

Politique de gestion des substances toxiques

Justification scientifique

DIBENZOPARADIOXINES POLYCHLORÉES ET DIBENZOFURANNES POLYCHLORÉS


Substances candidates pour la gestion de la voie 1 dans le cadre de la
Politique de gestion des substances toxiques



262934

TD
196
.P65
D5114
1997
Environment Canada

Rég. Québec Biblio. Env. Canada Library



38 510 387

3615267H

Politique de gestion des substances toxiques

TD
196
. P65
D5114
1997

Justification scientifique

DIBENZOPARADIOXINES POLYCHLORÉES ET DIBENZOFURANNES POLYCHLORÉS

**Substances candidates pour la gestion de la voie 1 dans le cadre de la
Politique de gestion des substances toxiques**

Données de catalogage avant publication (Canada)

Vedette principale au titre :

Dibenzoparadioxines polychlorées et dibenzofurannes polychlorés : justification scientifique

Publ. aussi en anglais sous le titre : Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans.

En tête du titre : Politique de gestion des substances toxiques.

Comprend des références bibliographiques.

ISBN 0-662-81817-2

No de cat. En40-230/11-1997F

1. Dibenzoparadioxines polychlorées -- Aspect de l'environnement -- Canada.
 2. Dibenzofurannes polychlorées -- Aspect de l'environnement -- Canada.
 3. Dibenzoparadioxines polychlorées -- Toxicologie -- Canada.
 4. Dibenzofurannes polychlorées -- Toxicologie -- Canada.
 5. Environnement -- Surveillance -- Canada.
- I. Canada. Division de l'évaluation des produits chimiques.
II. Titre: Politique de gestion des substances toxiques.

TD196.P65P6214 1997 363.17'91 C97-980098-6

Table des matières

| | |
|---|-----------|
| Synopsis | v |
| 1 Introduction | 1 |
| 2 Renseignements généraux | 3 |
| 3 Évaluation en fonction des critères relatifs aux substances de la voie 1 | 7 |
| 3.1 Principalement anthropique | 7 |
| 3.2 Persistance | 16 |
| 3.3 Bioaccumulation | 19 |
| 3.4 Substance toxique ou équivalente à toxique selon la LCPE | 23 |
| 4 Conclusion générale | 25 |
| Bibliographie | 27 |
| Annexe I | 35 |
| Annexe II | 37 |

Synopsis

Les dibenzoparadioxines polychlorées (PCDD) et les dibenzofurannes polychlorés (PCDF) ont été évalués en fonction des critères de sélection pour les substances de la voie 1 dans le cadre de la Politique de gestion des substances toxiques (PGST) du gouvernement fédéral. Cette politique fournit un cadre fondé sur deux principaux objectifs de gestion des substances toxiques : l'élimination virtuelle de l'environnement des substances toxiques persistantes et bioaccumulables qui résultent principalement de l'activité humaine (voie 1), et la gestion des autres substances toxiques et des substances préoccupantes pendant tout leur cycle de vie afin d'empêcher ou de réduire au minimum leur rejet dans l'environnement (voie 2).

Les PCDD et les PCDF ne sont pas produits à l'échelle commerciale. Des mélanges de congénères donnés de ces substances sont rejetés dans l'environnement en tant que contaminants ou sous-produits issus de divers processus anthropiques et naturels. Parmi les plus importantes sources anthropiques potentielles au Canada, mentionnons les rejets de déchets municipaux, médicaux et dangereux des incinérateurs, les fours à ciment, les aciéries et la combustion du bois. Les autres causes comprennent la dispersion de produits contaminés par les PCDD et les PCDF, comme certains pesticides et solvants chlorés.

Les données fournies indiquent que la présence de PCDD et de PCDF dans l'environnement canadien est imputable principalement aux activités humaines. On a relevé que les congénères des PCDD et des PCDF les plus élevés en chlore étaient bioaccumulables et persistants. Les substituants des congénères dans les positions minimales 2,3,7,8 font l'objet d'étude à l'aide du système des facteurs d'équivalence de la toxicité établi à l'échelle internationale. En 1990, on a fait paraître une évaluation portant sur les PCDD et les PCDF dans le cadre de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* et ces substances, faisant partie d'une même catégorie, ont été déclarées toxiques conformément à l'article 11 de la Loi.

D'après ces données, on a conclu que les dibenzoparadioxines polychlorées (PCDD) et les dibenzofurannes polychlorés (PCDF) substitués aux positions minimales 2,3,7,8 répondent à tous les critères des substances de la voie 1 de la Politique de gestion des substances toxiques du gouvernement fédéral et qu'il faudrait les éliminer virtuellement de l'environnement.

On invite toute personne qui le désire à présenter un mémoire à ce sujet visant à indiquer à l'aide d'information scientifique si les critères menant à la gestion sous la voie 1 de la politique ont été respectés. Tous les mémoires doivent être adressés au Directeur, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, ministère de l'Environnement, Ottawa (Ontario) K1A 0H3, dans les 60 jours suivant la publication dans la *Gazette du Canada* (Partie I) de l'avis de disponibilité du présent rapport.

L'Avis de la Gazette du Canada annonçant la disponibilité de ce document a été publié le 22 mars 1997. Les commentaires reçus avant le 22 mai 1997 seront considérés dans le cadre de la consultation publique.

1 Introduction

La Politique de gestion des substances toxiques (PGST) décrit la démarche adoptée par le gouvernement fédéral relativement à la gestion des substances toxiques (Gouvernement du Canada, 1995a). Elle fournit un cadre décisionnel fondé sur deux principaux objectifs : l'élimination virtuelle de l'environnement des substances toxiques persistantes et bioaccumulables qui résultent principalement de l'activité humaine (voie 1), et la gestion des autres substances toxiques et des substances préoccupantes pendant tout leur cycle de vie afin d'empêcher ou de réduire au minimum leur rejet dans l'environnement (voie 2).

L'analyse figurant dans le présent rapport repose sur l'étude d'information scientifique portant à la fois sur des congénères spécifiques et la catégorie des substances que l'on nomme habituellement les dibenzoparadioxines polychlorées (PCDD) et les dibenzofurannes polychlorés (PCDF). La plupart des études liées aux sources concernant les PCDD et PCDF se penchent sur la catégorie en général tandis que les données sur les propriétés physiques et chimiques et le sort environnemental visent certains congénères en particulier. Par souci de simplicité, le présent rapport emploiera les termes PCDD et PCDF pour désigner les dibenzoparadioxines polychlorées et les dibenzofurannes polychlorés de façon générale. Toutefois, certains congénères seront indiqués, au besoin.

