



Environnement
Canada

Environment
Canada

Programme des substances existantes

Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) – LCPE (1999)



**Suivi de l'évaluation de 1993 du risque écologique
des substances organostanniques inscrites sur la
Liste intérieure des substances du Canada**

Juin 2006

Canada 

**Suivi de l'évaluation de 1993 du risque écologique
des substances organostanniques inscrites sur la
Liste intérieure des substances du Canada**

Environnement Canada

**Ébauche
juin 2006**

Table des matières

1.0 Introduction	1
2.0 Caractérisation de la pénétration dans l'environnement	4
2.1 Utilisation des substances organostanniques.....	4
2.2 Rejets dans l'environnement	6
3.0 Exposition	8
3.1 Devenir dans l'environnement.....	8
3.1.1 Répartition dans l'environnement.....	8
3.1.2 Devenir et persistance dans l'environnement	8
3.1.3 Bioaccumulation.....	9
3.2 Concentrations dans l'environnement	11
3.2.1 Concentrations estimées	11
3.2.2 Concentrations mesurées	11
4.0 Effets.....	15
5.0 Caractérisation des risques.....	19
5.1 Substances organostanniques autres que les tributylétains, les triphénylétains et leurs précurseurs.....	19
5.2 Composés du tributylétain et du triphénylétain.....	20
5.3 Tétrabutylétain et tétraphénylétain	24
6.0 Sources d'incertitude	26
7.0 Conclusions et recommandations	27
7.1 Sous-catégories qui satisfont aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999).....	27
7.2 Sous-catégories qui ne satisfont pas aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999).....	27
7.3 Sous-catégories que l'on croit ne plus être utilisées au Canada	27
8.0 Bibliographie	29
Annexe 1. Substances organostanniques de la Liste intérieure des substances	33

1.0 Introduction

Entre août 1994 et mars 2000, le ministre de l'Environnement a reçu des avis pour neuf substances organostanniques « nouvelles » ou faisant l'objet d'une « disposition transitoire », cela en vertu du paragraphe 26(2) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* de 1988 (LCPE 1988) ou du paragraphe 81(1) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) [LCPE (1999)]. Il était proposé d'importer ou de fabriquer ces substances au Canada pour servir de stabilisants dans des produits contenant du chlorure de polyvinyle (CPV) ou pour servir d'intermédiaires dans la fabrication de stabilisants organostanniques, de fongicides ou d'agents de préservation destinés à des matériaux de construction.

Ces substances nouvelles ou faisant l'objet d'une disposition transitoire ont été évaluées et il a été conclu que les neuf substances pénétraient ou pouvaient pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une 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. On soupçonne donc que ces substances satisfont aux critères énoncés à l'alinéa 64 a) de la LCPE (1999).

Environnement Canada a produit un rapport d'évaluation général qui donne les fondements des préoccupations d'ordre environnemental à l'égard de ces neuf substances (Environnement Canada, 2006). Le rapport, dont le titre est *Risk assessment of new and transitional organotin substances*, peut être obtenu en faisant la demande au directeur de la Division des substances nouvelles d'Environnement Canada à l'adresse nsn-info@ec.gc.ca.

Le présent document a été élaboré dans le but de déterminer si les conclusions tirées pour les neuf substances organostanniques ayant fait l'objet d'avis s'appliquent aussi à d'autres substances organostanniques inscrites sur la Liste intérieure des substances (LIS).

Les substances organostanniques sont généralement représentées par la formule R_xSnL_{4-x} (où $x = 1 - 4$). Dans le cas de ces composés chimiques, « R » représente un groupement organique type, comme un méthyle, un octyle, un butyle ou un phényle, qui est lié à l'atome d'étain par une liaison de covalence carbone-étain. Les autres groupes anioniques fixés à l'étain, désignés par « L », peuvent être des halogènes (chlorure, fluorure, etc.) ou d'autres groupes organiques sulfurés ou oxygénés, comme $-SR'$, $-OR'$, $-OC(O)R'$, $-S-$, $-O-$, etc. Les composés organostanniques peuvent être mono-, di-, tri- ou tétrasubstitués selon le nombre de liaisons carbone-étain présentes dans la molécule.

La LIS du Canada compte 109 substances organostanniques dont 104 appartiennent à neuf sous-catégories, comme on peut le voir dans le tableau 1. Six autres sous-catégories, celles des tri- et tétraméthylétains, des tri- et

tétraoctylétains et des mono- et diphenylétains, sont formées de substances n'apparaissant pas sur la LIS. Ces sous-catégories ne sont pas visées par l'évaluation écologique. Le tétrabutylétain n'est pas inscrit sur la LIS, mais était l'un des neuf composés organostanniques faisant l'objet d'avis à titre de substance nouvelle ou de disposition transitoire en vertu de la LCPE (1999) et il est donc visé par le présent rapport. Les cinq substances organostanniques restantes de la LIS, à savoir : trois substances organostanniques¹ et deux UVCB² (produits de réaction de composition complexe inconnue ou variable, ou matières biologiques) n'appartiennent pas à ces sous-catégories et n'ont donc pas été examinées. Les substances organostanniques inscrites sur la LIS sont présentées dans l'annexe 1.

Tableau 1. Sous-catégories des substances organostanniques : nombre de substances apparaissant sur la LIS

	Méthylétains	Butylétains	Octylétains	Phénylétains
Mono-	13	18	2	0
Di-	15	38	8	0
Tri-	0	8	0	1
Tétra-	0	0	0	1

Les « composés organostanniques non pesticides » ont été évalués dans le cadre de la première Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP1), et il a été conclu qu'ils n'étaient pas toxiques pour l'environnement (Gouvernement du Canada, 1993). Les renseignements dont on disposait à cette époque ne permettaient pas de conclure à un risque pour la santé humaine. Santé Canada a produit par la suite un rapport de suivi de la LSIP1 sur les substances organostanniques et conclu que les composés organostanniques non pesticides ne présentaient pas de danger pour la vie ou la santé humaines (Gouvernement du Canada, 2003).

L'évaluation de la LSIP1 (Gouvernement du Canada, 1993) était axée sur les mono- et diméthylétains, les mono- et dibutylétains et les mono- et dioctylétains et la mesure de l'exposition y était fondée sur des données de surveillance. La plupart des prélèvements dans l'environnement ont été réalisés dans des ports, des ports de plaisance et des voies de navigation où l'on prévoyait une contamination par les composés du butylétain présents dans les peintures

¹ Oxyde de bis(tris(2-méthyl-2-phénylpropyl)stannane) - (n° CAS : 13356-08-6)
 3,3'-[Bis[[2-(isooctyloxy)-2-oxoéthyl]thio]stannylène]dipropionate de dibutyle (n° CAS : 63397-60-4)
 2,2',2''-[(1,1,3-Tributyldistannathiane-1-yl-3-ylidène)tris(thio)]triacétate de triisooctyle (n° CAS : 33703-04-7)

² Oléate de 2-mercaptoéthyle, produits de réaction avec le dichlorodiméthylstannane, le sulfure de sodium (Na₂S) et le trichlorométhylstannane (n° CAS : 68442-12-6, UVCB)
 Dibutylbis(pentadécyloxy)stannane ramifié (n° CAS : 68512-27-6, UVCB)

antialissures. Il a été déterminé que les concentrations moyennes des composés organostanniques non pesticides dans ces eaux étaient inférieures aux seuils estimés donnant lieu à un effet pour ces substances.

De nouvelles préoccupations d'ordre environnemental à l'égard des composés organostanniques sont apparues, cela pour diverses raisons. La quantité de composés organostanniques utilisés comme stabilisants du CPV s'est accrue de façon appréciable au cours des dernières années. Selon l'évaluation de la LSIP1 (Gouvernement du Canada, 1993), 1 300 tonnes de ces substances auraient été importées au Canada en 1984. Dans son évaluation des neuf substances ayant fait l'objet d'avis, Environnement Canada (2006) a estimé que quelque 400 tonnes de stabilisants à l'étain pourraient être utilisées chaque année à une seule installation. Le rinçage des contenants de transport, des réservoirs d'entreposage et des conduites de transvasement a été mentionné par Environnement Canada (2006) comme pouvant être une source appréciable de rejets de substances organostanniques dans l'environnement. En outre, des études de toxicité récentes indiquent que certaines substances organostanniques sont plus toxiques pour les organismes aquatiques vulnérables que l'on ne l'avait cru. Enfin, la possibilité que des substances persistantes et bioaccumulables aient des effets nuisibles dans l'environnement a donné lieu à d'autres préoccupations. Dans le cas de ces substances, les essais classiques de toxicité à court terme en laboratoire ont des limites et l'application des méthodes d'évaluation fondées sur le quotient de risque présente des incertitudes.

Le présent document met surtout l'accent sur le milieu d'eau douce car les substances organostanniques visées par le rapport sont surtout utilisées à des fins autres que la lutte antiparasitaire et leurs rejets se limitent sans doute aux eaux douces. Des renseignements obtenus pour les milieux marins et estuariens sont cependant parfois utilisés, notamment pour l'examen de la persistance et de la bioaccumulation de ces substances.

La démarche adoptée pour la présente évaluation est celle des groupes et une conclusion a été tirée pour chaque sous-catégorie de composés organostanniques contenant des substances inscrites sur la LIS ainsi que pour le tétrabutylétain.

2.0 Caractérisation de la pénétration dans l'environnement

2.1 Utilisation des substances organostanniques

Les mono- et dialkylétains (méthyl-, butyl- et octylétains) servent surtout de stabilisants du CPV. Environ 70 % de la production mondiale annuelle totale de composés organostanniques non pesticides est destinée à cet usage (Lytle *et al.*, 2003). Les composés organostanniques soufrés rendent le CPV plus stable à la chaleur et les composés organostanniques non soufrés (p. ex., les carboxylates) le rendent plus résistant à la lumière et à l'altération atmosphérique. Certains mono- et dialkylétains (p. ex., le trichlorure de butylétain et le dichlorure de diméthylétain) sont aussi utilisés pour appliquer des revêtements d'oxyde d'étain transparents et durables sur des bouteilles de verre réutilisables. Certains dialkylétains servent de catalyseurs pour la production de divers polymères et esters. À l'échelle mondiale, les dialkylétains servent de stabilisants d'huiles lubrifiantes, du peroxyde d'hydrogène et de polyoléfinés (Gitlitz et Moran, 1983). Les dioctylétains sont généralement utilisés comme additifs pour des produits de CPV servant à l'emballage d'aliments.

Les tétraalkylétains servent surtout d'intermédiaires pour la synthèse d'autres substances organostanniques (Gitlitz et Moran, 1983).

