UV. Après un certain traitement, les eaux usées de l'usine étaient déchargées dans la rivière et passaient ensuite aux eaux saumâtres de la rivière Providence par l'anse Pawtuxet. Le BDTP a été décelé dans les eaux usées, à une concentration moyenne supérieure à celle mesurée dans l'eau de la rivière. L'accumulation de cette substance dans les sédiments de la rivière Pawtuxet pouvait atteindre 100 ppm (ou 100 mg/kg). Lopez-Avila et Hites (1980) en sont également venus à la conclusion que les concentrations de BDTP dans l'eau à proximité de l'usine étaient supérieures à celles mesurées dans la rivière et que l'usine avait suivi les règles de simple dilution dans la rivière et l'anse Pawtuxet ainsi que dans la rivière Providence. La substance a été décelée dans les eaux usées (0,55 à 4,7 ppm, l'équivalent de 0,55 à 4,7 mg/L), l'eau de rivière (0,007 à 0,085 ppm, l'équivalent de 0,007 à 0,085 mg/L) et les sédiments (1 à 100 ppm, l'équivalent de 1 à 100 mg/kg).

En outre, quelques études sur la contamination de la rivière Pawtuxet par le BDTP et d'autres composés organiques ont été menées au Rhode Island. Lopez-Avila et Hites (1980) ont étudié le transport de 120 composés organiques dans les eaux usées d'une usine. Ils ont non seulement décelé le BDTP à une concentration de 40 ppb (l'équivalent de 0,040 mg/L), mais ils ont également établi un taux de sédimentation de 3 cm/année. Latimer et Quinn (1996) ont étudié le profil sédimentaire des composés organiques hydrophobes de la baie de Narragansett et ont établi, à partir de quatre sites d'échantillonnage, des taux de sédimentation allant de 0,23 à 5,5 cm/année. Reddy *et al.* (2000) ainsi que Hartmann *et al.* (2005) ont réalisé des études sur les benzotriazoles libres et liés dans les sédiments d'eau douce et d'eau de mer de la rivière Pawtuxet et de la baie Narragansett, au Rhode Island.

Une publication récente (Zhang *et al.*, 2011) a fait état de la détection du BDTP et de trois autres agents anti-UV benzotriazoles phénoliques (n° CAS 3896-11-5; n° CAS 3864-99-1; n° CAS 3147-76-0) dans les rivières Saginaw et Detroit, au Michigan (États-Unis). Le BDTP a été mesuré à des concentrations variant entre 0,72 et 224 ng/g poids sec dans les sédiments à cinq des six sites d'échantillonnage dans ces deux rivières (voir le tableau B1). Dans cette étude, les concentrations signalées de BDTP étaient supérieures à celles mesurées pour les trois autres composés benzotriazoles phénoliques, et le nombre de sites où le BDTP a été décelé était également plus élevé.

Tableau B1. Concentrations environnementales de BDTP dans l'eau et les sédiments de rivières aux États-Unis

Emplacement	Milieu visé	Nombre d'échantillons ou d'endroits	Concentration moyenne ou fourchette (mg/L ou mg/kg poids sec)	Référence
Rivière Pawtuxet, Rhode Island	Débit des eaux usées	s.o.	0,55 à 4,7	Jungclaus <i>et al.</i> , 1978
Rivière Pawtuxet, Rhode Island	Eau de rivière	s.o.	0,007 à 0,085	Jungclaus <i>et al.</i> , 1978
Rivière Pawtuxet, Rhode Island	Sédiments	s.o.	1 à 100	Jungclaus <i>et al.</i> , 1978
Rivière Pawtuxet, Rhode Island	Eau	s.o.	0,01 à 0,04	Lopez-Avila et Hites, 1980
Anse Pawtuxet, Rhode Island	Eau	s.o.	0,008 à 0,009	Lopez-Avila et Hites, 1980
Rivière Providence, Rhode Island	Eau	s.o.	0,0005 à 0,002	Lopez-Avila et Hites, 1980
Rivière Pawtuxet, Rhode Island	Sédiments	8	70 à 300	Lopez-Avila et Hites, 1980
Anse Pawtuxet, Rhode Island	Sédiments	8	100	Lopez-Avila et Hites, 1980
Rivière Providence, Rhode Island	Sédiments	8	0,6 à 10	Lopez-Avila et Hites, 1980
Rivière Pawtuxet, Rhode Island	Sédiments (prélevé en 1989)	s.o.	1	Reddy <i>et al.</i> , 2000
Baie Narragansett, Rhode Island	Sédiments (recueilli en 1997)	s.o.	25	Reddy <i>et al.</i> , 2000
Baie Narragansett, Rhode Island	Sédiments (recueilli en 1997)	3	1,2	Hartmann <i>et al.</i> , 2005
Rivières Saginaw et Detroit, Michigan	Sédiments	6 (5) ^a	0,72 à 224 (ng/g poids sec)	Zhang <i>et al.</i> , 2011

^a Le chiffre entre parenthèses indique le nombre d'endroits où le BDTP a été décelé dans l'échantillon. Les limites de dosage se situaient dans les fourchettes de 0,06 à 0,33 ng/g poids sec et de 0,1 à 1,65 ng/g poids sec pour les échantillons de sédiments et de biosolides, respectivement.

Nakata *et al.* (2009a) ont recueilli des échantillons d'organismes marins et de sédiments pour déceler la présence de BDTP et d'autres benzotriazoles phénoliques du Japon. Cinquante-cinq échantillons, dont des organismes vivant dans des estrans, des poissons, des espèces vivant dans l'eau peu profonde, des poissons téléostéens, des poissons cartilagineux et des oiseaux de zones côtières, ont été recueillis dans la mer d'Ariake entre 2004 et 2007. Selon l'espèce, des échantillons du corps entier, du tissu mou, de l'hépatopancréas ou du foie ont été analysés. Seize échantillons de sédiments de rivière et de la zone côtière de la mer d'Ariake ont également été recueillis en 2006 et 2007. Les concentrations de BDTP mesurées dans le biote variaient et étaient spécifiques aux espèces. Le gastéropode de l'estran présentait la concentration la plus élevée à 460 µg/g (poids lipidique), suivi du moule (120 µg/g

dans le corps entier et 250 µg/g dans le foie) et du requin-marteau (130 µg/g dans le foie) vivant dans les eaux peu profondes. Les huîtres et les myes d'estran présentaient des concentrations élevées de BDTP (> 100 µg/g). Parmi tous les composés chimiques analysés dans les échantillons de sédiments, le BDTP était celui dont les concentrations étaient les plus élevées (6,3 ± 4,0 µg/g). Les résultats de ces analyses indiquent que des agents anti-UV benzotriazoles phénoliques sont utilisés au Japon et laissent supposer qu'il y aurait une bioaccumulation importante du BDTP et d'autres agents anti-UV benzotriazoles phénoliques dans les réseaux alimentaires marins.