Au moment de l'élaboration des critères relatifs à la PGST, le gouvernement fédéral a tenu compte des données sur les substances dont les risques pour l'environnement et la santé humaine ont déjà été évalués, y compris les substances figurant dans l'annexe I de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* [LCPE], les substances de la Liste des substances d'intérêt prioritaire de la LCPE qui ont été jugées toxiques, les substances figurant dans la Liste A du programme d'Accélération de la réduction et de l'élimination des toxiques [ARET], dans la liste des polluants d'intérêt prioritaire de la Commission mixte internationale et dans la liste principale des substances dont l'usage sera proscrit ou abandonné graduellement du ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (Gouvernement du Canada, 1995b).

La présente analyse est fondée sur les renseignements figurant dans des études récentes ainsi que dans la documentation scientifique originale. Le synopsis du présent rapport brosse un tableau des résultats de l'évaluation. La section 2 présente de brefs renseignements généraux sur les PCDD ainsi que les PCDF. À la section 3, on évalue s'ils répondent aux critères de gestion de la voie 1. On a fait appel à l'avis d'experts pour analyser les données scientifiques et techniques connues au sujet de ces substances et, d'après l'ensemble des données accumulées, on a déterminé si les PCDD et PCDF satisfont aux critères de la Politique de gestion des substances toxiques. Par la parution du présent document, le gouvernement fédéral offre aux parties intéressées l'occasion de commenter l'analyse effectuée et les conclusions présentées.

2 Renseignements généraux

Études de synthèse. Les PCDD et les PCDF ont fait l'objet de nombreuses études scientifiques. Parmi les principales études, on compte celles du Gouvernement du Canada (1990), du PISC (1989), de Liem *et al.* (1993), de l'EPA des États-Unis (1994), du Rapport découlant de la consultation d'experts (1994), du CNRC (1981a, 1981b, 1984) ainsi que du PISC (1995).

Identité, propriétés physiques et chimiques. La présente évaluation porte sur la catégorie de substances communément appelées PCDD et PCDF. Une molécule de PCDD ou de PCDF peut compter de un à huit atomes de chlore comme substituant (Figure 1). Les propriétés physicochimiques et, par conséquent, le sort ainsi que la toxicité d'un congénère donné dépendent à la fois du nombre et de la position des atomes de chlore. On dénombre 75 congénères de PCDD et 135 congénères de PCDF, soit 210 en tout. La variante la plus étudiée est la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzoparadioxine. Les fourchettes de valeurs correspondant aux propriétés physicochimiques des PCDD et PCDF sont exposées aux Tableaux la et lb.

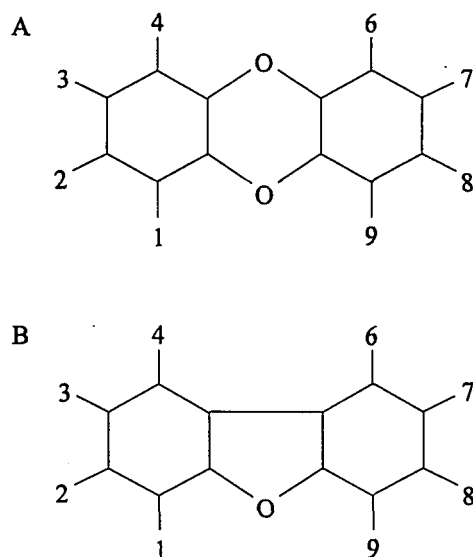


Figure 1. Formules développées des dioxines (A) et des furannes (B) indiquant les positions que l'atome de chlore peut occuper par substitution

Tableau 1a Résumé de certaines propriétés physicochimiques des groupes de dioxines congénères (source : Mackay *et al.*, 1992)

| Groupe de congénères | Masse moléculaire (g/mol) | Pression de vapeur (10^{-3} Pa) | Solubilité dans l'eau (mg/m^3) | Log K_{oc} |
|----------------------|---------------------------|------------------------------------|---|--------------|
| M ₁ CDD | 218,5 | 73-75 | 295-417 | 4,75-5,00 |
| D ₂ CDD | 253,0 | 2,47-9,24 | 3,75-16,7 | 5,60-5,75 |
| T ₃ CDD | 287,5 | ~1,07 | ~8,41 | ~6,35 |
| T ₄ CDD | 322,0 | 0,00284-0,275 | 0,0193-0,55 | 6,60-7,10 |
| P ₅ CDD | 356,4 | ~0,00423 | ~0,118 | ~7,40 |
| H ₆ CDD | 391,0 | ~0,00145 | ~0,00442 | ~7,80 |
| H ₇ CDD | 425,2 | ~0,000177 | ~0,0024 | ~8,00 |
| O ₈ CDD | 460,0 | 0,000953 | 0,000074 | 8,20 |

Tableau 1b Résumé de certaines propriétés physicochimiques des groupes de furannes congénères (source : Mackay *et al.*, 1992)

| Groupe de congénères | Masse moléculaire (g/mol) | Pression de vapeur (10^{-3} Pa) | Solubilité dans l'eau (mg/m^3) | Log K_{oc} |
|----------------------|---------------------------|------------------------------------|---|--------------|
| D ₂ CDF | 237,1 | ~14,6 | ~14,5 | ~5,44 |
| T ₄ CDF | 306,0 | ~0,199 | ~0,419 | ~6,1 |
| P ₃ CDF | 340,4 | ~0,0172 | ~0,236 | ~6,5 |
| H ₆ CDF | 374,8 | 0,0031-0,0036 | 0,0177-0,0083 | ~7,0 |
| H ₇ CDF | 409,3 | 0,00054-0,00057 | ~0,00135 | ~7,4 |
| O ₈ CDF | 443,8 | 0,000101 | 0,00116 | 8,0 |

Facteurs d'équivalence de toxicité. En vue de simplifier l'analyse des données sur la toxicité des PCDD et PCDF, on a élaboré un système de comparaison de la toxicité relative des congénères qui participent le plus à la toxicité de mélanges complexes. Or, dans ces congénères, les atomes de chlore occupent par substitution les positions minimales 2,3,7,8. Au moyen de ce système, on évalue la toxicité des mélanges de PCDD et de PCDF en équivalent toxique 2,3,7,8-TCDD (FET) (Safe, 1990). On trouvera la liste de ces congénères à l'annexe I. L'adoption de ce système ne signifie pas que les autres PCDD et PCDF, soit 193, seraient non toxiques. Cela veut plutôt dire qu'ils participent relativement peu à la toxicité de ces mélanges.