Certains types de composés organostanniques sont utilisés comme pesticides. Des dialkylétains servent d'agents anthelminthiques pour lutter contre des vers parasites de la volaille (Gitlitz et Moran, 1983). Les trialkylétains servent surtout de biocides. Il semble que pratiquement toutes, sinon toutes, les utilisations volontaires des tributylétains au Canada soient liées à leurs propriétés pesticides. En 1999, cinq tributylétains étaient homologués à titre d'ingrédients actifs de formulations pesticides au Canada en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires*. Ces ingrédients actifs se retrouvaient dans des agents antialissures, des agents de conservation de matériaux, des agents de conservation du bois et des myxobactéricides (Maguire, 2000). L'utilisation des tributylétains dans les peintures antialissures est interdite au Canada depuis le 1^{er} janvier 2003 (Agence de réglementation des produits antiparasitaires, 2000). Au mois de mai 2005, on comptait deux tributylétains homologués en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires* qui se retrouvaient dans dix produits. Les formulations importées au Canada sans affirmation d'usage antiparasitaire et les substances fabriquées au Canada aux seules fins d'exportation ne sont pas visées par la *Loi sur les produits antiparasitaires* et tombent sous la compétence de la LCPE (1999).

Il est admis que des composés triorganostanniques existent sous forme de contaminants dans d'autres produits organostanniques du commerce. Par exemple, Environnement Canada signalait que le tributylétain pouvait être une impureté, dont la concentration pouvait atteindre 20 %, du tétrabutylétain importé

pour la synthèse de stabilisants organostanniques. Du tributylétain est aussi présent en plus faibles concentrations (jusqu'à 0,5 % environ) dans des dibutylétains.

2.2 Rejets dans l'environnement

Tel que discuté dans la section 3.1.2, des composés du méthylétain peuvent être présents dans l'environnement par suite de la méthylation naturelle de l'étain inorganique (Chau *et al.*, 1980, 1997; Weber et Alberts, 1990) ou de leurs utilisations industrielles, notamment la stabilisation du CPV (Chau *et al.*, 1997).

Les butylétains ne sont pas produits de façon biologique à partir d'étain inorganique (Maguire, 1992). Les composés du mono- et du dibutylétain sont généralement présents dans l'environnement à la suite de la dégradation du tributylétain et d'utilisations industrielles autres que l'usage pesticide, comme la stabilisation du CPV (Chau *et al.*, 1997).

Des phénylétains sont probablement présents dans les ports à cause de leur utilisation comme agents antisalissures (Chau *et al.*, 1997).

Au Canada, les plus importants rejets de composés organostanniques dans l'environnement découlant d'utilisations non pesticides résultent probablement des activités de formulation et de mélange, plus particulièrement du rejet de résidus liquides se trouvant dans les contenants de transport. Ces rejets de sources ponctuelles pourraient donner lieu localement à des concentrations appréciables de composés organostanniques dans les eaux réceptrices et les sédiments. Une enquête portant sur les pratiques de manutention des utilisateurs de stabilisants organostanniques réalisée par le Conseil du vinyle du Canada et la Tin Stabilizers Association montre que ces substances sont surtout transportées dans des bacs-citernes (semi-vrac), des wagons-citernes et des fûts, bien que l'on utilise aussi des seaux et de petits fûts. Les utilisateurs transvasent manuellement ou automatiquement les stabilisants organostanniques des contenants de transport ou d'entreposage dans les mélangeurs de formulation. Les conduites peuvent être nettoyées chaque mois ou à intervalles irréguliers, les produits de rinçage étant recyclés ou dirigés vers des installations de traitement des eaux usées avant d'être rejetés dans les eaux réceptrices.

Environnement Canada (2006) estime qu'en l'absence de pratiques de gestion quelque 0,4 kg de stabilisants organostanniques pouvaient être rejetés par jour dans l'environnement par une installation obtenant les stabilisants en fûts, mais que cette valeur pourrait être de 0,13 kg par jour dans le cas d'une installation recevant les produits en vrac ou dans des bacs-citernes. Il a été présumé que la fabrication de poudres de revêtement par mélange à sec ne donnerait pas lieu à des rejets dans l'environnement.

Tel qu'indiqué par Environnement Canada (2006), les installations utilisant des stabilisants organostanniques ont adopté des pratiques de gestion qui ont réduit les quantités pouvant être libérées dans l'environnement. Une des installations appliquant de telles mesures affirme avoir réduit à zéro ses rejets de composés

organostanniques. Le Conseil du vinyle du Canada et la Tin Stabilizers Association ont élaboré une ligne directrice pour la gestion écologique de ces stabilisants au Canada (Conseil du vinyle du Canada et Tin Stabilizers Association, 2004). Cette ligne directrice vise les sociétés qui traitent du CPV à l'aide d'un stabilisant à base d'étain. On estime que la mise en oeuvre des pratiques de la ligne directrice a permis de réduire de façon appréciable les possibilités de rejet de composés organostanniques dans l'environnement. Environnement Canada (2006) a estimé que la mise en place de telles pratiques pourrait se traduire par des rejets dans l'environnement de stabilisants organostanniques pouvant atteindre 0,0016 kg par jour et par installation.

Tel qu'indiqué plus haut, certains alkylétains sont utilisés comme catalyseurs et pour le revêtement du verre. Il semble que les quantités ainsi utilisées sont de beaucoup inférieures à celles des stabilisants de CPV, de sorte que leurs rejets possibles dans l'environnement seraient aussi beaucoup plus faibles.

3.0 Exposition

3.1 Devenir dans l'environnement

3.1.1 Répartition dans l'environnement

Les rejets dans l'environnement des composés organostanniques devraient surtout se produire dans l'eau. Les composés organostanniques à coefficient d'adsorption allant de moyen à élevé devraient se retrouver dans les sédiments et les particules en suspension dans la colonne d'eau. De façon générale, le déplacement vers l'air devrait être négligeable. Certains composés organostanniques dont la solubilité dans l'eau est faible et la pression de vapeur élevée se déplaceraient plus vers l'air, mais dans une faible mesure.

3.1.2 Devenir et persistance dans l'environnement

Le passage en solution dans l'eau de nombreux composés organostanniques donne lieu à la formation d'un cation organostannique, qui est hydraté ou combiné à l'anion le plus prévalent (p. ex., l'ion chlorure dans l'eau de mer). Le taux d'hydrolyse est mal connu. Il existe des incertitudes quant à la stabilité hydrolytique de la liaison étain-soufre dans les conditions naturelles. Des études ont démontré la vulnérabilité des thiolates d'étain à l'hydrolyse quand ils sont dissous dans des solvants organiques, mais on connaît mal la possibilité d'hydrolyse de ces composés chimiques dans des conditions naturelles et dans toute la gamme de pH du milieu naturel (Environnement Canada, 2006).

De façon générale, on ne croit pas que les composés organostanniques hydrolysés (groupements $R_xSn^{(4-x)+}$) soient persistants dans l'eau, leur demi-vie estimée étant inférieure à quelques mois à 20 °C, mais plus longue aux températures inférieures (Gouvernement du Canada, 1993).

Les tributylétains ne semblent pas persistants dans l'eau, mais Maguire (2000) a montré que la demi-vie de ces substances dans les sédiments variait de 0,9 à 15 ans. Viglino *et al.* (2004) ont estimé une demi-vie pour le tributylétain de 8 ± 5 ans dans la couche aérobie superficielle de sédiments du fjord du Saguenay, au Québec, et de 87 ± 17 ans dans la couche profonde anaérobie.

Une demi-vie relativement longue (3,1 ans) dans les sédiments a aussi été mentionnée pour des triphénylétains (Shim *et al.*, 1999). En outre, des concentrations élevées de triphénylétains dans des organismes des grands fonds marins ont été interprétées par Borghi et Porte (2002) comme indiquant que ces composés pouvaient persister relativement longtemps dans ces environnements.

Comme les composés organostanniques ne se déplacent généralement pas de façon appréciable vers l'air, on prévoit une faible possibilité de transport atmosphérique à longue distance.

La dégradation des composés organostanniques se produit par désalkylation séquentielle de groupes entiers de la chaîne avec intermédiaires hydroxylés plutôt que par déméthylation systématique des chaînes alkylées. Par exemple, le tributylétain est dégradé de façon biologique et abiotique par une débutylation séquentielle qui donne du dibutylétain, du monobutylétain et de l'étain inorganique dans des mélanges eau-sédiments ou de l'eau seulement (Maguire, 1992). Le tétrabutylétain et le tétraphénylétain devraient donc se dégrader selon des étapes semblables, les premiers produits de dégradation étant, respectivement, des composés du tributylétain et du triphénylétain.

La méthylation biologique de l'étain inorganique en mono-, di-, tri- ou tétraméthylétain peut se produire dans l'environnement. Les taux de méthylation sont les plus élevés dans les sédiments en anaérobiose. Les rendements signalés en composés du méthylétain sont généralement de beaucoup inférieurs à 1 %, mais un rendement total de 3,2 % (0,03 % de monométhylétain, 0,08 % de diméthylétain, 2,86 % de triméthylétain et 0,19 % de tétraméthylétain) a été signalé (Rapsomanikis *et al.*, 1987). Des composés méthylés du butylétain ont été décelés à l'occasion dans l'environnement à des concentrations relativement faibles comparativement à celle de la substance organostannique qui avait été rejetée (Maguire, 1992). Les butyl-, octyl et phénylétains ne sont pas formés par des processus naturels à partir de l'étain inorganique.

Selon ces renseignements, les composés du tributylétain et du triphénylétain satisfont au critère de la persistance dans les sédiments (demi-vie \geq 365 jours dans les sédiments) énoncé dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE (1999) [Gouvernement du Canada, 2000].

3.1.3 Bioaccumulation

Les chlorures organostanniques à chaîne courte ne devraient pas faire l'objet d'une bioaccumulation appréciable dans le biote aquatique. Les coefficients de partage octanol/eau ($\log K_{oe}$) pour le trichlorure de monobutylétain et le dichlorure de dibutylétain sont respectivement de 0,09 et de 0,05 (Gouvernement du Canada, 1993). La masse moléculaire élevée de certaines substances organostanniques devrait limiter leur bioaccumulation.

Certains composés organostanniques sont cependant bioaccumulables. Maguire (2000) a signalé des facteurs de bioconcentration (FBC) du tributylétain pouvant atteindre, en eau douce, 46 000 pour des poissons, 330 000 pour des algues et 900 000 pour des moules, et, en eau salée, 10 000 pour des bigorneaux et des huîtres, 12 000 pour la zoostère marine, 40 000 pour des crabes, 50 000 pour

des poissons, 100 000 pour des nasses et 500 000 pour des palourdes. Le log K_{oe} des tributylétains est inférieur à 5, de sorte que Maguire (2000) a conclu que cette importante bioaccumulation résultait d'un mécanisme autre qu'un simple déplacement lipophile vers des tissus adipeux, peut-être une liaison avec des protéines se liant aux métaux présentes dans le foie ou le rein. Hunziker *et al.* (2001) ont aussi conclu que les composés triorganostanniques réagissaient avec la matière biologique par déplacement hydrophobe et formation de complexes. Maguire (2000) a signalé que les concentrations relativement élevées de tributylétain dans des échantillons de tissus (jusqu'à 4 µg/g de masse humide) de divers prédateurs supérieurs prélevés partout dans le monde constituaient une preuve supplémentaire du potentiel élevé de bioaccumulation du tributylétain. Quelques indices d'une faible bioamplification du tributylétain dans les chaînes trophiques marines ont été signalés (p. ex., Takahashi *et al.*, 1997; Rouleau *et al.*, 1998; Mamelona et Pelletier, 2003). Les facteurs de bioamplification rapportés sont typiquement inférieurs à 10.