Dans une autre publication, Nakata *et al.* (2009b) ont défini la répartition géographique du BDTP et d'autres agents anti-UV dans des régions côtières de l'Asie. Les concentrations signalées de ces produits chimiques étaient élevées chez les moules de la Corée, du Japon et de Hong Kong, mais faibles dans les échantillons recueillis en Inde et au Vietnam, ce qui laisse entendre que les différents pays et les différentes régions d'Asie utilisent divers volumes d'agents anti-UV.

Au Japon, chez les mammifères marins, les concentrations d'agents anti-UV benzotriazoles phénoliques augmentent depuis les années 1990, ce qui semble fortement indiquer un afflux continu de ces produits chimiques dans le milieu marin (Shinohara *et al.*, 2009). Ces produits chimiques ont été décelés dans les effluents provenant des usines de traitement des eaux usées qui ont ensuite été rejetés dans le milieu aquatique

Afin de trouver la source de ces produits chimiques décelés dans les écosystèmes marins, Nakata et Shinohara ont analysé des échantillons provenant d'usines de traitement des eaux usées situées à la périphérie d'une ville japonaise (Nakata et Shinohara, 2010). Le BDTP a été mesuré à une concentration moyenne de 510 ng/g poids sec dans des échantillons de biosolides des eaux usées provenant d'usines de traitement des eaux usées. Dans le cadre de cette étude, le taux d'élimination moyen du BDTP pendant le traitement des eaux usées a été établi à 91 ± 3,2 %; au même moment, le BDTP a été mesuré dans l'effluent rejeté par l'usine à une concentration moyenne de 2,6 ± 0,32 ng/L.

Tableau B2. Concentrations environnementales de BDTP dans la mer d'Ariake et le réseau d'assainissement au Japon

Milieu visé	Période d'échantillonnage	Nombre d'échantillons	Concentration moyenne ou fourchette (ng/L ou ng/g poids humide)	Référence
Organismes aquatiques (organismes des estrans)	2006-2007	9	0,69 à 14 (tissu mou)	Nakata <i>et al.</i> , 2009
Organismes aquatiques (organismes des estrans)	2006-2007	10	0,35 à 1,2 (corps entier)	Nakata <i>et al.</i> , 2009
Organismes aquatiques (organismes des eaux peu profondes)	2004-2007	9	0,19 à 0,29 (corps entier)	Nakata <i>et al.</i> , 2009
Organismes aquatiques (organismes des eaux peu profondes)	2004-2007	18	0,15 à 101 (foie)	Nakata <i>et al.</i> , 2009
Organismes aquatiques (organismes des eaux peu profondes)	2004-2007	7	0,3 à 13,6 (corps entier, sauf le foie)	Nakata <i>et al.</i> , 2009
Organismes aquatiques (organismes des eaux peu profondes)	2004-2007	2	0,79 (hépatopancréas)	Nakata <i>et al.</i> , 2009
Sédiments côtiers	2006-2007	16	2,6 à 320	Nakata <i>et al.</i> , 2009
Marsouins de l'Inde (graisses)	1999	2	20 à 64 (femelles)	Nakata <i>et al.</i> , 2010
Marsouins de l'Inde (graisses)	2008	1	11 (mâles)	Nakata <i>et al.</i> , 2010
Marsouins de l'Inde (graisses)	2009	2	34 (femelles) 16 (mâles)	Nakata <i>et al.</i> , 2010
Usines de traitement des eaux usées (influent)	Mai à octobre 2009	9	34 ± 15	Nakata <i>et al.</i> , 2010

Milieu visé	Période d'échantillonnage	Nombre d'échantillons	Concentration moyenne ou fourchette (ng/L ou ng/g poids humide)	Référence
Usines de traitement des eaux usées (effluent)	Mai à octobre 2009	5	2,6 ± 0,32	Nakata <i>et al.</i> , 2010
Usines de traitement des eaux usées (biosolides)	Mai à octobre 2009	10	510 ± 67 (poids sec)	Nakata <i>et al.</i> , 2010

Zhang *et al.* (2011) ont détecté la présence d'agents anti-UV benzotriazoles phénoliques dans le nord-est de la Chine. Des échantillons ont été recueillis dans les sédiments du fleuve Songhua et les biosolides des eaux usées d'usines de traitement des eaux usées de cinq grandes villes situées le long du fleuve. Des concentrations élevées de BDTP ont été mesurées dans des échantillons de sédiments du fleuve et dans des échantillons de biosolides provenant des usines de traitement des eaux usées (voir le tableau B3). Dans cette étude, la concentration d'un agent anti-UV benzotriazole phénolique (n° CAS 3147-76-0) était inférieure aux seuils de détection établis pour l'échantillon de sédiment du fleuve, mais la substance a été décelée dans les échantillons de biosolides des réseaux d'assainissement. On peut attribuer ces résultats aux propriétés physiques et chimiques de ces composés; le n° CAS RN 3147-76-0 présente une hydrosolubilité considérablement plus élevée et une valeur du log K_{oe} plus faible que les trois autres agents anti-UV benzotriazoles phénoliques. Par conséquent, s'il est rejeté dans le fleuve, le n° CAS 3147-76-0 se dissout en grande partie et persiste dans le milieu aquatique, tandis que les autres composés benzotriazoles phénoliques se condensent et se répartissent dans les sédiments du fleuve.