Production et utilisations. Les PCDD et PCDF ne sont pas volontairement produits ou utilisés, sauf à des fins scientifiques, en petite quantité (de l'ordre du milligramme ou du gramme). Les PCDD et PCDF sont produits et rejetés lors de plusieurs activités humaines ou de phénomènes naturels (voir la section 3.1 pour un exposé détaillé de l'importance relative des sources anthropiques et naturelles). Les sources anthropiques comprennent une vaste gamme de procédés industriels et de procédés de combustion. Dans le cadre des activités du programme MISA effectuées par le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario, on a relevé la présence de PCDD et de PCDF dans les effluents des usines de produits organiques et inorganiques, et des fabriques de pâtes et papier (MEEO, 1993). Parmi les autres sources anthropiques, on compte les rejets de déchets municipaux, médicaux ou dangereux provenant des incinérateurs, les cimenteries, les aciéries, la combustion du bois ou du carburant diesel ainsi que la dispersion de produits commerciaux contaminés par les PCDD et les PCDF (p. ex., certains pesticides ou certains solvants chlorés) (Desrosier et Lee, 1986; Ballschmiter *et al.*, 1985; Ballschmiter *et al.*, 1986; DeFre, 1986; Wakimoto et Tatsukawa, 1985; Marklund *et al.*, 1987; ATSDR, 1989; Kuehl *et al.*, 1987; Rapport découlant de la consultation d'experts, 1994).

On a aussi relevé des PCDD et des PCDF en tant qu'impuretés issues de divers produits commerciaux, tels les herbicides 2,4,5-T et 2,4-D, et des antimicrobiens hexachlorophène et trichlorophénol (ATSDR, 1986; Sheffield, 1985). On a cessé l'homologation de tous les produits renfermant du 2, 4, 5-T en 1985; les homologations de l'hexachlorophène et du trichlorophénol ont été respectivement abolies en 1990 et 1985 (ARLA, 1996). Ces pesticides ne sont plus utilisés au Canada. En 1983, on a établi une norme relative à l'homologation des chlorodioxines présentes dans le 2, 4-D (30 grammes par 1 000 tonnes métriques d'ingrédient actif). Après l'instauration de cette norme, aucune concentration de 2, 3, 7, 8-TCDD n'a été relevée au cours d'études portant sur des produits formulés ou du 2, 4-D technique. La concentration totale des dioxines mesurées lors de ces études variait de 1 à 16 grammes de PCDD par 1 000 tonnes métriques de 2, 4-D (ARLA, 1996).

Au moment de mettre sous presse, le gouvernement fédéral assure la mise à jour de la liste des sources anthropiques de ces substances au Canada (Morcos, 1996).

Les incendies de forêt et l'activité volcanique sont des exemples de sources naturelles relativement importantes de PCDD et de PCDF. De plus, on a découvert que des PCDD et des PCDF sont produits par la conversion enzymatique de certains chlorophénols (Svenson *et al.*, 1989) ainsi que la décomposition des algues marines (Willes *et al.*, 1993; Gribble, 1992; Hattemer-Frey et Travis, 1989).

3. Évaluation en fonction des critères relatifs aux substances de la voie 1

La Politique de gestion des substances toxiques prévoit quatre critères pour la sélection des substances à gérer selon la voie 1 (voir l'annexe II). Dans la présente section, on vérifie les données étudiées et si les PCDD et les PCDF répondent à ces critères.

3.1 Principalement anthropique

Une substance est jugée "principalement anthropique" si sa concentration dans l'environnement est imputable avant tout à l'activité humaine. Puisqu'il n'est pas toujours possible d'obtenir des données quantitatives sur l'importance relative des sources anthropiques et naturelles d'une substance donnée, l'évaluation de ce critère n'est pas basée sur une valeur numérique prédéterminée mais plutôt sur l'interprétation des données existantes.

La proportion de PCDD et de PCDF imputable aux sources anthropiques et naturelles fait l'objet d'un débat continu dans la presse scientifique. Les arguments exposés sont, pour la plupart, fondés soit sur des données de suivi des variations spatiales et temporelles des concentrations de PCDD et de PCDF dans les milieux de l'environnement, soit sur l'estimation des rejets de diverses sources. Dans les paragraphes qui suivent, on expose les arguments issus de ces deux approches.

Tendances spatiales et temporelles des concentrations de PCDD et de PCDF

Il est possible d'étudier l'évolution chronologique des concentrations des PCDD et PCDF dans les sédiments, le sol et les tissus conservés. L'information disponible qui permet de comparer l'évolution dans le temps et l'espace des concentrations des PCDD et PCDF dans divers milieux est résumée au Tableau 2.

Les données montrent de façon répétée que les concentrations de PCDD et de PCDF ont beaucoup augmenté depuis le début du siècle. On a obtenu ces résultats en analysant des sédiments prélevés en Amérique du Nord et en Europe, et lors de l'étude des échantillons de sol et de végétaux entreposés de la Grande-Bretagne (voir le tableau 2). Selon différents auteurs, ce phénomène est imputable à une augmentation du rejet de ces substances dans l'environnement, augmentation causée par la production, l'utilisation et le rejet de composés organochlorés ainsi que l'incinération de déchets solides. Czuczwa *et al.* ont publié notamment une série d'articles dans lesquels ils montrent que la production et l'incinération de composés chlorés, en particulier le pentachlorophénol, se sont traduites par une forte augmentation des concentrations de PCDD et PCDF dans l'environnement depuis 1940. Lorsqu'ils interprètent leurs résultats, les auteurs de la majorité de ces publications tiennent compte de la possibilité de bioturbation ou de transformations de PCDD et PCDF *in situ*. Ils y parviennent en comparant l'évolution des profils de chaque congénère dans le temps (Czuczwa et Hites, 1984) et en utilisant la datation par la méthode de l'isotope radioactif (MacDonald *et al.*, 1992).

L'analyse des tissus humains conservés laisse aussi supposer que la présence de PCDD et de PCDF est imputable à des phénomènes relativement récents. Ligon *et al.* (1989) ont analysé les tissus des restes momifiés d'Indiens chiliens qui remontent à environ 2 800 ans. Ils n'ont observé aucune concentration de PCDD ni de PCDF supérieure au niveau naturel (généralement moins de 5 parties par billion). En étudiant les résultats, les auteurs ont pu constater que la concentration maximale mesurée lors de leur étude était d'au moins 20 fois inférieure à la concentration la plus faible observée chez les habitants des pays industrialisés. Tenant compte du fait que les échantillons datent d'une époque où la cuisson se faisait sur un feu en plein air (méthode entraînant une forte exposition à la fumée), les auteurs ont conclu que les PCDD et les PCDF provenant de feux de combustibles propres ne contribuaient probablement pas de façon appréciable à la charge corporelle de ces substances chez l'humain contemporain. Ces auteurs constatent que la répartition des acides gras dans les échantillons laisse supposer qu'il s'était produit une «dégradation minimale causée par les bactéries» à la lumière de l'analyse des PCDD et des PCDF.