Huang *et al.* (1993) ont signalé un FBC du triphénylétain de 11 400 dans l'algue *Scenedesmus obliquus* après une exposition de 7 jours, comparativement à >33 200 pour le tributylétain. Borghi et Porte (2002) ont signalé des concentrations élevées de triphénylétain (jusqu'à 4,2 µg/g de masse humide) dans le foie de certains poissons d'eau profonde de la Méditerranée, les concentrations des mono-, di- et tributylétains s'avérant inférieures. Cela montre que le triphénylétain est bioaccumulable et suffisamment persistant pour atteindre les eaux profondes. Bien que la bioamplification des triphénylétains n'ait pas été largement étudiée, les résultats rapportés par Borghi et Porte (2002) portent à croire que ces substances pourraient faire l'objet d'une bioamplification. Ces auteurs ont estimé un facteur de bioamplification des triphénylétains s'approchant de 1 chez une espèce de poisson de la Méditerranée.

Il est à noter que plusieurs des FBC mentionnés ci-dessus reposaient sur des études effectuées sur le terrain. Par conséquent, l'expression « facteur de bioaccumulation » (FBA) serait plus adéquate que celle de FBC car ces organismes ont été exposés aux composés organostanniques présents dans l'eau, leur nourriture et les particules, et non seulement à ceux présents dans l'eau. Il est aussi à noter que les concentrations dans les tissus rapportées dans plusieurs études étaient fondées sur la masse sèche et que les FBA (ou les FBC) calculés sur la base de la masse sèche sont de plusieurs fois supérieurs à ceux signalés sur la base de la masse humide.

Selon ces renseignements, les composés du tributylétain et du triphénylétain satisfont aux critères de la bioaccumulation (FBA \geq 5 000 ou log $K_{oe} \geq$ 5) énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE (1999) [Gouvernement du Canada, 2000].

3.2 Concentrations dans l'environnement

3.2.1 Concentrations estimées³

La concentration dans l'environnement prévue (CEP), qui est calculée pour les mono- et dialkylétains ainsi que pour les tributylétains et le tétrabutylétain rejetés à partir des contenants de transport, des réservoirs d'entreposage et des conduites de transvasement, se situait entre $4,1 \times 10^{-4}$ et $2,0 \mu\text{g/L}$ pour un débit de réseau fluvial canadien variant de moyen à faible et en supposant une dilution instantanée (Environnement Canada, 2006).

La mise en place de pratiques de gestion adéquates dans l'ensemble de l'industrie permettrait de réduire la CEP de 8×10^{-8} à $8,1 \times 10^{-3} \mu\text{g/L}$ pour un débit de réseau fluvial canadien variant de moyen à faible (Environnement Canada, 2006).

Environnement Canada (2006) a estimé une CEP dans les sédiments de 7,8 mg/kg en masse sèche pour les tributylétains, en utilisant une méthode de partage à l'équilibre fondée sur la concentration estimée la plus élevée de tributylétain dans les eaux sus-jacentes.

3.2.2 Concentrations mesurées⁴

Chau *et al.* (1997) ont présenté les résultats d'un relevé des substances organostanniques présentes dans l'eau et les sédiments (eaux douces et marines) réalisé dans tout le Canada en 1994. Les échantillons ont été prélevés en divers lieux, notamment des ports de plaisance, des ports et des voies de navigation, ainsi que dans des endroits où des rejets appréciables de composés organostanniques pesticides (antialissures) étaient moins probables. Les résultats obtenus sont résumés dans le tableau 2 (concentrations dans les eaux douces au Canada) et le tableau 3 (concentrations dans les sédiments d'eau douce au Canada). Des composés organostanniques ont été décelés dans des eaux de surface et des sédiments partout au Canada, les concentrations les plus élevées des divers composés organostanniques étant presque toujours notées dans les ports marchands et les ports de plaisance. On croit que les butylétains trouvés dans ces endroits résultaient surtout de la dégradation de tributylétains présents dans des peintures antialissures. Tel qu'indiqué plus haut, les composés organostanniques peuvent aussi pénétrer dans l'environnement à partir d'autres sources. La concentration la plus élevée notée dans l'eau, de $0,0593 \mu\text{g}$ de diméthylétain/L, l'a été dans la rivière Welland (Ontario) en aval d'une usine de fabrication de CPV (Chau *et al.*, 1997).

³ Les concentrations estimées sont exprimées sur la base de la molécule entière, dont le groupement anionique.

⁴ Les concentrations mesurées sont exprimées après hydrolyse (p. ex., le monobutylétain) et ne comprennent pas le groupement anionique.

Tableau 2. Concentrations de diverses substances organostanniques dans les eaux douces du Canada, relevé de 1994 (Chau *et al.*, 1997)

Substance	Fréquence de détection	Gamme de concentrations (µg/L) ^a
Monométhylétain	0/89	<0,0006
Diméthylétain	10/89	<0,0006–0,0593
Monobutylétain	6/89	<0,0007–0,0220
Dibutylétain	5/89	<0,001–0,0182
Tributylétain	12/89	<0,0012–0,0434
Monooctylétain	0/89	<0,001
Dioctylétain	0/89	<0,0014
Triphénylétain	0/89	<0,0015

^aÀ l'origine, les seuils de détection et les concentrations étaient indiqués en µg Sn/L.

Tableau 3. Concentrations de diverses substances organostanniques dans les sédiments d'eau douce du Canada, relevé de 1994 (Chau *et al.*, 1997)

Substance	Fréquence de détection	Gamme de concentrations (µg/g, masse sèche) ^a
Monométhylétain	24/80	<0,0006–0,331
Diméthylétain	1/80	<0,0006–0,0068
Monobutylétain	33/80	<0,0007–0,484
Dibutylétain	43/80	<0,001–0,766
Tributylétain	42/80	<0,0012–2,38
Monooctylétain	7/80	<0,001–0,0142
Dioctylétain	6/80	<0,0014–0,0626
Triphénylétain	3/80	<0,0015–0,0576

^a À l'origine, les seuils de détection et les concentrations étaient indiqués en µg Sn/g (masse sèche).

En 1989, des restrictions ont été imposées, en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires* du Canada, à l'utilisation des tributylétains dans les peintures antisalissures. Comme on peut le voir dans les tableaux 4 et 5, les composés organostanniques ont généralement été décelés plus fréquemment et à des concentrations plus élevées dans l'eau pendant les relevés effectués de 1982 à 1985, avant l'imposition des restrictions, qu'ils ne l'ont été en 1994.

Tableau 4. Concentrations de diverses substances organostanniques dans les eaux douces au Canada, relevés de 1982 à 1985 (Chau *et al.*, 1997; données sur l'octylétain tirées de Gouvernement du Canada, 1993)

Substance	Fréquence de détection	Gamme de concentrations (µg/L) ^a
Monométhylétain	32/216	<0,003–1,22
Diméthylétain	27/216	<0,004–0,4
Monobutylétain	65/253	<0,003–8,481
Dibutylétain	67/253	<0,004–7,3
Tributylétain	64/253	<0,005–5,703
Monooctylétain	0/275	<0,02
Dioctylétain	0/275	<0,03

^a À l'origine, les seuils de détection et les concentrations étaient indiqués en µg Sn/L.

Tableau 5. Concentrations de diverses substances organostanniques dans les sédiments d'eau douce au Canada, relevés de 1982 à 1985 (Chau *et al.*, 1997)

Substance	Fréquence de détection	Gamme de concentrations ($\mu\text{g/g}$, masse sèche) ^a
Monométhylétain	3/163	<0,003–0,146
Diméthylétain	1/163	<0,004–0,213
Monobutylétain	43/219	<0,001–7,0
Dibutylétain	49/219	<0,002–1,136
Tributylétain	63/219	<0,002–3,119

^a À l'origine, les seuils de détection et les concentrations étaient indiqués en $\mu\text{g Sn/g}$ (masse sèche).

4.0 Effets

Il est généralement admis que la toxicité des composés organostanniques pour les organismes aquatiques résulte de l'exposition au groupement $R_xSn^{(4-x)+}$ et qu'elle est largement indépendante du groupement anionique (Maguire, 1992). Comme on peut le voir dans le tableau 6, cette règle générale comporte quelques exceptions. Dans le cas de la toxicité aiguë pour le médaka, *Oryzias latipes*, le maléate de dibutylétain est moins toxique que l'oxyde, le diacétate et le dilaurate de dibutylétain. Des essais biologiques portant sur les diatomées *Skeletonema costatum* et *Thalassiosira pseudonana* ont montré une diminution de la toxicité du dibutylétain dans l'ordre du diacétate, du dichlorure et du difluorure.

Les données de toxicité pour certaines substances organostanniques sont présentées dans Gouvernement du Canada (1993) et Maguire (1992). Une recherche a été effectuée en janvier 2003 dans la base de données ECOTOX dans le but de trouver des données sur la toxicité pour les organismes aquatiques des substances organostanniques inscrites sur la LIS du Canada. Les résultats obtenus pour la toxicité pour les organismes les plus vulnérables sont présentés dans le tableau 7 pour diverses sous-catégories de substances organostanniques.

Les données de toxicité présentées dans le tableau 7 ne sont pas nécessairement les mêmes que celles utilisées pour l'évaluation des neuf composés organostanniques nouveaux ou faisant l'objet d'une disposition transitoire. Environnement Canada (2006) a examiné les données de toxicité des substances qui étaient les plus apparentées aux neuf substances évaluées tandis que les données du tableau 7 correspondent aux toxicités les plus élevées notées pour les sous-catégories de substances organostanniques.

Tableau 6. Toxicité pour les organismes aquatiques de certaines substances organostanniques à groupements anioniques différents

Substance	Organisme	Critère	Valeur (µg/L) ^a	Références
Oxyde de dibutylétain	médaka	CL ₅₀ - 48 h	1 000	Nagase <i>et al.</i> , 1991
Diacétate de dibutylétain	médaka	CL ₅₀ - 48 h	2 000	Nagase <i>et al.</i> , 1991
Dilaurate de dibutylétain	médaka	CL ₅₀ - 48 h	2 000	Nagase <i>et al.</i> , 1991
Dichlorure de dibutylétain	médaka	CL ₅₀ - 48 h	4 700	Nagase <i>et al.</i> , 1991
Maléate de dibutylétain	médaka	CL ₅₀ - 48 h	8 000	Nagase <i>et al.</i> , 1991
Diacétate de dibutylétain	<i>Skeletonema costatum</i> (diatomée)	CE ₅₀ - 72 h (croissance)	20	Walsh <i>et al.</i> , 1985
Dichlorure de dibutylétain	<i>Skeletonema costatum</i> (diatomée)	CE ₅₀ - 72 h (croissance)	40	Walsh <i>et al.</i> , 1985
Difluorure de dibutylétain	<i>Skeletonema costatum</i> (diatomée)	CE ₅₀ - 72 h (croissance)	60	Walsh <i>et al.</i> , 1985
Diacétate de dibutylétain	<i>Thalassiosira pseudonana</i> (diatomée)	CE ₅₀ - 72 h (croissance)	80	Walsh <i>et al.</i> , 1985
Dichlorure de dibutylétain	<i>Thalassiosira pseudonana</i> (diatomée)	CE ₅₀ - 72 h (croissance)	160	Walsh <i>et al.</i> , 1985
Difluorure de dibutylétain	<i>Thalassiosira pseudonana</i> (diatomée)	CE ₅₀ - 72 h (croissance)	240	Walsh <i>et al.</i> , 1985

^a Concentration exprimée en µg de dibutylétain/L.