Tableau B3. Concentrations environnementales de BDTP et d'autres agents anti-UV de benzotriazole phénolique dans le nord-est de la Chine (Zhang *et al.*, 2011)

Numéro CAS de la substance ou de l'analogue	Log K_{oe} ^a	Emplacement	Milieu visé	Nombre de sites (nombre de sites où le produit chimique visé a été décelé)	Concentrations moyennes et fourchette (ng/g poids sec)
BDTP	7,22	Fleuve Songhua	Sédiments	6 (6)	3,81 2,06 à 7,12
BDTP	7,22	Réseau d'assainissement	Biosolides	5 (5)	1300 40,6 à 5 920
3896-11-5	5,52	Fleuve Songhua	Sédiments	6 (2)	1,86 1,71 à 2,01
3896-11-5	5,52	Réseau d'assainissement	Biosolides	5 (5)	77,4 23,3 à 136

Numéro CAS de la substance ou de l'analogue	Log K _{oe} ^a	Emplacement	Milieu visé	Nombre de sites (nombre de sites où le produit chimique visé a été décelé)	Concentrations moyennes et fourchette (ng/g poids sec)
3864-99-1	6,75	Fleuve Songhua	Sédiments	6 (1)	0,310 0,310
3864-99-1	6,75	Réseau d'assainissement	Biosolides	5 (4)	3,68 1,80 à 8,40
3147-76-0	3,24	Fleuve Songhua	Sédiments	n.d. ^b	--
3147-76-0	3,24	Réseau d'assainissement	Biosolides	5 (2)	0,955 0,730 à 1,18

^a Les valeurs du log K_{oe} sont tirées de la publication.

^b n.d. = non détecté. La concentration du produit chimique visé est inférieure aux limites de dosage, qui se situaient dans les fourchettes de 0,06 à 0,33 ng/g poids sec et de 0,1 à 1,65 ng/g poids sec pour les échantillons de sédiments et de biosolides, respectivement.

En Espagne, Carpinteiro *et al.* (2010a) ont mis au point une méthode d'analyse en laboratoire pour déceler la présence d'agents anti-UV de benzotriazole dans la poussière intérieure. L'utilisation d'isolants efficaces dans les résidences privées et les immeubles administratifs, de même que le faible effet de la réaction de dégradation provoquée par la lumière dans les aires intérieures, engendre un faible taux d'élimination des composés associés aux particules de poussière. Parmi les cinq composés benzotriazoles étudiés dans le cadre de cette étude, le BDTP a été mesuré à une concentration moyenne de 91 ng/g dans des échantillons de poussière recueillis dans cinq résidences privées, un édifice gouvernemental et trois véhicules (voir le tableau 4d). Les résultats de cette étude indiquent que les agents anti-UV de benzotriazole utilisés comme additifs étaient lentement rejetés des matières qu'ils servent à traiter et finissaient par se déposer dans la poussière.

Carpinteiro *et al.* (2010b) ont analysé des échantillons d'eau pour déceler la présence d'agents anti-UV de benzotriazole. Des concentrations de BDTP ont été signalées dans des échantillons d'eaux usées brutes, allant de $1,0 \pm 0,1$ à 19 ± 2 ng/L (voir le tableau B4). Selon les résultats de cette étude, le BDTP et d'autres agents anti-UV de benzotriazole phénolique sont présents à de très faibles concentrations dans les milieux naturels, à la limite des seuils de détection, et même sous ceux-ci.

Tableau B4. Concentrations environnementales de BDTP et d'autres agents anti-UV de benzotriazole phénolique en Espagne

Produit chimique ou n° CAS	Milieu visé	Concentrations moyennes (ng/g)	Fourchette des concentrations (ng/g ou ng/L)	Référence
BDTP	Poussière intérieure	91	46 ± 3 à 149 ± 4	Carpinteiro <i>et al.</i> , 2010a
2440-22-4	Poussière intérieure	160	65 ± 6 à 657 ± 27	Carpinteiro <i>et al.</i> , 2010a
3896-11-5	Poussière intérieure	80	42 ± 4 à $4\ 883 \pm 150$	Carpinteiro <i>et al.</i> , 2010a

Produit chimique ou n° CAS	Milieu visé	Concentrations moyennes (ng/g)	Fourchette des concentrations (ng/g ou ng/L)	Référence
3864-99-1	Poussière intérieure	71	22 ± 1 à 131 ± 7	Carpinteiro <i>et al.</i> , 2010a
BDTP	Eau	Non disponible.	1,0 ± 0,1 à 19 ± 2	Carpinteiro <i>et al.</i> , 2010b
2440-22-4	Eau	Non disponible.	5 ± 2 à 16 ± 1	Carpinteiro <i>et al.</i> , 2010b
3896-11-5	Eau	Non disponible.	3,5 ± 0,5	Carpinteiro <i>et al.</i> , 2010b
3864-99-1	Eau	Non disponible.	n.d. ^a	Carpinteiro <i>et al.</i> , 2010b

^a n.d. = non détecté. Dans cette étude, les limites de dosage pour le BDTP et le 3864-99-1 sont de 0,5 ng/L (Carpinteiro *et al.*, 2010b).

Kim *et al.* (2011b) ont analysé les concentrations de BDTP et d'autres agents anti-UV de benzotriazole phénolique dans des échantillons de poissons de la baie Manila, aux Philippines. On a relevé le BDTP le plus fréquemment parmi huit agents anti-UV de benzotriazole phénolique, et la concentration moyenne la plus élevée de BDTP a été observée chez la carangue nez bossu à 207 ng/g poids lipidique (voir le tableau B5). D'après l'étude (Kim *et al.*, 2011b), cette contamination par des agents anti-UV de benzotriazole phénolique dans la baie Manila serait causée par le rejet d'eaux usées non traitées dans les eaux côtières. Parallèlement, les résultats de l'étude laissent également entendre qu'il y a une absorption active ou une plus faible capacité métabolique d'élimination de ces produits chimiques (Kim *et al.*, 2011b).