Shecter *et al.* (1988) ainsi que Tong *et al.* (1990) ont analysé les concentrations de PCDD et de PCDF dans les tissus de deux femmes inuit dont les dépouilles ont été conservées pendant plus de 400 ans. Ils ont constaté que les concentrations mesurées étaient beaucoup plus faibles que celles observées chez des sujets contemporains. Malgré la mauvaise aération dans les igloos et l'utilisation d'huile pour la cuisson et le chauffage, facteurs entraînant une forte exposition aux produits d'une combustion incomplète, les auteurs ont conclu que les facteurs étaient réunis pour assurer la possibilité de l'exposition de ces femmes aux PCDD et aux PCDF et à l'accumulation de ces substances. Tong *et al.* (1990) ont étudié la possibilité de dégradation chimique des PCDD et des PCDF au fil du temps et concluent que cette dégradation ne joue pas un rôle important.

Tableau 2 Comparaison des concentrations de PCDD et de PCDF observées dans divers milieux de l'environnement dans le temps et l'espace

A) Tendances temporelles

Sédiments (ng/kg)

| Congénères | | | Source |
|--|--|--|---|
| H ₇ CDD H ₇ CDF O ₈ CDD | Lac Huron (vers 1940) < 100 < 100 < 100 | Lac Huron (1975) ≈ 300 ≈ 300 ≈ 1300 | Czuczwa et Hites (1984) données fournies provenaient d'échantillons présentant la meilleure résolution dans le temps selon les auteurs |
| O ₈ CDD 2,3,7,8-TCDF | Détroit de Géorgie (1955) ≈ 100 ≈ 2 | Détroit de Géorgie (1970) ≈ 380 ≈ 10 | MacDonald <i>et al.</i> (1992) |
| O ₈ CDD 2,3,7,8-TCDF | Howe Sound (1955) ≈ 105 ≈ 3 | Howe Sound (1970) ≈ 450 ≈ 8 | MacDonald <i>et al.</i> (1992) |
| T ₄ CDF ∑ H ₇ CDD ∑ H ₇ CDF O ₈ CDD | Lac Siskiwit (1935) <0,4 8,2 1,6 54 | Lac Siskiwit (1982) 15 70 20,2 560 | Czuczwa <i>et al.</i> (1984) |
| ∑ T ₄ CDF ∑ T ₄ CDD ∑ P ₅ CDF ∑ P ₅ CDD ∑ H ₆ CDF ∑ H ₆ CDD ∑ H ₇ CDF ∑ H ₇ CDD O ₈ CDF O ₈ CDD | Mer Baltique (1938) 27,7 5,9 20,0 6,7 20,3 11,7 19,6 8,8 35,5 11,9 | Mer Baltique (1985) 186,0 34,3 180,0 66,6 164,4 134,9 129,9 212,0 73,0 273,0 | Kjeller et Rappe (1995) |
| PCDD (75 % OCDD) | Green Lake, N.Y. (1920) < 50 | Green Lake, N.Y. (1980) ≈ 900 | Smith <i>et al.</i> (1992) valeurs estimées au moyen du graphique présenté par les auteurs |

PCDD et PCDF

Sol (ng/kg)

| Congénères | Angleterre rurale (1893) | Angleterre rurale (1986) | Source |
|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------|
| Σ TCDF | 3,2 | 10,4 | Kjeller <i>et al.</i> (1991) |
| Σ TCDD | 0,3 | 1,8 | |
| Σ P ₅ CDF | 3,5 | 11,2 | |
| Σ P ₅ CDD | 0,9 | 3,9 | |
| Σ H ₆ CDF | 3,9 | 9,9 | |
| Σ H ₆ CDD | 2,2 | 9,0 | |
| Σ H ₇ CDF | 1,9 | 6,4 | |
| Σ H ₇ CDD | 3,2 | 13,0 | |
| OCDF | 1,1 | 4,9 | |
| OCDD | 11,0 | 25,0 | |
| Σ PCDD/F | 31 | 95 | |

Végétaux (ng/kg)

| Congénères | Angleterre rurale 1891-1900 | Angleterre rurale 1960-1970 | Source |
|-----------------------------|--------------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| Σ TCDF | 2,4 | 3,9 | Kjeller <i>et al.</i> (1991) |
| Σ TCDD | 0,6 | 1,4 | |
| Σ P ₅ CDF | 3,1 | 3,9 | |
| Σ P ₅ CDD | 1,2 | 3,0 | |
| Σ H ₆ CDF | 1,0 | 3,8 | |
| Σ H ₆ CDD | 1,4 | 7,1 | |
| Σ H ₇ CDF | 0,5 | 8,4 | |
| Σ H ₇ CDD | 0,9 | 21,0 | |
| OCDF | 0,3 | 5,0 | |
| OCDD | 0,8 | 39,0 | |
| Σ PCDD/F | 12 | 96,5 | |

B) Comparaisons dans l'espace

Sédiments (ng/kg)

| Congénère | Lac Siskiwit | Lac Huron (43° 30'N., 81° 55'O.) | Lac Michigan (43° 43'N., 86° 38'O.) | Lac Érié (42° 32'N., 79° 45'O.) | Source |
|-----------|--------------|-------------------------------------|--|------------------------------------|-------------------------|
| OCDD | 560 | 310 | 780 | 2000 | Czuczwa et Hites (1986) |

Air

| Congénères | | | Source |
|--|---------------------------------------|----------------------------------|-------------------------------|
| O ₈ CDD (pg/m ³) | milieu rural de Walpole Island-1,1 | ville de Windsor 2,8 | Dann (1995) |
| ∑T ₄ CDF (fg/m ³) | milieu rural de Trout Lake, Wisconsin | banlieue de Bloomington, Indiana | Edgerton <i>et al.</i> (1989) |
| ∑T ₄ CDD | 83 | 340 | |
| ∑P ₅ CDF | 0,3 | 5,3 | |
| ∑P ₅ CDD | 67 | 200 | |
| ∑H ₆ CDF | 6,1 | 51 | |
| ∑H ₆ CDD | 31 | 120 | |
| ∑H ₇ CDF | 52 | 140 | |
| ∑H ₇ CDD | 12 | 93 | |
| O ₈ CDF | 93 | 360 | |
| O ₈ CDD | 6,0 | 36 | |
| | 160 | 2200 | |

Tissus (humains) (pg/g)

| Restes humains momifiés-Chili (2800 ans avant aujourd'hui) | Homme contemporain | Source |
|---|-----------------------------|--------------------------------|
| 2,3,7,8-D n.d.* | T ₄ CDD/F 3-10 | Ligon <i>et al.</i> (1989) |
| 2,3,7,8-F n.d. | O ₈ CDD 400-1000 | |
| O ₈ CDD 18,2 ** | | |
| Restes humains momifiés-Inuit | | Schechter <i>et al.</i> (1988) |
| T ₄ CDF/D-H ₆ CDF/D- n.d. | T ₄ CDD 3-10 | |
| H ₇ CCDF - 6 ± 6 | P ₅ CDD 10-32 | |
| | O ₈ CDD 414-1100 | |

*n.d. = non détecté (seuil de détection théorique = 3X valeur de fond limitée par le bruit)