Tableau 7. Résumé de la toxicité de diverses substances organostanniques pour les organismes d'eau douce les plus vulnérables

	Méthylétains (µg/L)	Butylétains (µg/L)	Octylétains (µg/L)	Phénylétains (µg/L)
Mono-	178	16	>234	S.O.
Di-	756	13	4,1	S.O.
Tri-	S.O.	0,01	S.O.	0,209
Tétra-	S.O.	45	S.O.	398

Dans le cas des monométhylétains, l'organisme d'eau douce le plus vulnérable est l'algue verte *Scenedesmus obliquus* avec une CE₅₀-96 h (croissance) pour le trichlorométhylstannane de 178 µg/L (Huang *et al.*, 1996).

Pour les diméthylétains, l'organisme d'eau douce le plus vulnérable est *Scenedesmus obliquus* avec une CE₅₀-96 h (croissance) pour le dichlorodiméthylstannane de 756 µg/L (Huang *et al.*, 1993).

Dans le cas des monobutylétains, l'organisme d'eau douce le plus vulnérable est le cladocère *Daphnia magna* avec une concentration maximale acceptable de toxique (CMAT) de 16 µg/L pour le 4-butyl-10-éthyl-4-[[2-[2-éthylhexyl)oxy]-2-oxoéthyl]thio]-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatétradécanoate de 2-éthylhexyle (d'après une étude parrainée par le Organotin Environmental Programme et citée dans Environnement Canada, 2006).

Dans le cas des dibutylétains, l'organisme d'eau douce le plus vulnérable est *Daphnia magna*, avec une CE₅₀-48 h de 13 µg/L pour le 4,4-dibutyl-10-éthyl-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatétradécanoate de 2-éthylhexyle (IUCLID, 2002a). Une concentration sans effet observé (CSEO) de 21 jours de 8 µg/L pour le dichlorure de dibutylétain a été signalée pour *Daphnia magna* (Analytical Bio-Chemistry Laboratories, 1990).

Il est à noter que le tributylétain peut être présent sous forme d'impuretés dans des formulations de dibutylétain du commerce et, sans doute, de laboratoire et peut ainsi accroître de façon appréciable la toxicité de ces formulations. Ainsi, Lytle *et al.* (2003) ont signalé que la présence d'aussi peu que 0,1 % de tributylétain sous forme d'impuretés pouvait influencer de façon appréciable sur la toxicité mesurée de dibutylétains. Les auteurs sont d'avis qu'il pourrait ne pas être possible de réduire la teneur des impuretés des dibutylétains à une valeur de beaucoup inférieure à 0,1 %.

Dans le cas des tributylétains, l'organisme d'eau douce le plus vulnérable est le guppy, *Poecilia reticulata*, avec une CSEO de 90 jours de 0,01 µg/L pour l'hexabutylidistannoxane (Becker, 1992; données présentées dans ECOTOX). La concentration minimale avec effet observé (CMEO) de 110 jours chez des

alevins vésiculés de la truite arc-en-ciel, *Oncorhynchus mykiss*, était de 0,173 µg/L pour le chlorure de tributylétain, l'effet étant une augmentation de la mortalité et une réduction de la résistance à *Aeromonas* (de Vries *et al.*, 1991). Le phénomène de « l'imposex » (imposition de caractères sexuels mâles à des femelles) a été signalé chez des nasses, *Nucella lapillus*, un gastéropode marin, à des concentrations de tributylétain de 0,001 µg/L, la stérilisation des femelles apparaissant à 0,007 – 0,012 µg/L (Bryan *et al.*, 1988; Gibbs *et al.*, 1988). Shimasaki *et al.* (2003) ont indiqué que l'oxyde de tributylétain provoquait une inversion sexuelle chez des femelles (génétiques) de la plie japonaise, *Paralichthys olivaceus*, qui présentaient un phénotype mâle après exposition à la substance présente dans leur nourriture à des concentrations de 0,1 µg/g (25,7 % d'inversion sexuelle) et de 1,0 µg/g (31,1 % d'inversion sexuelle). Dans les sédiments, la CL₅₀-21 jours du chlorure de tributylétain pour la croissance de l'éphémère *Hexagenia* spp. était de 1,5 µg/g de masse sèche (Day *et al.*, 1998). Cela est cohérent avec l'observation faite par Meador (2000) selon laquelle des effets chroniques sur le benthos pouvaient apparaître à des concentrations de tributylétain de la gamme de 0,1–1 µg/g (masse sèche) de sédiments. Selon Meador (2000), la toxicité du tributylétain pourrait s'expliquer par divers modes d'action particuliers, dont une perturbation endocrinienne et des perturbations de la production d'énergie, du système enzymatique P-450 et du métabolisme de l'hème.

Dans le cas du tétrabutylétain, l'organisme d'eau douce le plus vulnérable est le méné tête-de-boule, *Pimephales promelas*, avec une CL₅₀-96 h de 45 µg/L (Geiger *et al.*, 1990; données présentées dans ECOTOX).

Pour les monoocylétains, une CL₅₀-48 h >234 µg/L de trichlorure de monoocylétain pour *Daphnia magna* est le seul résultat d'étude qui a été relevé (Schering AG, 1998).

Pour les dioctylétains, l'organisme d'eau douce le plus vulnérable est *Daphnia magna*, avec une CL₅₀-48 h de 4,1 µg/L pour le dichlorure de dioctylétain (Steinhauser *et al.*, 1985).

Pour les triphénylétains, l'organisme d'eau douce le plus vulnérable est l'alevin vésiculé de la truite arc-en-ciel avec une CMEO de 110 jours de 0,209 µg/L pour le chlorure de triphénylétain, l'effet étant une augmentation de la mortalité, un épuisement du glycogène hépatique et une diminution de la résistance à *Aeromonas* (de Vries *et al.*, 1991). La recommandation canadienne pour la qualité des eaux s'appliquant à la protection de la vie aquatique d'eau douce est de 0,022 µg/L (CCME, 1999).

Dans le cas du tétraphénylétain, une CL₅₀-48 h de 398 µg/L pour le médaka, *Oryzias latipes*, est le seul résultat d'étude qui a été relevé (Nagase *et al.*, 1991).

5.0 Caractérisation des risques

Pour ses évaluations environnementales des substances organostanniques ayant fait l'objet d'avis entre août 1994 et mars 2000, Environnement Canada a utilisé des estimations des taux de rejets dans l'eau et des facteurs d'évaluation prudents pour le calcul des concentrations estimées préoccupantes. Il a été conclu que les concentrations de ces substances dans l'eau et les sédiments pourraient être suffisamment élevées pour nuire à des organismes. Par conséquent, les substances ayant fait l'objet d'avis sont soupçonnées d'être toxiques en vertu de l'alinéa 64 a) de la LCPE (1999) [Environnement Canada, 2006].

Environnement Canada (2006) a noté que l'application de pratiques de gestion efficaces dans les installations où l'on utilise des stabilisants aux organostanniques permettrait de réduire les rejets de ces substances à des valeurs non préoccupantes pour l'environnement.

À cause de préoccupations particulières ayant trait aux substances persistantes et bioaccumulables, le potentiel des composés du tributylétain et du triphénylétain de nuire à l'environnement a fait l'objet d'une évaluation distincte. La possibilité que le tétrabutylétain et le tétraphénylétain nuisent à l'environnement a aussi été évaluée séparément car ils peuvent, respectivement, être les précurseurs de composés du tributylétain et du triphénylétain.

5.1 Substances organostanniques autres que les tributylétains, les triphénylétains et leurs précurseurs

Le tableau 8 présente les rapports des CEP aux concentrations sans effet prévues (CSEP) calculés à partir des données de toxicité pour les organismes pélagiques présentées dans la section 4 et des CEP fondées sur la concentration prévue la plus élevée obtenue au moment des évaluations des composés organostanniques nouveaux ou faisant l'objet d'une disposition transitoire (section 3.2.1). L'utilisation présumée est celle de stabilisants du CPV. La quantité de composés organostanniques utilisés pour la catalyse ou le revêtement du verre est jugée de beaucoup inférieure à celle utilisée pour les stabilisants du CPV, de sorte que les CEP et les rapports CEP/CSEP résultant de ces utilisations seraient passablement inférieurs aux valeurs du tableau 8. Dans ce tableau et les tableaux suivants, les valeurs de toxicité sont qualifiées de valeurs critiques de la toxicité, ou VCT. De façon générale, les CSEP sont calculées en divisant les VCT par des facteurs d'évaluation (100 pour les critères de létalité aiguë et 10 pour les critères de la CE₅₀ chez les algues et des effets chroniques). Selon cette méthode, les mono- et dibutylétains et les dioctylétains présentent des rapports CEP/CSEP supérieurs à 1, ce qui indique un potentiel d'effet nocif.

Tableau 8. Rapports CEP/CSEP pour diverses substances organostanniques d'après les concentrations dans l'environnement les plus élevées prévues pour les composés organostanniques nouveaux ou faisant l'objet d'une disposition transitoire^a

	CEP (µg/L)	VCT (µg/L)	CSEP (µg/L)	CEP/CSEP
Monométhylétains	2,0	178	18	0,1
Diméthylétains	2,0	756	76	0,03
Monobutylétains	2,0	16	1,6	1,3
Dibutylétains	2,0	13	0,13	15
Monooctylétains	2,0	>234	>2,34	<0,9
Diocetylétains	2,0	4,1	0,04	50

^a Dans ce tableau, les VCT et les CSEP sont exprimées en composés hydrolysés, sans le groupement anionique, tandis que les CEP sont exprimées sous la forme de la molécule entière, qui comprend le groupement anionique. Les CEP exprimées sous forme de composés hydrolysés sont donc inférieures de sorte que les rapports CEP/CSEP sont aussi inférieurs.

Comme on peut le voir dans le tableau 9, la mise en place dans l'ensemble de l'industrie de pratiques de gestion pour l'utilisation des stabilisants du CPV donne lieu à une CEP inférieure (section 3.2.1) qui a pour effet de réduire à moins de 1 les rapports CEP/CSEP. Des résultats semblables sont obtenus lorsque les CEP sont fondées sur les concentrations maximales mesurées dans les eaux de surface canadiennes présentées dans le tableau 2.