Tableau B5. Concentrations environnementales de BDTP et d'autres agents anti-UV de benzotriazole phénolique dans des poissons de la baie Manila, aux Philippines (Kim *et al.*, 2011b)

Numéro CAS du produit chimique ou de l'analogue	Fréquence de détection (% de 58 échantillons)	Espèces détectées avec la concentration la plus élevée	Concentration la plus élevée détectée (ng/g poids lipidique)
BDTP	88	Carangue nez bossu	207
2440-22-4	86	Mérou minium (adulte)	160
3846-71-7	79	Sapsap commun	22,5
70321-86-7	55	Rouget à queue rayée	62,9

Le BDTP a été étudié dans le cadre d'une étude de surveillance portant sur les benzotriazoles (Brorström-Lundén *et al.*, 2011). On n'a trouvé aucune trace de la substance dans les échantillons de poissons, de dépôts atmosphériques et d'air, mais le BDTP a été décelé dans les échantillons de sol, d'eau de surface, de sédiments, de boues et d'effluents d'usines de traitement des eaux usées, d'effluents de sites d'enfouissement et d'eaux pluviales. Les résultats de Brorström-Lundén *et al.* (2011) sont résumés dans le tableau B6 ci-dessous, tels qu'ils sont cités dans un rapport de l'ECHA portant sur la détermination des substances très préoccupantes (Allemagne, 2013). La source originale n'est toutefois pas accessible.

Tableau B6. Concentrations environnementales de BDTP en Suède (Brorström-Lundén *et al.*, 2011)

Milieu visé	Concentrations (ng/L ou µg/g poids sec)	N ^{bre} de détections dans tous les échantillons
Sol	0,74 µg/g poids sec	1/4
Eaux de surface	1,3 à 10 ng/L	6/6
Sédiments	0,65 à 1,3 µg/g poids sec	4/6
Effluents d'usines de traitement des eaux usées	6,8 à 15 ng/L	5/5
Particules d'effluents d'usines de traitement des eaux usées	Non détecté (seuil de détection = 110 ng/g poids sec)	1/1
Boues d'épuration d'usines de traitement des eaux usées	2,8 à 37 µg/g poids sec	4/8
Effluents de sites d'enfouissement	7 à 91 ng/L	3/3
Particules d'effluents de sites d'enfouissement	3,1 µg/g poids sec	1/1
Eaux pluviales	0,19 à 1,3 ng/L	3/4

Dans le rapport de l'ECHA (Allemagne, 2013), le BDTP faisait également partie des données environnementales de l'Allemagne (Rodríguez Pereiro et Casado Agrelo, 2012). Des échantillons de sol ayant subi une importante influence anthropique et des échantillons de sites de référence ont été analysés, mais aucun de ceux-ci ne contenait de BDTP. La substance a été détectée dans l'un des cinq échantillons de matières particulaires en suspension provenant de l'eau du Rhin (voir le tableau B7 ci-dessous). Il a été noté que l'un des sites d'échantillonnage du Rhin, situé en aval de Bâle, en Suisse, subissait l'influence de l'industrie des produits chimiques suisse.

Tableau B7. Concentrations environnementales de BDTP en Allemagne (Rodríguez Pereiro et Casado Agrelo, 2012)

Milieu visé	Concentrations (ng/g poids sec)	N ^{bre} de détections dans tous les échantillons
Matières solides en suspension (provenant de l'eau du fleuve)	26	1/5

Annexe C : Estimations de la limite supérieure de l'absorption quotidienne de BDTP pour divers groupes d'âge

Voie d'exposition	0 à 0,5 an ^{1,2,3} (nourris au lait maternel)	0 à 0,5 an ^{1,2,3} (nourris à la préparation pour nourrissons)	0 à 0,5 an ^{1,2,3} (non nourris à la préparation)	0,5 à 4 ans ⁴	5 à 11 ans ⁵	12 à 19 ans ⁶	20 à 59 ans ⁷	60 ans et + ⁸
Eau potable ⁹	s.o.	$4,37 \times 10^{-4}$	$1,64 \times 10^{-4}$	$1,85 \times 10^{-4}$	$1,45 \times 10^{-4}$	$8,28 \times 10^{-5}$	$8,67 \times 10^{-5}$	$9,11 \times 10^{-5}$
Sol/poussière ¹⁰	$5,96 \times 10^{-4}$	$5,96 \times 10^{-4}$	$5,96 \times 10^{-4}$	$9,61 \times 10^{-4}$	$3,12 \times 10^{-4}$	$7,53 \times 10^{-5}$	$6,30 \times 10^{-5}$	$6,21 \times 10^{-5}$
Absorption totale	$5,96 \times 10^{-4}$	$1,03 \times 10^{-3}$	$7,1 \times 10^{-4}$	$1,2 \times 10^{-3}$	$4,6 \times 10^{-4}$	$1,6 \times 10^{-4}$	$1,5 \times 10^{-4}$	$1,5 \times 10^{-4}$

Absorption maximale totale à partir de toutes les voies d'exposition : 1,2 ng/kg p.c. par jour

s.o. : sans objet

¹ Aucune donnée quantitative n'a été déterminée pour les concentrations de BDTP dans le lait maternel.

² On présume que le nourrisson pèse 7,5 kg, respire 2,1 m³ d'air par jour, boit 0,8 L d'eau par jour (lait maternisé) ou 0,3 L d'eau par jour (lait non maternisé) et ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

³ Dans le cas des enfants uniquement nourris au lait maternisé, l'absorption par l'eau correspond à l'absorption par la nourriture. On n'a répertorié aucune donnée quantitative sur les concentrations de BDTP dans l'eau ou le lait maternisé pour le Canada. La concentration de BDTP dans l'eau potable a été estimée à l'aide de ChemCAN v6.00 à 4,69 ng/L (ChemCAN, 2003). En ce qui concerne les enfants non nourris au lait maternisé, 50 % d'entre eux ont commencé à manger des aliments solides à 4 mois et 90 % ont commencé à 6 mois (Santé Canada, 1990).

⁴ En supposant que l'enfant pèse 15,5 kg, qu'il respire 9,3 m³ d'air par jour, qu'il boive 0,7 L d'eau par jour et qu'il ingère 100 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁵ En supposant que l'enfant pèse 31 kg, qu'il respire 14,5 m³ d'air par jour, qu'il boive 1,1 L d'eau par jour et qu'il ingère 65 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁶ En supposant que le jeune pèse 59,4 kg, qu'il respire 15,8 m³ d'air par jour, qu'il boive 1,2 L d'eau par jour et qu'il ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁷ En supposant que la personne pèse 70,9 kg, qu'elle respire 16,2 m³ d'air par jour, qu'elle boive 1,5 L d'eau par jour et qu'elle ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁸ En supposant que la personne pèse 72,0 kg, qu'elle respire 14,3 m³ par jour, qu'elle boive 1,6 L d'eau par jour et qu'elle ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁹ Aucune donnée n'a été déterminée pour les concentrations de BDTP dans l'eau potable. Le BDTP a également été détecté en Suède, dans l'eau de surface, à des concentrations atteignant 4,1 ng/L (Brorström-Lundén *et al.*, 2011).