** valeur obtenue dans le cas d'un échantillon. Les autres échantillons présentaient généralement des concentrations inférieures à la valeur de référence de 5 pg/g

Concentrations atmosphériques (en fg/m³) de PCDD et PCDF selon une étude publiée par Edgerton *et al.* (1989)

| Endroit | Type | Concentration totale de PCDD et PCDF | Source |
|-------------------------------|-------------------|--------------------------------------|---------------------------|
| Bloomington, Indiana (É.-U.) | banlieue | 2 200 | Eitzer et Hites (1988) |
| Trout Lake, Wisconsin (É.-U.) | milieu rural | 510 | Eitzer et Hites (1988) |
| Allemagne de l'Ouest | milieu indust | 8 700 | Buck et Kirschner (1986) |
| Allemagne de l'Ouest | milieu indust | 37 000 | Rappe et Kjeller (1988) |
| Allemagne de l'Ouest | banlieue | 2 900 | Rappe et Kjeller (1988) |
| Allemagne de l'Ouest | tunnel | 29 000 | Rappe et Kjeller (1988) |
| Pays-Bas | à 1 km de l'I.M.* | 47 000 | Olie <i>et al.</i> (1983) |
| Pays-Bas | à 2 km de l'I.M.* | 9 100 | Olie <i>et al.</i> (1983) |

* Incinérateur municipal

Tissus adipeux (humains) (pg/g)

| Congénères | Viêt-nam du Nord non industrialisé (non touché par l'agent Orange) | Viêt-nam du Sud non industrialisé (touché par l'agent Orange) | Canada industrialisé (1976) | Canada industrialisé (1980) | New York industrialisé 1982-1983 | Source |
|-------------------|--|---|-----------------------------|-----------------------------|----------------------------------|-------------------------------|
| 2,3,7,8-D | n.d. | 18 | 6,4 | 10 | 7,2 | Schecter <i>et al.</i> (1986) |
| 2,3,4,7,8-F | 7,2 | 12 | 15 | 18,4 | 14,3 | |
| 1,2,3,7,8-D | n.d. | 9,1 | 10 | 13,2 | 11,1 | |
| 1,2,3,7,8/ | | | | | | |
| 1,2,3,6,7,8-F | 7,7 | 33 | 16 | 17,3 | 31,3 | |
| 1,2,3,5,7,8-D | 5,6 | 57 | 8,7 | 90,5 | 95,9 | |
| 1,2,3,4,6,7,8-D | 17 | 121 | 135 | 116 | 164 | |
| 1,2,3,4,6,7,8-F | 4,2 | 17 | 30 | 39,4 | 16,5 | |
| 1,2,3,4,5,7,8,9-D | 52 | 900 | 850 | 611 | 707 | |

Lait humain
(pg/g) poids frais

| Congénères | États-Unis (New York) | Inde | Japon | Source |
|-------------|-----------------------|------------------|------------|---|
| 2,3,7,8-F | n.d.; 0,16 | 0,13; 0,2; 0,31 | 0,10; 0,08 | Schecter <i>et al.</i> (1989) (valeurs fondées sur 2 ou 3 échantillons par pays. Les résultats concernant les HpCCDD, HpCCDF, OCDD et OCDF n'ont pas été présentés à cause d'un problème de contamination reconnu par les auteurs) |
| 2,3,7,8-D | 0,29; n.d. | n.d.; n.d.; n.d. | 0,06; 0,19 | |
| 2,3,4,7,8-F | 0,36; 0,33 | 0,06; 0,15; 0,31 | 0,74; 0,80 | |
| 1,2,3,7,8-D | n.d.; 0,14 | n.d.; 0,10; n.d. | 0,13; 0,15 | |
| Total HxCDD | 1,81; 1,27 | 0,46; 0,78; 0,73 | 1,02; 1,32 | |
| Total HxCDF | n.d.; 0,39 | 0,29; 1,1; 0,48 | 0,30; 0,27 | |

On a aussi constaté que les concentrations de PCDD et de PCDF dans des zones urbaines ou industrialisées étaient généralement supérieures à celles des zones rurales ou non industrialisées. Les résultats publiés par Czuczwa *et al.* (1984) révèlent que les concentrations de PCDD et de PCDF sont plus faibles dans les sédiments du lac Siskiwit dans l'Isle Royale (près de la rive nord du lac Supérieur) que dans les lacs Érié et Michigan. De plus, Czuczwa et Hites (1984) ont montré que les concentrations de PCDD et de PCDF dans les sédiments du lac Huron étaient plus élevées dans les échantillons prélevés à proximité des zones urbaines et plus faibles dans ceux prélevés d'un lac.

En ce qui concerne les concentrations atmosphériques, Dann (1995) a publié les résultats d'un programme de suivi de l'incinérateur de la ville de Détroit. Ces résultats indiquent que les concentrations moyennes de PCDD et de PCDF (exprimées en équivalent toxique 2,3,7,8-TCDD [FET]) à un endroit isolé (Walpole Island) étaient environ le tiers de celles mesurées, soit directement dans la direction du vent de l'incinérateur de Détroit ou à proximité d'un autre incinérateur. Des mesures prises récemment (1994-1995) dans le cadre d'un programme national d'échantillonnage de l'air ambiant montrent que les concentrations moyennes de PCDD (exprimées en équivalent toxique 2,3,7,8-TCDD) varient de 8 à 14 fg/m³ dans des zones rurales éloignées et de 90 à 260 fg/m³ dans des zones urbaines (Dann, 1995).

Pour résumer les résultats de plusieurs auteurs, Edgerton *et al.* (1989) ont publié une étude des concentrations de PCDD et de PCDF dans l'air ambiant de divers emplacements aux États-Unis, en Allemagne et aux Pays-Bas. Les concentrations dans l'air, exprimées en quantité totale de PCDD et de PCDF, se sont toujours avérées plus élevées près des zones industrielles ou des incinérateurs municipaux que dans les banlieues ou les zones rurales.

Shecter *et al.* (1986; 1989) ont comparé les concentrations de PCDD et de PCDF dans les tissus adipeux et des échantillons de lait provenant de personnes habitant des pays industrialisés, comme le Japon et les États-Unis, par rapport à ceux des pays moins industrialisés, comme l'Inde et le Viêt-nam. Les résultats indiquent que les personnes habitant des pays moins développés présentent un degré de contamination moindre. Pour ce qui est du Viêt-nam, les concentrations de PCDD et de PCDF chez les habitants des zones touchées par l'agent Orange, défoliant fortement contaminé par les PCDD et les PCDF, étaient beaucoup plus élevées que chez les gens qui habitent ailleurs dans ce pays.