Tableau 9. Rapports CEP/CSEP pour diverses substances organostanniques d'après les concentrations dans l'environnement les plus élevées prévues pour les composés organostanniques nouveaux ou faisant l'objet d'une disposition transitoire lorsque des pratiques de gestion sont appliquées dans l'ensemble de l'industrie^a

	CEP (µg/L)	VCT (µg/L)	CSEP (µg/L)	CEP/CSEP
Monométhylétains	0,008	178	18	0,0004
Diméthylétains	0,008	756	76	0,0001
Monobutylétains	0,008	16	1,6	0,005
Dibutylétains	0,008	13	0,13	0,06
Monooctylétains	0,008	>234	>2,34	<0,003
Diocetylétains	0,008	4,1	0,04	0,2

^aDans ce tableau, les VCT et les CSEP sont exprimées en composés hydrolysés, sans le groupement anionique, tandis que les CEP sont exprimées sous la forme de la molécule entière, qui comprend le groupement anionique. Les CEP exprimées sous forme de composés hydrolysés sont donc inférieures de sorte que les rapports CEP/CSEP sont aussi inférieurs.

5.2 Composés du tributylétain et du triphénylétain

Les composés du tributylétain et du triphénylétain satisfont aux critères de la persistance et de la bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la*

persistance et la bioaccumulation de la LCPE (1999) [Gouvernement du Canada, 2000].

Des substances aussi persistantes et bioaccumulables sont sources de préoccupations particulières. Bien que les données scientifiques actuelles ne permettent pas de prévoir avec exactitude les effets écologiques à long terme de ces substances, il est généralement admis qu'elles pourraient avoir des incidences graves et peut-être irréversibles. Il faut donc appliquer une démarche préventive et proactive à leur évaluation afin de garantir que de tels dommages ne se produisent pas.

Le fait qu'une substance soit persistante et bioaccumulable peut constituer en soi un indice appréciable de son potentiel d'effets nocifs pour l'environnement. Les substances persistantes demeurent dans l'environnement pendant de longues périodes, ce qui accroît la probabilité et la durée de l'exposition. Les substances persistantes pouvant faire l'objet d'un transport à grande distance sont particulièrement préoccupantes car elles peuvent donner lieu à une contamination régionale de faible intensité. Les rejets de quantités extrêmement faibles de substances persistantes et bioaccumulables peuvent se traduire par des concentrations relativement élevées dans des organismes répartis sur de grandes superficies. Les substances fortement bioaccumulables et persistantes peuvent aussi faire l'objet d'une bioamplification dans la chaîne alimentaire, ce qui se traduit par des expositions par voie interne particulièrement élevées chez les prédateurs de niveau supérieur. Comme elles sont largement répandues, plusieurs substances persistantes et bioaccumulables peuvent se retrouver simultanément dans les tissus d'organismes, ce qui accroît la probabilité et la sévérité d'effets nuisibles.

D'autres facteurs peuvent accroître les préoccupations à l'égard du potentiel d'effets nocifs pour l'environnement des substances persistantes et bioaccumulables. Ainsi, on s'inquiète particulièrement des substances qui peuvent être nocives pour des organismes à des concentrations relativement faibles ou qui présentent des modes d'action toxique particuliers (autres que la narcose). Le fait qu'une substance n'existe pas naturellement dans l'environnement peut aussi indiquer un potentiel élevé de toxicité car les organismes n'ont eu que très peu de temps pour élaborer des stratégies d'atténuation des effets de l'exposition. Les études de surveillance montrent que le fait qu'une substance soit largement répandue dans l'environnement ou que ses concentrations aient augmenté avec le temps est un indice de potentiel d'exposition élevé. Le fait qu'une substance soit utilisée à plusieurs endroits au Canada en quantités allant de moyennes à élevées (plus de 1 000 kg/an) ou que les quantités utilisées soient en augmentation peut aussi être un indice d'un potentiel d'exposition appréciable.

Chacun des groupes de faits mentionnés ci-dessus est utilisé pour l'examen des composés du tributylétain et du triphénylétain présenté dans le tableau 10.

Tableau 10. Évaluation des indicateurs du potentiel des tributylétains et des triphénylétains à être nuisibles pour l'environnement

Indicateur	Évaluation	
	Tributylétains	Triphénylétains
Persistance (telle que définie dans le Règlement de la LCPE (1999))	Les tributylétains sont persistants dans les sédiments ($t_{1/2} = 0,9-15$ ans). Le potentiel de transport à grande distance est cependant limité car ils ne sont pas persistants dans l'eau et ne se déplacent pas vers l'air.	Les triphénylétains sont persistants dans les sédiments ($t_{1/2} = 3,1$ ans). Le potentiel de transport à grande distance est cependant limité car ils ne sont pas persistants dans l'eau et ne se déplacent pas vers l'air.
Bioaccumulation (telle que définie dans le Règlement de la LCPE (1999))	Les tributylétains sont fortement bioaccumulables, des FBA pouvant atteindre 900 000 ayant été signalés. Les concentrations dans les tissus des prédateurs supérieurs sont aussi élevées (jusqu'à 4 µg/g de masse humide). Des données limitées d'une faible bioamplification ont été rapportées pour certaines chaînes alimentaires marines.	Les triphénylétains sont fortement bioaccumulables, des FBC pouvant atteindre 11 400 ayant été signalés. Les concentrations dans les tissus des poissons d'eau profonde sont aussi élevées (jusqu'à 4,2 µg/g de masse humide). Bien que les données soient très rares, les triphénylétains pourraient présenter un certain potentiel de bioamplification.
Toxicité inhérente	Les tributylétains sont toxiques à faibles concentrations. Ainsi, la CSEO signalée pour le guppy est de 0,01 µg/L. Il peut aussi exister divers modes particuliers d'action toxique, dont la perturbation endocrinienne.	Les triphénylétains sont toxiques à faibles concentrations. Ainsi, la CMEO signalée pour des alevins vésiculés de la truite arc-en-ciel (mortalité) est de 0,209 µg/L.
Présence à l'état naturel	Les tributylétains ne sont pas des substances présentes à l'état naturel.	Les triphénylétains ne sont pas des substances présentes à l'état naturel.
Quantités utilisées	Huit composés du tributylétain sont inscrits sur la LIS. Un tributylétain faisant l'objet d'une disposition transitoire est déclaré être fabriqué en quantités moyennes (150 000 kg/an) dans une installation canadienne pour être exporté.	Un composé du triphénylétain est inscrit sur la LIS. Il semble que cette substance ne soit plus dans le commerce au Canada.
Présence généralisée	Des tributylétains ont été décelés dans les eaux de surface et les sédiments dans tout le Canada, mais les concentrations ont diminué depuis que leur utilisation dans les peintures antisalissures au Canada a fait l'objet de restrictions en 1989.	Des triphénylétains n'ont pas été décelés dans les eaux de surface au Canada, mais l'ont été dans des échantillons de sédiments en Colombie-Britannique, en Ontario et en Nouvelle-Écosse.

Les quotients de risque peuvent être utilisés pour indiquer le potentiel d'effets nuisibles pour l'environnement des substances persistantes et bioaccumulables, mais cette méthode aurait sans doute pour effet de sous-estimer le risque. Par exemple, lorsqu'un état d'équilibre n'a pas été atteint dans l'environnement et que les concentrations sont constamment en hausse, les CEP seront trop

faibles. En outre, les CSEP pourraient être trop élevées à cause de la longue période nécessaire pour atteindre l'état d'équilibre et de l'absence d'exposition par consommation d'aliments au cours des essais de toxicité de laboratoire qui sont normalement faits à court terme. Par conséquent, les quotients de risque pour les substances persistantes et bioaccumulables sont souvent estimés de façon plus prudente en appliquant notamment un facteur d'évaluation supplémentaire de 10 à la CSEP.

Des quotients de risque pour les tributylétains ont quand même été calculés à des fins de comparaison. Des rapports CEP/CSEP pour les composés du tributylétain, basés sur des CEP obtenues par modélisation ou mesurées dans l'eau et les sédiments, sont présentés dans le tableau 11. La recommandation canadienne pour la qualité des eaux s'appliquant à la protection de la vie aquatique d'eau douce est de 0,008 µg/L (CCME, 1999) et a été utilisée comme CSEP pour les tributylétains dans l'eau. L'organisme benthique le plus vulnérable signalé est l'éphémère, *Hexagenia* spp., pour laquelle la Cl_{50-21} jours (croissance) était de 1,5 mg de tributylétain/kg de masse sèche. La division de cette valeur de toxicité par un facteur d'évaluation de 100 (10 pour extrapoler d'aiguë à chronique la concentration sans effet, et 10 pour tenir compte de l'extrapolation des conditions de laboratoire aux conditions sur le terrain et de la variabilité intra et interspécifique) donne une CSEP chronique de 0,015 mg/kg (masse sèche) pour les tributylétains dans les sédiments. Bien qu'un facteur d'évaluation supplémentaire de 10 n'ait pas été utilisé pour obtenir ces CSEP, tous les quotients de risque présentés dans le tableau 11 sont nettement supérieurs à 1.

Tableau 11. Rapports CEP/CSEP pour les tributylétains

	CEP	VCT	CSEP	CEP/CSEP
Eau : CEP modélisée ^a	0,22 µg/L	–	0,008 µg/L	28
Eau : CEP mesurée ^b	0,043 µg/L	–	0,008 µg/L	5,4
Sédiments : CEP modélisée ^a	7,8 mg/kg masse sèche	1,5 mg/kg masse sèche	0,015 mg/kg masse sèche	520
Sédiments : CEP mesurée ^b	2,4 mg/kg masse sèche	1,5 mg/kg masse sèche	0,015 mg/kg masse sèche	160

^a Concentrations dans l'environnement les plus élevées prévues pour les tributylétains nouveaux ou faisant l'objet d'une disposition transitoire et associés à la fabrication chimique, exprimées en tributylétain hydrolysé.

^b Concentrations les plus élevées mesurées au Canada (tableaux 2 et 3).

Il est conclu, sur la base des divers groupes de faits présentés plus haut, que les composés du tributylétain et du triphénylétain peuvent être nuisibles pour l'environnement. Par ailleurs, on croit que les triphénylétains ne sont pas actuellement utilisés au Canada.

5.3 Tétrabutylétain et tétraphénylétain

Tel qu'indiqué dans la section 3.1.2, et comme pour la plupart des autres composés organostanniques, on ne croit pas que le tétrabutylétain et le tétraphénylétain soient persistants dans l'environnement. Le tétrabutylétain devrait se dégrader en tributylétains par le retrait de l'un des groupements alkyle rattachés à l'atome d'étain. Le tétraphénylétain devrait se dégrader en triphénylétains par une réaction semblable. À titre de précurseurs de composés persistants et bioaccumulables pouvant être nuisibles à l'environnement, le tétrabutylétain et le tétraphénylétain sont eux-mêmes considérés comme pouvant être nuisibles.