¹⁰ Aucune donnée quantitative n'a été déterminée pour les concentrations de BDTP dans le sol. Le BDTP a également été détecté en Espagne, dans la poussière intérieure de cinq résidences privées, à des concentrations atteignant 149 ng/g (Carpinteiro *et al.*, 2010a). Ces données ont été utilisées comme substituts pour l'exposition par le sol.

**Annexe D : Résumé des données concernant les effets sur la santé pour le BDTP (n° CAS 25973-55-1) et ses analogues
BBMPP (n° CAS 70321-86-7) et BMP (n° CAS 2440-22-4)**



Government of Canada / Gouvernement du Canada

Tableau D1. Doses minimales avec effet^{1,2,3} chez les animaux de laboratoire et *in vitro*

Composé	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphénol (BDTP) [n° CAS 25973-55-1]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1-méthyl-1-phényléthyl)phénol (BBMPP) [n° CAS 70321-86-7]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-p-crésol (BMP) [n° CAS 2440-22-4]
Paramètres			
Toxicité aiguë	<p>DL₅₀ par voie orale (rat ou souris) > 2 325 à 10 000 mg/kg p.c. (CIBA-GEIGY Corporation, 1989; PBA, 2001).</p> <p>CL₅₀ par inhalation (rat, 4 h) > 400-4 050 mg/m³ (CIBA-GEIGY Corporation, 1989).</p> <p>DL₅₀ par voie cutanée (lapin) > 1 100-3 000 mg/kg p.c. (CIBA-GEIGY Corporation, 1989).</p>	<p>DL₅₀ par voie orale (rat) > 7 750 mg/kg p.c. (PBA, 2001).</p> <p>DL₅₀ par voie cutanée (rat) > 2 000 mg/kg p.c. (PBA, 2001).</p> <p>Aucune étude sur l'exposition par inhalation n'a été recensée.</p>	<p>DL₅₀ par voie orale (rat) > 10 000 mg/kg p.c. (PBA, 2001).</p> <p>CL₅₀ par inhalation (rat, 4 h) > 1 420 mg/m³ (PBA, 2001).</p> <p>Aucune étude sur l'absorption cutanée n'a été recensée.</p>
Toxicité à court terme en doses répétées	<p>Plus faible DMENO par voie orale = 100 mg/kg p.c. par jour (2 000 ppm dans la nourriture), selon une diminution du taux de croissance (statistiquement significative seulement chez les mâles) et une augmentation du poids relatif du foie avec changements pathologiques associés dans le foie (pathologie macroscopique : hypertrophie du foie, couleur verdâtre terne; histopathologie : hypertrophie des cellules parenchymateuses avec cytoplasme homogène et éosinophile et changement important de la taille et de la forme du noyau ainsi que de la quantité de</p>	Aucune étude n'a été recensée.	Aucune étude n'a été recensée.

Composé	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphénol (BDTP) [n° CAS 25973-55-1]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1-méthyl-1-phényléthyl)phénol (BBMPP) [n° CAS 70321-86-7]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-p-crésol (BMP) [n° CAS 2440-22-4]
	<p>chromatine dans celui-ci, augmentation du nombre de figures de mitose et d'hépatocytes binucléées, présence occasionnelle de gouttes éosinophiles et de granules pigmentaires vertes-jaunâtre dans le cytoplasme des cellules parenchymateuses, nécrose d'hépatocytes individuelles et légère prolifération de l'épithélium du canal cholédoque dans certains foies) chez les rats albinos dérivés de la lignée Wistar mâles et femelles (15/sexe/groupe) exposés au BDTP dans l'alimentation à 0 ou 2 000 ppm (l'équivalent de 0 ou 100 mg/kg p.c. par jour, d'après Santé Canada, 1994) pendant 49 jours (Til <i>et al.</i>, 1968).</p> <p>Aucune étude sur l'exposition par voie cutanée ou par inhalation n'a été recensée.</p>		
Toxicité subchronique	<p>Plus faible DMENO par voie orale = 5 mg/kg p.c. par jour (100 ppm dans la nourriture), selon une augmentation de l'activité de la G6Pase dans le foie, une augmentation du poids relatif du foie avec anomalies histopathologiques associées dans le foie (légère hypertrophie des cellules parenchymateuses avec cytoplasme quelque peu homogène et éosinophile et</p>	<p>Plus faible DMENO par voie orale = 15 mg/kg p.c. par jour (300 ppm dans la nourriture), selon une augmentation des poids relatif et absolu du foie (rapports pondéraux foie/corps et foie/cerveau) avec hypertrophie associée ou vacuolisation cytoplasmique des hépatocytes chez les rats femelles exposées à la substance pendant 92 à 94 jours (rats albinos Tif:RAIF</p>	<p>Plus faible DMENO par voie orale = 317,5 mg/kg p.c. par jour et 346 mg/kg p.c. par jour pour les mâles et les femelles, respectivement (10 000 ppm dans la nourriture), fondée sur une diminution de la consommation de nourriture et une prise de poids corporel et à des enzymes hépatiques élevés (alanine aminotransférase et gamma-glutamyltransférase) chez des chiens dans une étude de</p>