Estimations des rejets de PCDD et de PCDF

De nombreuses études estimatives de l'importance relative des diverses sources de PCDD et de PCDF ont été publiées récemment (Thomas et Spiro, 1995; Cohen *et al.*, 1995; Sheffield *et al.*, 1985). Dans ces études, on fait état que les incinérateurs de déchets médicaux et municipaux sont les principales sources anthropiques de PCDD et de PCDF. Seuls Thomas et Spiro (1995) ainsi que Sheffield *et al.* (1985) ont tenté de comparer la contribution relative des causes anthropiques et naturelles des PCDD et des PCDF. Thomas et Spiro (1995) ont estimé qu'aux États-Unis les rejets atmosphériques de PCDD et de PCDF imputables aux incendies de forêt et aux feux agricoles représentaient environ un dixième des rejets anthropiques. Selon Sheffield (1985), les incendies de forêt représentent la principale cause de PCDD et de PCDF au Canada.

Cette conclusion est fondée sur l'hypothèse que la teneur en dioxines des particules émises par les cheminées de foyers résidentiels est l'étalon le plus représentatif dont on dispose pour estimer la quantité de PCDD et de PCDF rejetée par les incendies de forêt. On a mis en doute le bien-fondé de cette hypothèse. L'EPA des Etats-Unis considère que l'utilisation de la suie de cheminée en tant que référence pour estimer les rejets de PCDD issus d'un incendie de forêt entraîne une surestimation parce que, suite à l'accumulation de suie dans les cheminées, la teneur en dioxines (PCDD) de la suie est vraisemblablement surestimée (Schaum *et al.*, 1993).

Lustenhouwer *et al.* (1980) ont cité trois facteurs dont dépendent la production et l'émission de PCDD et de PCDF lors de la combustion : présence de PCDD et de PCDF dans les matériaux d'origine, production à partir de précurseurs chlorés présents dans le combustible et les matériaux d'origine et synthèse à partir de composés carboniques non apparentés et de composés chlorés inorganiques. Clement et Tashiro (1991) émettent des réserves à cet égard : bien que de faibles concentrations de PCDD et de PCDF aient été mesurées lors d'incendies de forêt, on ne peut pas nécessairement les associer à des sources naturelles. Ces auteurs envisagent la possibilité que ces PCDD et PCDF puissent avoir été extraits de dépôts antérieurs et remis en suspension, ou avoir été formés par le processus de combustion à partir de substances chlorées d'origine anthropique déposées antérieurement.

Il faut tenir compte d'autres facteurs lorsque l'on estime l'importance relative des sources naturelles et anthropiques liées à la présence de PCDD et de PCDF. Thomas et Spiro (1995) ont observé que les programmes de lutte contre les incendies ont contribué à réduire la biomasse brûlée annuellement lors des incendies de forêt et de feux agricoles. Toutefois, l'importance des sources anthropiques (p. ex., l'incinération et la combustion liées à la production d'énergie) a augmenté. D'autres publications laissent supposer que dans les inventaires portant sur les sources actuelles de PCDD et de PCDF, on a sous-estimé la quantité de ces substances rejetée lors de la combustion de carburant diesel et du recyclage de la ferraille (Jones, 1995; Rappe et Kjeller, 1988; Douben *et al.*, 1995). Cette hypothèse indiquerait que l'on a vraisemblablement surestimé l'importance relative des sources naturelles.

Conclusion

Les études de suivi montrent clairement et de façon répétée que, si les sources naturelles contribuent dans une certaine mesure au niveau naturel de PCDD et de PCDF dans le milieu, elles ne peuvent pas être la cause : 1) de l'augmentation considérable des concentrations mesurées dans divers milieux de l'environnement depuis le début du siècle; 2) des concentrations supérieures mesurées dans divers milieux des zones industrialisées par rapport aux zones non industrialisées.

D'après les données étudiées, on conclut que les principales sources actuelles de PCDD et de PCDF sont anthropiques. Il s'ensuit que les concentrations de ces substances que l'on observe dans l'environnement découlent principalement des activités humaines.

3.2 Persistance

Pour être soumise à la gestion de la voie I, une substance doit être persistante dans au moins un milieu de l'environnement. Afin d'évaluer la persistance environnementale d'une substance, on ne prend en ligne de compte que les processus de transformation, la dilution et le déplacement de la substance vers d'autres milieux ne sont pas considérés.

Air. Selon les propriétés physicochimiques des PCDD et PCDF (voir le tableau 1), on suppose que la plupart des congénères les plus fortement chlorés (p. ex. quatre atomes de chlore ou plus), moins volatiles dans l'atmosphère, sont susceptibles de s'associer à des particules (Mackay *et al.*, 1992; Howard *et al.*, 1991; Tysklind et Rappe, 1991). Cette répartition des congénères a une incidence sur la persistance des PCDD et PCDF dans l'atmosphère. Tysklind et Rappe (1991) ont observé que les PCDD et PCDF extraits des cendres volantes subissent une transformation photolytique dans les 72 heures et dans les 24 heures respectivement. Cependant, les expériences effectuées sur des échantillons de cendres volantes en phase solide ont montré que moins de 50 p. 100 des PCDD et PCDF extractibles subissent une transformation après 12 jours d'exposition à la lumière U.V. (300 à 400 nm). D'après les études en laboratoire, la photodégradation de l'octachlorodibenzoparadioxine en phase particulaire, liée à des cendres volantes, ne joue pas un rôle important dans le devenir de la substance (Koester et Hites, 1992).

Le Tableau 3 présente la liste des demi-vies de certains congénères de PCDD en phase gazeuse. La réaction avec le radical d'hydrocarbure OH est la principale voie de réaction de la dégradation atmosphérique de ces substances, la persistance d'un congénère donné augmente en fonction du degré de chloration de la molécule (Muir, 1996).

Tableau 3 Demi-vies de certains congénères

a) en phase gazeuse

| Congénère | | Source |
|----------------------------|--|--|
| 2,7-D ₂ CDD | Photolyse indirecte: 1,6 jour | Atkinson (1987a) |
| 2,3,7,8-T ₄ CDD | Photolyse indirecte: 8,3 jours Photolyse indirecte: 22,3 heures à 9,3 jours | Podoll <i>et al.</i> (1986) Howard <i>et al.</i> (1991) |
| O ₈ CDD | 10 jours | Atkinson (1991) |

b) dans le tétradécane

| Congénère | Demi-vie (en heures) | Source |
|----------------------------------|----------------------|--------------------------|
| 2,3,7,8-T ₄ CDD | 4,5 | Tysklind et Rappe (1991) |
| 1,2,3,7,8-P ₅ CDD | 33,6 | |
| 1,2,3,4,7,8-H ₆ CDD | 38,0 | |
| 1,2,3,6,7,8-H ₆ CDD | 17,3 | |
| 1,2,3,7,8,9-H ₆ CCDD | 17,1 | |
| 1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDD | 53,4 | |
| O ₈ CDD | 37,3 | |
| 2,3,7,8-TCDF | 9,8 | |
| 1,2,3,7,8-P ₅ CDF | 10,0 | |
| 2,3,4,7,8-P ₅ CDF | 3,5 | |
| 1,2,3,4,7,8-H ₆ CDF | 5,5 | |
| 1,2,3,6,7,8-H ₆ CDF | 5,9 | |
| 1,2,3,7,8,9-H ₆ CCDF | 2,2 | |
| 1,2,3,4,6,7,8-H ₇ CDF | 9,8 | |
| O ₄ CDF | 2,1 | |

Tysklind et Rappe (1991) ont aussi signalé qu'environ 20 à 30 p. 100 des PCDD et des PCDF étaient adsorbés aux cendres volantes après une exposition de 48 heures. Ces auteurs affirment qu'une réduction de plus de 40 p. 100 a été observée dans certains cas après une exposition de 288 heures. En comparaison de ces résultats, la réduction dans des conditions d'obscurité variait de 10 à 20 p. 100.