Il existe des données permettant d'évaluer, par une méthode de quotient, les risques pour les organismes pélagiques d'une exposition directe au tétrabutylétain. On obtient une CEP de 1,2 µg/L en se fondant sur la concentration la plus élevée de tétrabutylétain prévue au moment des évaluations des composés organostanniques nouveaux ou faisant l'objet d'une disposition transitoire connexe à leur utilisation comme intermédiaires chimiques (Environnement Canada, 2006). On obtient une CSEP de 0,45 µg/L en divisant par un facteur d'évaluation de 100 la VCT aiguë de 45 µg de tétrabutylétain/L (tableau 7). Selon ces données, le rapport CEP/CSEP est de 2,7, ce qui porte à croire à un certain potentiel de nocivité pour les organismes pélagiques.

Il est conclu, sur la base des divers groupes de faits présentés plus haut, que le tétrabutylétain et le tétraphénylétain peuvent être nuisibles pour l'environnement. Par ailleurs, on croit que le tétraphénylétain n'est pas actuellement utilisé au Canada.

6.0 Sources d'incertitude

Les concentrations prévues de composés organostanniques dans l'eau et les sédiments, fondées sur les utilisations, les taux de rejet et l'efficacité de traitement, sont de beaucoup supérieures à celles signalées dans le relevé de 1994. Il faut cependant noter que le relevé portait sur des ports marchands, des ports de plaisance et des voies de navigation et il est fort possible que les prélèvements aient été réalisés dans les zones où les rejets industriels de ces substances étaient les plus élevés.

Il n'existe pas de valeurs expérimentales de K_{oe} pour la plupart des composés organostanniques, ce qui rend incertaines les estimations de la bioaccumulation et du déplacement vers les sédiments. Il peut être extrêmement difficile, sinon impossible, de déterminer des valeurs de K_{oe} pour les substances organostanniques qui sont pratiquement insolubles dans l'eau car la présence d'une très petite quantité ($\ll 1\%$) d'une impureté plus soluble dans l'eau accroît de façon appréciable la quantité d'étain dans la phase aqueuse (IUCLID, 2002b). Les valeurs estimées de K_{oe} peuvent ne pas être exactes dans le cas des substances organostanniques qui s'hydrolysent rapidement, et l'hydrolyse de ces substances est controversée (Environnement Canada, 2006).

Des composés organostanniques de plusieurs sous-catégories ont été décelés dans les sédiments, mais les études de la toxicité des sédiments ont été limitées au tributylétain.

7.0 Conclusions et recommandations

7.1 Sous-catégories qui satisfont aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999)

Les **tributylétains** sont nocifs à faibles concentrations pour un grand nombre d'organismes aquatiques. Leur présence dans l'environnement résulte surtout d'activités humaines. Il a été montré qu'ils provoquaient l'apparition de caractères sexuels mâles chez des femelles de certains gastéropodes marins et semblent pouvoir induire une inversion de sexe chez certains poissons marins. Les concentrations estimées et mesurées de tributylétains en certains lieux du Canada sont suffisamment élevées pour avoir des effets nocifs sur des organismes vulnérables. En outre, les tributylétains satisfont aux critères de la persistance et de la bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE (1999). Les tributylétains sont un contaminant des formulations commerciales de tétrabutylétain et, sans doute, des formulations de dibutylétain, mais à des concentrations beaucoup plus faibles.

Le **tétrabutylétain** peut être nocif à faibles concentrations pour des organismes aquatiques vulnérables. On se préoccupe aussi du fait que cette substance puisse se dégrader en tributylétain par désalkylation et que les formulations commerciales de tétrabutylétain contiennent des quantités appréciables de tributylétain.

7.2 Sous-catégories qui ne satisfont pas aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999)

Les **monométhylétains**, les **diméthylétains**, les **monobutylétains**, les **dibutylétains**, les **monooctylétains** et les **dioctylétains** peuvent être nocifs pour les organismes aquatiques et les formulations commerciales de monobutylétain et de dibutylétain peuvent être contaminées par du tributylétain. On croit cependant que des concentrations nocives de ces substances ne seraient pas atteintes si des pratiques de gestion étaient mises en place dans l'ensemble de l'industrie pour en limiter les rejets dans l'environnement. Les rejets provenant d'autres utilisations de ces substances, qui servent de catalyseurs ou pour le revêtement du verre, ne devraient pas être appréciables si l'on se fonde sur les très petites quantités actuellement utilisées dans ces industries.

7.3 Sous-catégories que l'on croit ne plus être utilisées au Canada

Les **triphénylétains** peuvent être nocifs à faibles concentrations pour les organismes aquatiques vulnérables et ils satisfont aux critères de la persistance

et de la bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE (1999) [Gouvernement du Canada, 2000]. Leur présence dans l'environnement découle surtout d'activités humaines. On croit que ces substances ne sont plus utilisées au Canada.

Le **tétraphénylétain** peut se dégrader en triphénylétains plus dangereux. Les formulations commerciales de tétraphénylétain sont sans doute contaminées par du triphénylétain. On croit que cette substance n'est plus utilisée au Canada.

8.0 Bibliographie

Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. 2000. *Examen spécial des peintures antisalissures à base d'organoétain pour les coques de navires.*

Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Santé Canada, Ottawa (Ontario). 5 p. (Examen spécial - Annonce, 2000-01, 9 mai 2000) [cité dans Maguire, 2000].

Analytical Bio-Chemistry Laboratories. 1990. *Chronic toxicity of dibutyltin dichloride to Daphnia magna.* Étude parrainée par le Consortium of Tributyltin Manufacturers (administrateur : M&T Chemicals, Inc., Woodbridge, New Jersey). Analytical Bio-Chemistry Laboratories, Inc., Columbia, Missouri (rapport final n° 38311 d'ABC).

Becker, E. 1992. Ableitung von Qualitätszielen zum Schutz Oberirdischer Binnengewässer für Organozinnverbindungen: Dibutylzinnverbindungen, Tetrabutylzinn, Tributylzinnverbindungen, Triphenylzinnverbindungen. Umweltbundesamt, Entwurf für den BLAK QZ, Stand 26.3 (fichier de données de l'Organisation de coopération et de développement économiques) [cité dans ECOTOX, disponible à partir de <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>].

Borghi, V., et C. Porte. 2002. « Organotin pollution in deep-sea fish from the northwestern Mediterranean ». *Environ. Sci. Technol.* 36: 4224–4228.

Bryan, G.W., P.E. Gibbs et G.R. Burt. 1988. « A comparison of the effectiveness of tri-*n*-butyltin chloride and five other organotin compounds in promoting the development of imposex in the dogwhelk, *Nucella lapillus* ». *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 68: 733–744 [cité dans Maguire, 2000].

CCME. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement.* Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Manitoba).

Chau, Y.K., P.T.S. Wong, O. Kramar et G.A. Bengert. 1980. « Methylation of tin in the aquatic environment ». In : *Proceedings of the International Conference on Heavy Metals in the Environment*, Amsterdam, Septembre. 4 p. [cité dans Gouvernement du Canada, 1993].

Chau, Y.K., R.J. Maguire, M. Brown, F. Yang et S.P. Batchelor. 1997. « Occurrence of organotin compounds in the Canadian aquatic environment five years after the regulation of antifouling uses of tributyltin ». *Water Qual. Res. J. Can.* 32: 453–521.

Conseil du vinyle du Canada et Tin Stabilizers Association. 2004. *A Guideline for the Environmental Management of Tin Stabilizers in Canada.* Mai 2004. 23 p.

Day, K.E., R.J. Maguire, D. Milani et S.P. Batchelor. 1998. « Toxicity of tributyltin to four species of freshwater benthic invertebrates using spiked sediment bioassays ». *Water Qual. Res. J. Can.* 33: 111–132.

de Vries, H., A.H. Penninks, N.J. Snoeij et W. Seinen. 1991. « Comparative toxicity of organotin compounds to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) yolk sac fry ». *Sci. Total Environ.* 103: 229–243.

Environnement Canada. 2006. *Canadian Environmental Protection Act, 1999. Risk assessment of new and transitional organotin substances.* Division des substances nouvelles, Environnement Canada. Ébauche, février 2006. 39 p.

Geiger, D.L., L.T. Brooke et D.J. Call. 1990. *Acute toxicities of organic chemicals to fathead minnows (Pimephales promelas).* Vol. 5. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin–Superior, Superior, Wisconsin. p. 331 [cité dans ECOTOX, disponible à partir de <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>].

Gibbs, P.E., P.L. Pascoe et G.R. Burt. 1988. « Sex changes in the female dogwhelk, *Nucella lapillus*, induced by tributyltin from antifouling paints ». *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 68: 715–731 [cité dans Maguire, 2000].

Gitlitz, M.H. et M.K. Moran. 1983. « Tin compounds ». In : H.F. Mark, D.F. Othmer, C.G. Overberger et G.T. Seaborg (éd.), *Kirk-Othmer encyclopaedia of chemical technology.* 3^e éd. Vol. 23. J. Wiley and Sons, Toronto (Ontario). p. 42–77 [cité dans Maguire, 1992; Gouvernement du Canada, 1993].

Gouvernement du Canada. 1993. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire, Rapport d'évaluation. Composés organostanniques non pesticides.* Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada, Ottawa (Ontario). 32 p.

Gouvernement du Canada. 2000. « Règlement sur la persistance et la bioaccumulation ». *Gazette du Canada, Partie II, vol. 134, n° 7, 29 mars 2000.*

Gouvernement du Canada. 2003. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Rapport de suivi sur une substance de la LSIP1 pour laquelle il n'existait pas suffisamment de renseignements permettant de déterminer si elle était « toxique » pour la santé humaine. Composés organostanniques non pesticides.* Mai 2003.

Huang, G., Z. Bai, S. Dai et Q. Xie. 1993. « Accumulation and toxic effects of organometallic compounds on algae ». *Appl. Organomet. Chem.* 7: 373–380.

Huang, G., S. Dai et H. Sun. 1996. « Toxic effects of organotin species on algae ». *Appl. Organomet. Chem.* 10: 377–387.

Hunziker, R.W., B.I. Escher et R.P. Schwarzenbach. 2001. « pH-dependence of partitioning of triphenyltin and tributyltin between phosphatidylcholine liposomes and water ». *Environ. Sci. Technol.* 35: 3899–3904.

IUCLID. 2002a. Ensemble de données de l'IUCLID sur le 4,4-dibutyl-10-éthyl-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatétradécanoate de 3-éthylhexyle (« 3-ethylhexyl-4,4-dibutyl-10-ethyl-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatetradecanoate »). International Uniform Chemical Information Database, Bureau européen des substances chimiques (consulté le 10 septembre 2002).

IUCLID. 2002b. Ensemble de données de l'IUCLID sur le trichlorure de *n*-butylstannane (« *n*-butyltin trichloride »). International Uniform Chemical Information Database, Bureau européen des substances chimiques (consulté le 10 septembre 2002).