Composé	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphénol (BDTP) [n° CAS 25973-55-1]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1-méthyl-1-phényléthyl)phénol (BBMPP) [n° CAS 70321-86-7]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-p-crésol (BMP) [n° CAS 2440-22-4]
	<p>nombre élevé de cellules « foncées » dans certains cas) chez les rats albinos mâles et femelles (10/sexe/groupe) exposés au BDTP dans l'alimentation à des doses de 0, 100, 200, 400, 800 ou 1 600 ppm (l'équivalent de 0, 5, 10, 20, 40 ou 80 mg/kg p.c. par jour, d'après Santé Canada, 1994) pendant 90 jours (Til <i>et al.</i>, 1968).</p> <p>Autre DMENO par voie orale = 15 mg/kg p.c. par jour, selon une concentration élevée de bilirubine et une augmentation de l'activité sérique de la transaminase glutamique-oxaloacétique (TGO), de la glutamate pyruvate transaminase (GPT) et de la phosphatase alcaline (PA) chez les mâles, augmentation de l'activité sérique de la PA chez les femelles et changements histopathologiques dans le foie (changements dans les lipides des cellules de Kupffer, globules protéiques dans le cytoplasme, pigmentation jaune dans les cellules de Kupffer et hyperplasie des cellules de Kupffer) chez les deux sexes dans le cadre d'une étude sur les chiens (beagles mâles et femelles, 3/sexe/groupe pour les groupes de traitement et 5/sexe dans le groupe témoin, exposés au BDTP dans l'alimentation à des</p>	<p>(SPF) mâles et femelles, 10 par sexe par groupe, exposés au BBMPP dans l'alimentation à des doses de 0, 50, 300, 2 000 ou 10 000 ppm [l'équivalent de 0, 2,5, 15, 100 ou 500 mg/kg p.c. par jour, d'après Santé Canada, 1994)] [PBA, 2001].</p> <p>Aucune étude sur l'exposition par voie cutanée ou par inhalation n'a été recensée.</p>	<p>13 semaines (chiens Beagle mâles et femelles, 6 par sexe par groupe, exposés au BMP l'alimentation à des doses de 0, 1000, 3000 ou 10 000 ppm, l'équivalent de 0, 31,75, 95,25 ou 317,5 mg/kg p.c. par jour pour les mâles et de 0, 34,6, 103,8 ou 346 mg/kg p.c. par jour pour les femelles) [PBA, 2001].</p> <p>Autre DMENO par voie orale = 500 mg/kg p.c. par jour (1 % dans la nourriture), selon une augmentation du poids relatif du foie chez les deux sexes, une diminution du poids relatif des testicules et des changements histopathologiques dans les reins (néphropathie distincte) chez les mâles dans le cadre d'une étude de 90 jours sur les rats (rats albinos dérivés de la lignée Wistar mâles et femelles, 10 par sexe par groupe, exposés au BMP dans l'alimentation à des doses de 0, 0,2, 1 ou 5 %, soit 0, 2 000, 10 000 ou 50 000 ppm, l'équivalent de 0, 100, 500 ou 2 500 mg/kg p.c. par jour, d'après Santé Canada, 1994) [Feron <i>et al.</i>, 1966].</p> <p>Autre étude sur l'exposition par voie orale : IBT, 1969a*.</p> <p>Aucune étude sur l'exposition par voie cutanée ou par inhalation n'a été recensée.</p>

Composé	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphénol-(BDTP) [n° CAS 25973-55-1]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1-méthyl-1-phényléthyl)phénol (BBMPP) [n° CAS 70321-86-7]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-p-crésol (BMP) [n° CAS 2440-22-4]
	<p>doses de 0, 15, 30, 60, 120 ou 240 mg/kg p.c. par jour pendant 3 mois). Dans cette étude, une diminution du poids corporel et une réduction de l'apport alimentaire ont été constatées chez les groupes exposés aux doses élevées. On a observé des cas d'anémie chez les animaux exposés à 120 et 240 mg/kg p.c. par jour. Des dommages au foie, comme l'ictère (jaunisse), ont été observés à l'examen macroscopique et à l'examen histopathologique chez quelques chiens des groupes exposés aux deux doses les plus élevées. De plus, des changements dans les lipides des glomérules rénaux (à partir de 30 mg/kg p.c. par jour), une spermatogenèse anormale et une atrophie des tubules des testicules (à partir de 60 mg/kg p.c. par jour), une atrophie de la prostate (à partir de 30 mg/kg p.c. par jour) et une atrophie de l'utérus (à partir de 60 mg/kg p.c. par jour) [IIBF, 1970] ont été constatés.</p> <p>Autres études d'exposition par voie orale dans l'alimentation : Dans une autre étude d'exposition par voie orale dans l'alimentation de 90 jours au cours de laquelle des rats ont été exposés au BDTP à des doses de 50 mg/kg p.c. par jour, les valeurs de</p>		

Composé	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphénol-(BDTP) [n° CAS 25973-55-1]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1-méthyl-1-phényléthyl)phénol (BBMPP) [n° CAS 70321-86-7]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-p-crésol (BMP) [n° CAS 2440-22-4]
	<p>l'activité sérique de l'ALP étaient élevées aux doses les plus élevées. On a également observé une augmentation des poids relatif et absolu du foie et des reins, mais aucune corrélation histopathologique avec ces changements du poids des organes (IBT, 1969b*). Dans une étude de 13 semaines au cours de laquelle des rats ont été exposés au BDTP dans l'alimentation à une dose de 50 mg/kg p.c. par jour, on a constaté une augmentation de l'activité sérique de la GPT, de la TGO et de la PA. Une hypertrophie marquée du cœur, du foie, des reins et des gonades a été observée, bien qu'aucun changement pathologique attribuable à l'exposition au BDTP n'a été constaté dans les organes (Leuschner <i>et al.</i>, 1970).</p> <p>Aucune étude sur l'exposition par voie cutanée ou par inhalation n'a été recensée.</p>		
Toxicité chronique et cancérogénicité	Aucune étude n'a été recensée.	Aucune étude n'a été recensée.	<p>Étude d'exposition par voie orale chez le rat : Des groupes de 50 rats CFY par sexe ont été exposés au BMP dans l'alimentation à des doses de 0, 100, 300, 1 000 ou 3 000 ppm (correspondant à 0, 4, 14, 47 ou 142 mg/kg p.c. par jour et à 0, 6, 17, 58 ou 169 mg/kg p.c. par jour pour les mâles et</p>