Au cours d'une étude portant sur les produits de transformation des PCDF dans l'atmosphère, Mazer et Hileman (1982) ont observé que la photolyse du tétrachlorodibenzofuranne produisait du trichlorodibenzofuranne. On peut donc supposer que, dans l'atmosphère, la persistance des PCDD et PCDF pris globalement est supérieure à celle de chaque congénère pris séparément.

Des études de suivi ont révélé que la 2,3,7,8-TCDD peut être transportée sur de grandes distances dans l'atmosphère (Norstrom *et al.*, 1990). Le dépôt des substances en suspension dans l'air est l'une des principales sources des PCDD et des PCDF observées dans les sédiments des Grands Lacs (EPA des É.-U., 1994).

Sol. Un examen de diverses études de biodépistage a permis de conclure que la demi-vie de la 2,3,7,8-TCDD s'inscrit dans une plage de un à trois ans (ATSDR, 1989). Dans ce même examen, on signale également que la demi-vie dans les sols peut atteindre jusqu'à 12 ans et que diverses études de biodépistage ont montré la résistance générale de la 2,3,7,8-TCDD à la biodégradation. Les résultats exposés par Di Dominico *et al.* (1980) ont montré que la demi-vie estimée de la 2,3,7,8-TCDD dans le sol variait de quelque 10 à 14 mois à plus de 10 ans, et ce, respectivement un mois et dix-sept mois après l'accident de Seveso (Italie). Selon les auteurs, la volatilisation et une phase initiale de transformation dominée par la photolyse de la substance dans la couche superficielle du sol expliqueraient ces résultats. On pense que l'importance de ces deux

phénomènes aurait diminué au fil du temps. Ces mêmes auteurs affirment également que leurs résultats pourraient expliquer la variabilité observée des demi-vies des PCDD et PCDF figurant dans diverses études.

Eau. La photolyse et la biodégradation constituent les principaux processus de transformation ayant une incidence sur la persistance des PCDD et des PCDF dans l'eau. Le taux de photolyse des PCDD dans les eaux naturelles a augmenté par la photosensibilisation directe ou par les photoréactions indirectes de substances chimiques naturellement présentes dans l'eau (Dulin *et al.*, 1986; Cooper, 1989).

Seules les demi-vies des 2,3,7,8-TCDD, 2,3,7,8-TCDF et de l'OCDD ont été déterminées. Howard *et al.* (1991) ont estimé une plage de demi-vies de 1,15 à 1,62 an pour la 2,3,7,8-TCDD en conditions de biodégradation aérobie en milieu aqueux sans acclimatation. D'après l'ATSDR (1989), la demi-vie en photolyse de la 2,3,7,8-TCDD dans les eaux de surface varie de 21 heures l'été à 118 heures pendant l'hiver. L'OCDD est susceptible de subir une photolyse directe au moment de l'exposition aux rayons solaires; on lui a estimé des demi-vies s'inscrivant dans une plage de 18 à 50 jours en photolyse, près de la surface (en solution), à 40° de latitude Nord, par temps ensoleillé (Choudhry et Webster, 1986). Les aromatiques halogénés, dont les PCDD et les PCDF, sont généralement résistants à l'hydrolyse dans l'environnement (Lyman *et al.*, 1982; Atkinson, 1987b).

Sédiments. Il existe peu de publications scientifiques décrivant la persistance des PCDD et PCDF dans les sédiments en fonction des demi-vies. Segstro *et al.* (1995) ont mesuré les demi-vies de plusieurs PCDD dans des méso-écosystèmes aquatiques. Après avoir mesuré les concentrations sur une période de cinq ans, ils ont estimé les demi-vies suivantes : 4,4 ans pour la 1,3,6,8-TCDD; 4,6 ans pour la 1,3,7,9-TCDD; 6,2 ans pour la 1,2,3,4,6,7,8-HCDD; 6,0 ans pour l'OCDD.

Selon les résultats d'échantillonnages effectués dans la mer Baltique, Kjeller et Rappe (1995) ont calculé que les demi-vies dans les sédiments s'élevaient de 30 à 170 ans pour l'OCDF et la H₆CDD, respectivement.

Conclusion

Les renseignements sur la persistance des PCDD et des PCDF exprimée en demi-vie se limitent surtout à leurs congénères fortement chlorés (à quatre atomes de chlore ou plus). Ces renseignements indiquent :

- **que la plupart des PCDD et PCDF ne sont généralement pas persistants en phase gazeuse, mais le deviennent lorsqu'ils sont liés à des cendres volantes. Selon les études, les PCDD et les PCDF sont en outre transportés sur de longues distances dans l'atmosphère;**
- **que les données sur la persistance des PCDD et des PCDF dans les sols et dans l'eau, bien qu'elles soient limitées, prouvent que ces substances persistent dans ces milieux;**
- **que malgré la quantité également limitée de données sur la persistance des PCDD et des PCDF dans les sédiments, ces données montrent clairement que ces substances persistent dans ce milieu.**

Selon les renseignements existants, on conclut que les congénères les plus fortement chlorés (à quatre atomes de chlore ou plus) des PCDD et PCDF sont persistants dans l'environnement.

3.3 Bioaccumulation

Pour être soumise à la gestion de la voie 1 de la PGST, une substance doit avoir un facteur de bioaccumulation ou de bioconcentration supérieur ou égal à 5 000 ou un logarithme du coefficient de partage octanol-eau ($\log K_{oc}$) supérieur ou égal à 5,0. On entend par «bioaccumulation» l'absorption d'une substance donnée directement de l'eau ou par la consommation d'aliments renfermant cette substance et la bioconcentration renvoie uniquement à l'absorption d'une substance de l'eau. Les facteurs de bioaccumulation et de bioconcentration constituent un rapport des concentrations observées dans le biote selon les concentrations du milieu d'exposition. Pour obtenir plus de renseignements au sujet de ces expressions, veuillez consulter le document du gouvernement du Canada (1995b).