Lytle, T.F., C.S. Manning, W.W. Walker, J.S. Lytle et D.S. Page. 2003. « Life-cycle toxicity of dibutyltin to the sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*) and implications of the ubiquitous tributyltin impurity in test material ». *Appl. Organomet. Chem.* 17: 653–661.

Maguire, R.J. 1992. *Supporting document - environmental section. CEPA assessment of non-pesticidal organotin compounds.* Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, Burlington (Ontario). 239 p. (Rapport 92-145).

Maguire, R.J. 2000. « Review of the persistence, bioaccumulation and toxicity of tributyltin (TBT) in aquatic environments in relation to Canada's Toxic Substances Management Policy ». *Water Qual. Res. J. Can.* 35: 633–679.

Mamelona, J. et E. Pelletier. 2003. « Butyltins biomagnification from macroalgae to green sea urchin: a field assessment ». *Appl. Organomet. Chem.* 17: 759–766.

Meador, J.P. 2000. « Predicting the fate and effects to tributyltin in marine systems ». *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 166: 1–48.

Nagase, H., T. Hamasaki, T. Sato, H. Kito, Y. Yoshioka et Y. Ose. 1991. « Structure–activity relationships for organotin compounds on the red killifish, *Oryzias latipes* ». *Appl. Organometal. Chem.* 5: 91–97.

Rapsomanikis, S., O.F.X. Donard et J.H. Weber. 1987. « Methylation of tin (II) and lead (II) in sediments by carbanion donors ». *Appl. Organomet. Chem.* 1: 115–118 [cité dans Maguire, 1992].

Rouleau, C., C. Gobeil et H. Tjalve. 1998. « Pharmacokinetics and distribution of dietary tributyltin compared to those of methylmercury in the American plaice *Hippoglossoides platessoides* ». *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 171: 275–284.

Schering AG. 1998. Acute immobilization test of mono-*n*-octyltin trichloride with *Daphnia magna*. Schering AG, Berlin, Allemagne. (Rapport de recherche n° IC16).

Shim, W.J., J.R. Oh, N.S. Kim et S.H. Lee. 1999. « Contamination of butyl- and phenyltin compounds in sediment from shipyards in Korea ». *In : Treatment of Regulated Discharges from Shipyards and Drydocks*, compte rendu de séance spéciale tenue à Oceans '99, Seattle, Washington. The Marine Technology Society, Washington, D.C. p. 129–144.

Shimasaki, Y., T. Kitano, Y. Oshima, S. Inoue, N. Imada et T. Honjo. 2003. « Tributyltin causes masculinization in fish ». *Environ. Toxicol. Chem.* 22: 141–144.

Steinhauser, K.G., W. Amann, A. Spath et A. Polenz. 1985. « Investigations on the aquatic toxicity of organotin compounds ». *Vom Wasser* 65: 203–214.

Takahashi, S., S. Tanabe et T. Kubodera. 1997. « Butyltin residues in deep-sea organisms collected from Suruga Bay, Japan ». *Environ. Sci. Technol.* 31(11): 3103–3109.

Viglino, L., E. Pelletier et R. St-Louis. 2004. « Highly persistent butyltins in northern marine sediments: a long-term threat for the Saguenay Fjord (Canada) ». *Environ. Toxicol. Chem.* 23: 2673–2681.

Walsh, G.E., L.L. McLaughlan, E.M. Lores, M.K. Louie et C.H. Deans. 1985. « Effects of organotins on growth and survival of two marine diatoms, *Skeletonema costatum* and *Thalassiosira pseudonana* ». *Chemosphere* 14: 383–392.

Weber, J.H. et J.J. Alberts. 1990. « Methylation of Sn (IV) by hydroponically incubated *Spartina alternifolia* ». *Environ. Technol.* 11: 3–8 [cité dans Gouvernement du Canada, 1993].

Annexe 1. Substances organostanniques de la Liste intérieure des substances

Nom chimique	Formule moléculaire	N° CAS
Composés du monométhylétain		
Trichlorométhylstannane	CH ₃ Cl ₃ Sn	993-16-8
Diméthylthioxodistannathiane	C ₂ H ₆ S ₃ Sn ₂	33397-79-4
Tris(dodécylthio)rnéthylstannane	C ₃₇ H ₇₈ S ₃ Sn	52165-03-4
3,3',3''-[(Méthylstannylidyne)tris(thio)]tripropionate de triisooctyle	C ₃₄ H ₆₆ O ₆ S ₃ Sn	53040-42-9
2,2',2''-[(Méthylstannylidyne)tris(thio)]triacétate de triisooctyle	C ₃₁ H ₆₀ O ₆ S ₃ Sn	54849-38-6
10-Éthyl-4-[[2-[2-éthylhexyl]oxy]-2-oxoéthyl]thio]-4-méthyl-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatétradécanoate de 2-éthylhexyle	C ₃₁ H ₆₀ O ₆ S ₃ Sn	57583-34-3
Trioctanoate de (méthylstannylidyne)tris(thioéthane-2,1-diyle)	C ₃₁ H ₆₀ O ₆ S ₃ Sn	57813-62-4
Trioléate de (méthylstannylidyne)tris(thioéthylène)	C ₆₁ H ₁₁₄ O ₆ S ₃ Sn	59118-79-5
Trilaurate de (méthylstannylidyne)tris(thioéthylène)	C ₄₃ H ₈₄ O ₆ S ₃ Sn	67859-62-5
Trimyrystate de (méthylstannylidyne)tris(thioéthylène)	C ₄₉ H ₉₆ O ₆ S ₃ Sn	68928-38-1
Tris[9Z,12Z-octadéca-9,12-diénoate] de (méthylstannylidyne)tris(thioéthane-1,2-diyle)	C ₆₁ H ₁₀₈ O ₆ S ₃ Sn	68928-40-5
Tripalmitate de (méthylstannylidyne)tris(thioéthylène)	C ₅₅ H ₁₀₈ O ₆ S ₃ Sn	68928-41-6
Tridécanoate de (méthylstannylidyne)tris(thioéthane-2,1-diyle)	C ₃₇ H ₇₂ O ₆ S ₃ Sn	68928-50-7
Composés du diméthylétain		
Dichlorure de diméthylstannane	C ₂ H ₆ Cl ₂ Sn	753-73-1
Diméthylthioxostannane	C ₂ H ₆ SSn	13269-74-4
2,2'-[(Diméthylstannylène)bis(thio)]diacétate de diisooctyle	C ₂₂ H ₄₄ O ₄ S ₂ Sn	26636-01-1
3,3'-[(Diméthylstannylène)bis(thio)]dipropionate de diisooctyle	C ₂₄ H ₄₈ O ₄ S ₂ Sn	42378-34-7
(Z,Z)-1,1,3,3-Tétraméthyl-1,3-bis[(1-oxooctadéc-9-ényl)oxy]distannoxane	C ₄₀ H ₇₈ O ₅ Sn ₂	43136-18-1
Bis(dodécylthio)diméthylstannane	C ₂₆ H ₅₆ S ₂ Sn	51287-84-4
12-Éthyl-5,5-diméthyl-9-oxo-10-oxa-4,6-dithia-5-stannahexadécanoate de 2-éthylhexyle	C ₂₄ H ₄₈ O ₄ S ₂ Sn	57057-50-8
10-Éthyl-4,4-diméthyl-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatétradécanoate de 2-éthylhexyle	C ₂₂ H ₄₄ O ₄ S ₂ Sn	57583-35-4
Dioctanoate de (diméthylstannylène)bis(thioéthane-1,2-diyle)	C ₂₂ H ₄₄ O ₄ S ₂ Sn	57813-60-2
Dioélate de (diméthylstannylène)bis(thioéthylène)	C ₄₂ H ₈₀ O ₄ S ₂ Sn	67859-63-6
Bis[(9Z,12Z)-octadéca-9,12-diénoate] de (diméthylstannylène)bis(thioéthane-1,2-diyle)	C ₄₂ H ₇₆ O ₄ S ₂ Sn	67859-64-7

Nom chimique	Formule moléculaire	N° CAS
Didécanoate de (diméthylstannylène)bis(thioéthane-2,1-diyle)	C ₂₆ H ₅₂ O ₄ S ₂ Sn	67874-41-3
Dilaurate de (diméthylstannylène)bis(thioéthylène)	C ₃₀ H ₆₀ O ₄ S ₂ Sn	68928-42-7
Dimyrystate de (diméthylstannylène)bis(thioéthylène)	C ₃₄ H ₆₈ O ₄ S ₂ Sn	68928-48-3
Diméthylbis[(1-oxonéodécyl)oxy]stannane	C ₂₂ H ₄₄ O ₄ Sn	68928-76-7
Composés du monobutylétain		
Trichlorure de butylstannane	C ₄ H ₉ Cl ₃ Sn	1118-46-3
Butylhydroxyoxostannane	C ₄ H ₁₀ O ₂ Sn	2273-43-0
Butylchlorodihydroxystannane	C ₄ H ₁₁ ClO ₂ Sn	13355-96-9
Dibutyldithiodistannathiane	C ₈ H ₁₈ S ₃ Sn ₂	15666-29-2
Butyltris[(2-éthyl-1-oxohexyl)oxy]stannane	C ₂₈ H ₅₄ O ₆ Sn	23850-94-4
2,2',2''-(Butylstannylidyne)tris(thio)triacétate de triisooctyle	C ₃₄ H ₆₆ O ₆ S ₃ Sn	25852-70-4
Butylmercaptooxostannane	C ₄ H ₁₀ OSSn	26410-42-4
[(Butylthioxostannyl)thio]acétate de 2-éthylhexyle	C ₁₄ H ₂₈ O ₂ S ₂ Sn	26821-65-8
4-Butyl-10-éthyl-4-[[2-[2-éthylhexyl)oxy]-2-oxoéthyl]thio]-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatétradécanoate de 2-éthylhexyle	C ₃₄ H ₆₆ O ₆ S ₃ Sn	26864-37-9
3,3',3''-(Butylstannylidyne)tris(thio)]tripropionate de triisooctyle	C ₃₇ H ₇₂ O ₆ S ₃ Sn	36118-60-2
Trioctanoate de (butylstannylidyne)tris(thioéthylène)	C ₃₄ H ₆₆ O ₆ S ₃ Sn	59118-80-8
Trioléate de (butylstannylidyne)tris(thioéthylène)	C ₆₄ H ₁₂₀ O ₆ S ₃ Sn	67361-76-6
Tridécanoate de (butylstannylidyne)tris(thioéthane-2,1-diyle)	C ₄₀ H ₇₈ O ₆ S ₃ Sn	67874-51-5
Trimyrystate de (butylstannylidyne)tris(thioéthylène)	C ₅₂ H ₁₀₂ O ₆ S ₃ Sn	68928-34-7
Tris[(9Z,12Z)-octadéca-9,12-diénoate] de (butylstannylidyne)tris(thioéthane-1,2-diyle)	C ₆₄ H ₁₁₄ O ₆ S ₃ Sn	68928-37-0
Tripalmitate de (butylstannylidyne)tris(thioéthylène)	C ₅₈ H ₁₁₄ O ₆ S ₃ Sn	68928-39-2
Trilaurate de (butylstannylidyne)tris(thioéthylène)	C ₄₆ H ₉₀ O ₆ S ₃ Sn	68928-52-9
2,2',2''-(Butylstannylidyne)tris(thio)]triéthanol	C ₁₀ H ₂₄ O ₃ S ₃ Sn	70729-71-4
Composés du dibutylétain		
Dilaurate de dibutylstannane	C ₃₂ H ₆₄ O ₄ Sn	77-58-7
Maléate de dibutylstannane	C ₁₂ H ₂₀ O ₄ Sn	78-04-6
2,2-Dibutyldihydro-6H-1,3,2-oxathiastannin-6-one	C ₁₁ H ₂₂ O ₂ SSn	78-06-8
Dichlorure de dibutylstannane	C ₈ H ₁₈ Cl ₂ Sn	683-18-1
Oxyde de dibutylstannane	C ₈ H ₁₈ OSn	818-08-6
Di(acétate) de dibutylstannane	C ₁₂ H ₂₄ O ₄ Sn	1067-33-0
Dibutylbis(dodécylthio)stannane	C ₃₂ H ₆₈ S ₂ Sn	1185-81-5
Bis(2-éthylhexanoate) de dibutylétain	C ₂₄ H ₄₈ O ₄ Sn	2781-10-4
1,1,3,3-tétrabutyl-1,3-bis[(1-oxododécyl)oxy]distannoxane	C ₄₀ H ₈₂ O ₅ Sn ₂	3669-02-1
Dibutylthioxostannane	C ₈ H ₁₈ SSn	4253-22-9
Dibutylbis(stéaroyloxy)stannane	C ₄₄ H ₈₈ O ₄ Sn	5847-55-2