Composé	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphénol (BDTP) [n° CAS 25973-55-1]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1-méthyl-1-phényléthyl)phénol (BBMPP) [n° CAS 70321-86-7]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-p-crésol (BMP) [n° CAS 2440-22-4]
			<p>les femelles, respectivement) tous les jours pendant 104 semaines. Les auteurs n'ont observé aucun effet sur l'hématologie, le bilan biochimique ou la macroscopique et l'histopathologie des organes et des tissus examinés. Bien que le résultat ne soit pas statistiquement significatif, un taux de survie légèrement plus faible a été noté au cours des 26 dernières semaines de l'étude chez les mâles exposés à la dose de 3 000 ppm. Des effets néoplasiques ont été signalés dans le système phagocytaire mononucléé, le foie, les reins, le système reproducteur, les glandes endocrines et les tissus sous-cutanés chez les témoins et les rats exposés. Les auteurs ont relevé une légère augmentation de l'incidence des tumeurs chez les femelles aux doses de 300 ou 1 000 ppm, bien que les différences n'étaient pas statistiquement significatives. Aucun effet lié à l'exposition sur la fréquence des tumeurs n'a été constaté.</p> <p>Plus faible DMENO par voie orale pour les effets non néoplasiques = 142 et de 169 mg/kg p.c. par jour chez les mâles et les femelles, respectivement, selon une légère diminution du gain de poids corporel chez les mâles et une légère réduction de l'apport alimentaire chez les</p>

Composé	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphénol (BDTP) [n° CAS 25973-55-1]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1-méthyl-1-phényléthyl)phénol (BBMPP) [n° CAS 70321-86-7]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-p-crésol (BMP) [n° CAS 2440-22-4]
			<p>femelles au cours des 52 dernières semaines de l'étude (Hunter <i>et al.</i>, 1975).</p> <p>Étude d'exposition par voie orale chez la souris : Des groupes de 50 souris Tif:MAGf (SPF) par sexe ont été exposés au BMP dans l'alimentation à des doses de 0, 5, 50 ou 500 ppm (correspondant à 0, 0,8, 6,5 ou 64 mg/kg p.c. par jour et à 0, 0,8, 6,7 ou 62 mg/kg p.c. par jour pour les mâles et les femelles, respectivement) tous les jours pendant 24 mois. Aucun effet lié à l'exposition n'a été constaté sur la mortalité, le poids corporel, l'apport alimentaire ou les signes cliniques. On n'a observé aucune toxicité générale. Des effets néoplasiques ont été observés chez les témoins et les souris exposées, dans différents organes et tissus, tels que les testicules, les ovaires, l'utérus, les glandes mammaires, la rate, les poumons, le foie, la vessie, la peau, les tissus sous-cutanés, le tissu hématopoïétique, le tissu lymphoréticulaire, mais la fréquence et le type des néoplasmes n'étaient pas liés au traitement. De plus, on a observé d'autres lésions macroscopiques et histopathologiques de croissance ou de nature dégénérative ou inflammatoire, qui n'étaient toutefois pas</p>

Composé	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphénol (BDTP) [n° CAS 25973-55-1]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1-méthyl-1-phényléthyl)phénol (BBMPP) [n° CAS 70321-86-7]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-p-crésol (BMP) [n° CAS 2440-22-4]
			<p>attribuables à l'exposition au BMP. DSENO par voie orale pour la toxicité chronique et la cancérogénicité = 64 mg/kg p.c. par jour pour les mâles et 62 mg/kg p.c. par jour pour les femelles (dose d'essai la plus élevée) [CIBA-GEIGY Limited, 1981].</p> <p>Aucune étude sur l'exposition par voie cutanée ou par inhalation n'a été recensée.</p>
Génotoxicité et paramètres connexes : <i>in vivo</i>	Aucune étude n'a été recensée.	<p>Essai du micronoyau Résultats négatifs : cellules de la moelle osseuse de hamsters chinois exposés par voie orale (0, 1 250, 2 500 ou 5 000 mg/kg p.c. par jour par gavage pendant 2 jours) [PBA, 2001].</p> <p>Essai d'échange de chromatides sœurs Résultats négatifs : cellules de la moelle osseuse de hamsters chinois exposés par voie orale (une seule exposition à 0, 1 250, 2 500 ou 5 000 mg/kg p.c. par gavage) [PBA, 2001].</p>	<p>Essai de létalité dominante Résultats négatifs : souris albinos mâles (dérivées de la lignée NMRI) exposées par voie orale (une seule exposition à 0, 1 000 ou 3 000 mg/kg p.c. par gavage) [PBA, 001].</p> <p>Essai du micronoyau Résultats négatifs : cellules de la moelle osseuse de hamsters chinois exposés par voie orale (0, 500, 1 000 ou 2 000 mg/kg p.c. par jour par gavage pendant 2 jours) [PBA, 2001].</p> <p>Aberrations chromosomiques Résultats négatifs : moelle osseuse de hamsters chinois exposés par voie orale (0, 500, 1 000 ou 2 000 mg/kg p.c. par jour par gavage pendant 2 jours) [PBA, 2001].</p>
Génotoxicité et paramètres connexes : <i>in vitro</i>	Mutagénicité chez les bactéries Résultats négatifs : <i>Salmonella typhimurium</i> ; souches TA97, TA98, TA100, TA102, TA1535 et	Mutagénicité chez les bactéries Résultats négatifs : <i>Salmonella typhimurium</i> , souches TA98, TA100, TA1535 et	Mutagénicité chez les bactéries Résultats négatifs : <i>Salmonella typhimurium</i> , souches TA98, TA100, TA1535 et TA1537,