Nom chimique	Formule moléculaire	N° CAS
4,4-Dibutyl-10-éthyl-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatétradécanoate de 2-éthylhexyle	C ₂₈ H ₅₆ O ₄ S ₂ Sn	10584-98-2
Dibutylbis(octadéc-9(Z)-énoyloxy)stannane	C ₄₄ H ₈₄ O ₄ Sn	13323-62-1
Butoxydibutylchlorostannane	C ₁₂ H ₂₇ ClOSn	14254-22-9
(Z,Z)-8,8-Dibutyl-3,6,10-trioxo-2,7,9-trioxa-8-stannatridéca-4,11-diène-13-oate de méthyle	C ₁₈ H ₂₈ O ₈ Sn	15546-11-9
6,6-Dibutyl-14-éthyl-4,8,11-trioxo-5,7,12-trioxa-6-stannaoctadéca-2,9-diénoate de 2-éthylhexyle	C ₃₂ H ₅₆ O ₈ Sn	15546-12-0
(Z,Z)-6,6-dibutyl-4,8,11-trioxo-5,7,12-trioxa-6-stannaohexadéca-2,9-diénoate de butyle	C ₂₄ H ₄₀ O ₈ Sn	15546-16-4
Dibutylbis(pentane-2,4-dionato-O,O')stannane	C ₁₈ H ₃₂ O ₄ Sn	22673-19-4
4,4' -[(Dibutylstannylène)bis(oxy)]bis[4-oxoisocrotonate] de diisooctyle	C ₃₂ H ₅₆ O ₈ Sn	25168-21-2
Dibutylbis[(1-oxonéodécyl)oxy]stannane	C ₂₈ H ₅₆ O ₄ Sn	25168-22-3
2,2' -[(Dibutylstannylène)bis(thio)]diacétate de diisooctyle	C ₂₈ H ₅₆ O ₄ S ₂ Sn	25168-24-5
3,3' -[(Dibutylstannylène)bis(thio)]dipropionate de diisooctyle	C ₃₀ H ₆₀ O ₄ S ₂ Sn	26761-46-6
Dilaurate de (dibutylstannylène)bis(thioéthylène)	C ₃₆ H ₇₂ O ₄ S ₂ Sn	28570-24-3
(Z,Z)-6,6-Dibutyl-4,8,11-trioxo-5,7,12-trioxa-6-stannatétracosa-2,9-diénoate de dodécyle	C ₄₀ H ₇₂ O ₈ Sn	33466-31-8
1,1,3,3-Tétrabutyl-1,3-bis[(2-éthyl-1-oxohexyl)oxy]distannoxane	C ₃₂ H ₆₆ O ₅ Sn ₂	45314-70-3
5,5-Dibutyl-12-éthyl-9-oxo-10-oxa-4,6-dithia-5-stannaohexadécanoate de 2-éthylhexyle	C ₃₀ H ₆₀ O ₄ S ₂ Sn	53202-61-2
(Z,Z)-6,6-Dibutyl-4,8,11-trioxo-5,7,12-trioxa-6-stannaohexacos-2,9-diénoate de tétradécyle	C ₄₄ H ₈₀ O ₈ Sn	60659-60-1
(Z,Z)-6,6-Dibutyl-4,8,11-trioxo-5,7,12-trioxa-6-stannatriaconta-2,9-diénoate d'octadécyle	C ₅₂ H ₉₆ O ₈ Sn	61813-52-3
Trioléate de (butylstannylidène)tris(thioéthylène)	C ₄₈ H ₉₂ O ₄ S ₂ Sn	67361-77-7
Bis[(9Z,12Z)-octadéca-9,12-diénoate] de (dibutylstannylène)bis(thioéthane-1,2-diyle)	C ₄₈ H ₈₈ O ₄ S ₂ Sn	67859-61-4
Dimyristate de (dibutylstannylène)bis(thioéthylène)	C ₄₀ H ₈₀ O ₄ S ₂ Sn	67859-65-8
Dibutyl[N-(carboxyméthyl-N-(2-hydroxyéthyl)glycinato(2-))]stannane	C ₁₄ H ₂₇ NO ₅ Sn	68239-46-3
Dipalmitate de (dibutylstannylène)bis(thioéthylène)	C ₄₄ H ₈₈ O ₄ S ₂ Sn	68298-42-0
4,4' -[(Dibutylstannylène)bis(oxy)]bis[4-oxoisocrotonate] de diisopentadécyle	C ₄₆ H ₈₄ O ₈ Sn	68299-23-0
Didécanoate de (dibutylstannylène)bis(thioéthane-2,1-diyle)	C ₃₂ H ₆₄ O ₄ S ₂ Sn	68928-47-2
3,3' -[(Dibutylstannylène)bis(thio)]dipropionate de diisotridécyle	C ₄₀ H ₈₀ O ₄ S ₂ Sn	84896-44-6
6,6-Dibutyl-4,4,8,8-tétraéthoxy-3,5,7,9-tétraoxa-4,8-disila-6-stannaundécane	C ₂₁₀ H ₄₈ O ₈ Si ₂ Sn	87735-26-0
Dibutylétain bis(stéaryl maléate)		166432-49-1

Nom chimique	Formule moléculaire	N° CAS
Composés du tributylétain		
Oxyde de bis(tributylétain)	C ₂₄ H ₅₄ OSn ₂	56-35-9
Hydruure de tributylstannane	C ₁₂ H ₂₈ Sn	688-73-3
Chlorure de tributylétain	C ₁₂ H ₂₇ ClSn	1461-22-9
Fluorure de tributylétain	C ₁₂ H ₂₇ FSn	1983-10-4
Méthacrylate de tributylétain	C ₁₆ H ₃₂ O ₂ Sn	2155-70-6
Acide 4-oxo-4-[(tributylstannyl)oxy]but-2-énoïque	C ₁₆ H ₃₀ O ₄ Sn	4027-18-3
Salicylate de tributylstannyle	C ₁₉ H ₃₂ O ₃ Sn	4342-30-7
[(Octylsuccinyl)bis(oxy)]bis[tributylstannane]	C ₃₆ H ₇₄ O ₄ Sn ₂	67701-37-5
Composés du monoocetylétain		
2,2'2''-[(Octylstannylidyne)tris(thio)]triacétate de triisooctyle	C ₃₈ H ₇₄ O ₆ S ₃ Sn	26401-86-5
10-Éthyl-4-[[2-[2-éthylhexyl)oxy]-2-oxoéthyl]thio]-4-octyl-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatétradécanoate de 2-éthylhexyle	C ₃₈ H ₇₄ O ₆ S ₃ Sn	27107-89-7
Composés du dioctylétain		
Dilaurate de dioctylétain	C ₄₀ H ₈₀ O ₄ Sn	3648-18-8
14-Éthyl-6,6-dioctyl-4,8,11-trioxo-5,7,12-trioxa-6-stannaocadéca-2,9-diénoate de 2-éthylhexyle	C ₄₀ H ₇₂ O ₈ Sn	10039-33-5
10-Éthyl-4,4-dioctyl-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatétradécanoate de 2-éthylhexyle	C ₃₆ H ₇₂ O ₄ S ₂ Sn	15571-58-1
Maléate de dioctylstannane	C ₂₀ H ₃₆ O ₄ Sn	16091-18-2
Bis(dodécylthio)dioctylstannane	C ₄₀ H ₈₄ S ₂ Sn	22205-30-7
2,2' -[(Dioctylstannylène)bis(thio)]diacétate de diisooctyle	C ₃₆ H ₇₂ O ₄ S ₂ Sn	26401-97-8
Bis(néodécanyloxy)dioctylstannane	C ₃₆ H ₇₂ O ₄ Sn	68299-15-0
(Z,Z)-13-Méthyl-6,6-dioctyl-4,8,11-trioxo-5,7,12-trioxa-6-stannéicoso-2,9-diénoate de 1-méthyl-octyle	C ₄₂ H ₇₆ O ₈ Sn	108537-06-0
Composés du triphénylétain		
Fluorure de fentine	C ₁₈ H ₁₅ FSn	379-52-2
Composés du tétraphénylétain		
Tétraphénylstannane	C ₂₄ H ₂₀ Sn	595-90-4
Autres composés organostanniques		
Oxyde de bis(tris(2-méthyl-2-phénylpropyl)stannane)	C ₆₀ H ₇₈ OSn ₂	13356-08-6
2,2',2''-[(1,1,3-Tributyldistannathiane-1-yl-3-ylidène)tris(thio)]triacétate de triisooctyle	C ₄₂ H ₈₄ O ₆ S ₄ Sn ₂	33703-04-7
3,3'-[Bis[[2-(isooctyloxy)-2-oxoéthyl]thio]stannylène]dipropionate de dibutyle	C ₃₄ H ₆₄ O ₈ S ₂ Sn	63397-60-4
Oléate de 2-mercaptoéthyle, produits de réaction avec le dichlorodiméthylstannane, le sulfure de sodium (Na ₂ S) et le trichlorométhylstannane		68442-12-6
Dibutylbis(pentadécyloxy)stannane ramifié		68512-27-6