Composé	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphénol (BDTP) [n° CAS 25973-55-1]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1-méthyl-1-phényléthyl)phénol (BBMPP) [n° CAS 70321-86-7]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-p-crésol (BMP) [n° CAS 2440-22-4]
	<p>TA1537, avec et sans activation métabolique (Hachiya et Takizawa, 1994; PBA, 2001).</p> <p>Résultats négatifs : <i>Escherichia coli</i>, souche WP2 (PKM101), avec et sans activateur S9 (Hachiya et Takizawa, 1994).</p> <p>Résultats négatifs : souches bactériennes non précisées (CIBA-GEIGY Corporation, 1989).</p>	<p>TA1537, avec et sans activation métabolique (PBA, 2001).</p> <p>Test de réparation de l'ADN</p> <p>Résultats négatifs : hépatocytes de rats mâles (PBA, 2001).</p>	<p>avec et sans activation métabolique (PBA, 2001).</p> <p>Essai de mutation de cellules de mammifères</p> <p>Résultats positifs : cellules de lymphome de souris L5178Y TK+/-, avec activateur S9 (EG&G Mason Research Institute, 1981).</p> <p>Essai de synthèse de l'ADN non programmée</p> <p>Résultats positifs : hépatocytes de rat (Miami Valley Laboratories, 1982).</p>
Toxicité pour le développement	Aucune étude n'a été recensée.	<p>Plus faible DMENO par voie orale, toxicité pour le développement = 1 000 mg/kg p.c. par jour, selon une diminution du poids corporel et un retard de maturation squelettique dans le cadre d'une étude au cours de laquelle des rates albinos Tif:RAIF (SPF) gravides (nombre non précisé) ont été exposées par gavage à des doses de 0, 300, 1 000 ou 3 000 mg/kg p.c. par jour du 6^e au 15^e jour de gestation. Dans le groupe exposé à la dose élevée (3 000 mg/kg p.c. par jour) un fœtus présentait une omphalocèle (paroi abdominale non fermée à la fin du développement de l'embryon).</p> <p>DSENO par voie orale, toxicité maternelle = 3 000 mg/kg p.c. par jour (dose d'essai la plus élevée). Aucun</p>	<p>DSENO par voie orale, toxicité pour le développement et toxicité maternelle = 1 000 mg/kg p.c. par jour (dose d'essai la plus élevée) dans le cadre de deux études au cours desquelles des rates Sprague-Dawley et des souris albinos dérivées de la lignée NMRI femelles (nombre d'animaux non précisé dans l'une ou l'autre des études) ont été exposées par gavage à des doses de 0, 150, 500 ou 1 000 mg/kg p.c. par jour du 6^e au 15^e jour de gestation. Aucune toxicité maternelle ni aucun effet tératogène n'ont été notés (paramètres pour le développement non précisés dans l'une ou l'autre des études) [PBA, 2001].</p>

Composé	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphénol (BDTP) [n° CAS 25973-55-1]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1-méthyl-1-phényléthyl)phénol (BBMPP) [n° CAS 70321-86-7]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-p-crésol (BMP) [n° CAS 2440-22-4]
		effet lié à l'exposition n'a été constaté sur le poids corporel de la mère, l'apport alimentaire ou les signes cliniques (PBA, 2001).	
Sensibilisation	Sensibilisation cutanée (cochon d'Inde) : aucune sensibilisation remarquée chez les animaux dans un test de maximisation (aucun détail de l'étude fourni) [CIBA-GEIGY Corporation, 1989].	Aucune étude n'a été recensée.	Sensibilisation cutanée (cochon d'Inde) : 80 à 90 % des animaux ont présenté une réaction cutanée dans un test de maximisation. Le BMP a été classé comme un agent extrêmement sensibilisateur chez le cochon d'Inde albinos (USEPA, 2009).
Irritation	Irritation cutanée (lapin) : très peu irritant, indice sur l'échelle de Draize de 0,125/8,0 (aucun détail de l'étude fourni) [CIBA-GEIGY Corporation, 1989]. Irritation oculaire (lapin) : très peu ou pas irritant dans deux études, indice sur l'échelle de Draize de 0/120 et de 5,0/110,0 (aucun détail de l'étude fourni) [CIBA-GEIGY Corporation, 1989].	Aucune étude n'a été recensée.	Irritation cutanée (rat ou souris) : aucune irritation observée chez les rats ou les souris (souche et sexe non précisés) sur lesquels on a appliqué du BMP dans une solution de gomme arabique à 5 % sur la peau rasée du dos (0,1 cm ³ et 0,4 cm ³ , respectivement) pendant 5 jours (USEPA, 2009). Irritation oculaire (lapin) : légère irritation de la muqueuse des yeux observée chez 2 des 6 lapins (souche et sexe non précisés) exposés à 100 mg de BMP instillés dans les yeux (USEPA, 2009).

¹ Il convient de noter que le BDTP, le BBMPP et le BMP ont été examinés par l'Environmental Protection Agency des États-Unis dans le cadre de la caractérisation préalable des dangers de la catégorie des benzotriazoles phénoliques (USEPA, 2009).

² CL₅₀, concentration létale médiane; DL₅₀, dose létale médiane; DMENO/CMENO, dose ou concentration minimale avec effet nocif observé; DMEO/CMEO, dose ou concentration minimale avec effet observé; DSENO/CSENO, dose ou concentration sans effet nocif observé.

³ Facteurs de conversion : mg/kg p.c. par jour = 0,05 x ppm dans la nourriture pour le rat, 0,13 x ppm dans la nourriture pour la souris et 0,03 x ppm dans la nourriture pour le chien, respectivement (Santé Canada, 1994).

* Les données signalées par Industrial Bio-Test Laboratories, Inc. (IBT) ont été soumis à l'Environmental Protection Agency des États-Unis, mais aucun organisme gouvernemental ne semble les avoir validées.

Tableau D2. Doses minimales avec effet^{1,2,3} chez les humains

Composé	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphénol (BDTP) [n° CAS 25973-55-1]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1-méthyl-1-phényléthyl)phénol (BBMPP) [n° CAS 70321-86-7]	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-p-crésol (BMP) [n° CAS 2440-22-4]
Paramètre			
Sensibilisation et irritation	Aucune étude n'a été recensée.	Aucune étude n'a été recensée.	Un test épicutané a été mené chez 59 sujets humains (12 hommes, 47 femmes) dans le cadre duquel on a appliqué 0,5 mL de BMP dans une solution de phthalate de diméthyle 5 %. Aucune irritation n'a été observée après la première application. Aucun signe d'irritation ou de sensibilisation n'a été noté après répétition du test (trois fois par semaine pendant trois semaines, suivis d'une exposition de provocation semblable au cours de la sixième semaine) [USEPA, 2009].

¹ Il convient de noter que le BDTP, le BBMPP et le BMP ont été examinés par l'Environmental Protection Agency des États-Unis dans le cadre de la caractérisation préalable des dangers de la catégorie des benzotriazoles phénoliques (USEPA, 2009).

² CL₅₀, concentration létale médiane; DL₅₀, dose létale médiane; DMENO/CMENO, dose ou concentration minimale avec effet nocif observé; DMEO/CMEO, dose ou concentration minimale avec effet observé; DSENO/CSENO, dose ou concentration sans effet nocif observé.

³ Facteurs de conversion : mg/kg p.c. par jour = 0,05 x ppm dans la nourriture pour le rat, 0,13 x ppm dans la nourriture pour la souris et 0,03 x ppm dans la nourriture pour le chien, respectivement (Santé Canada, 1994).