Facteurs de bioconcentration et de bioaccumulation

On trouvera au Tableau 4 un résumé des données sur la bioconcentration des PCDD et des PCDF.

Tableau 4 Facteurs de bioaccumulation et de bioconcentration publiés pour certains congénères des PCDD et PCDF**2,7-dichlorodibenzoparadioxine**

| Organisme | FBC | Source |
|--|--------------|----------------------------|
| organisme aquatique (aucune précision) | 1 580-13 800 | Lyman <i>et al.</i> (1982) |

2,3,7,8-tétrachlorodibenzoparadioxine

| Organisme | FBC | Source |
|---|---------------------------|--|
| plantes aquatiques | 208-2 083 | Isensee (1978); Yockim <i>et al.</i> (1978); Tsushimoto <i>et al.</i> (1982) |
| invertébrés aquatiques : <i>escargot</i> <i>daphnie</i> | 390-13 000 1 180-7 250 | Isensee (1978); Yockim <i>et al.</i> (1978) |
| carpe | 66 000 | Cook <i>et al.</i> (1991) |
| tête-de-boule | 128 000 | Cook <i>et al.</i> (1991) |
| tête-de-boule | 2 500 | Yockim <i>et al.</i> (1978) |
| tête-de-boule | 5 800 | Tsushimoto <i>et al.</i> (1982) |
| meunier noir | 26 707 | Mehrle <i>et al.</i> (1988) |
| gambusie | 4 875 | Yockim <i>et al.</i> (1978) |

1,3,6,8-tétrachlorodibenzoparadioxine

| Organisme | FBC | Source |
|---|---|---|
| invertébrés aquatiques : <i>Paragnetina</i> <i>Chironomus</i> <i>Hexagenia</i> | 1 375; 304 18 439; 20 362 111 345; 16 054 | Muir <i>et al.</i> (1985a) (équilibre de FBC chez les organismes exposés dans des systèmes comportant du sable, des sédiments vaseux) |
| truite arc-en-ciel | 2 100; 2 470 2 938; 1 964; 1 400 | Muir <i>et al.</i> (1985b) (FBC de 4 à 5 jours d'exposition calculés avec les concentrations obtenues par centrifugation de l'eau et avec les «vraies concentrations») Muir <i>et al.</i> (1986) (FBC pour 72 h d'exposition, études répétées) |

| | | |
|---------------|--------------|--|
| tête-de-boule | 5 703; 6 710 | Muir <i>et al.</i> (1985b) (FBC de 4 à 5 jours d'exposition calculés avec les concentrations obtenues par centrifugation de l'eau et avec les «vraies concentrations») |
| | 5 840; 5 565 | Muir <i>et al.</i> (1986) (FBC pour 72 h d'exposition, études répétées) |

1,2,3,7-tétrachlorodibenzoparadioxine

| Organisme | FBC | Source |
|--------------------|--------------|--|
| tête-de-boule | 2 238; 2 730 | Muir <i>et al.</i> (1985b) (FBC de 4 à 5 jours d'exposition calculés avec les concentrations obtenues par centrifugation de l'eau et avec les «vraies concentrations») |
| truite arc-en-ciel | 1 226; 1 495 | |

2,3,7,8-tétrachlorodibenzofuranne

| Organisme | FBA | Source |
|--------------|-------|-----------------------------|
| meunier noir | 6 049 | Mehrle <i>et al.</i> (1988) |

1,2,3,4,7-pentachlorodibenzoparadioxine

| Organisme | FBC | Source |
|--------------------|--------------|--|
| tête-de-boule | 1 434; 3 187 | Muir <i>et al.</i> (1985b) (FBC de 4 à 5 jours d'exposition calculés avec les concentrations obtenues par centrifugation de l'eau et avec les «vraies concentrations») |
| truite arc-en-ciel | 810; 1 800 | |

1,2,3,4,7,8-hexachlorodibenzoparadioxine

| Organisme | FBC | Source |
|--------------------|---------------|--|
| tête-de-boule | 4 232; 10 076 | Muir <i>et al.</i> (1985b) (FBC de 4 à 5 jours d'exposition calculés avec les concentrations obtenues par centrifugation de l'eau et avec les «vraies concentrations») |
| truite arc-en-ciel | 2 278; 5 424 | |

1,2,3,4,6,7,8-heptachlorodibenzoparadioxine

| Organisme | FBC | Source |
|--------------------|--------------|--|
| tête-de-boule | 514; 2 081 | Muir <i>et al.</i> (1985b) (FBC de 4 à 5 jours d'exposition calculés avec les concentrations obtenues par centrifugation de l'eau et avec les «vraies concentrations») |
| truite arc-en-ciel | 1 425; 5 480 | |

octachlorodibenzoparadioxine

| Organisme | FBC | Source |
|---|--------------------------|--|
| invertébrés aquatiques : <i>Chironomus</i> <i>Hexagenia</i> | 173; 331 2 854; 2 296 | Muir <i>et al.</i> (1985a) (équilibre de FBC chez les organismes exposés dans des systèmes comportant du sable, des sédiments vaseux) |
| truite arc-en-ciel | 85; 8 500 | Muir <i>et al.</i> , (1985b) (FBC de 4 à 5 jours d'exposition calculés avec les concentrations obtenues par centrifugation de l'eau et avec les «vraies concentrations») |
| meunier noir | 9 333 | Servos <i>et al.</i> (1989) |
| tête-de-boule | 2 226; 22 300 | Muir <i>et al.</i> , (1985b) (FBC de 4 à 5 jours d'exposition calculés avec les concentrations obtenues par centrifugation de l'eau et avec les «vraies concentrations») |
| truite arc-en-ciel | 34; 136 | Muir <i>et al.</i> (1986) (FBC pour 72 h d'exposition, études répétées) |

Les renseignements résumés au Tableau 4 montrent que, malgré l'importance relative de la variabilité des données, les congénères les plus fortement chlorés (à quatre atomes de chlore ou plus) de PCDD et de PCDF forment une catégorie de substances qui s'accumulent dans le biote. La variabilité observée s'explique par la variabilité biologique naturelle tout comme par les différences dans les conditions d'expositions.

La présence de dioxines et de furannes dans le lait maternel (Shecter *et al.*, 1990a; Shecter *et al.*, 1990b; Norén, 1993; Furst *et al.*, 1994; Bates *et al.*, 1994) dans le monde entier et chez les animaux au sommet de la pyramide alimentaire (Norstrom et Muir, 1990) indiquent une bioamplification de ces substances.

Coefficient de partage octanol-eau

Les logarithmes des coefficients de partage octanol-eau ($\log K_{oe}$) des PCDD et PCDF sont présentés au Tableau 1. À l'exception possible de la MCDD, tous les congénères des PCDD et PCDF présentent un $\log K_{oe}$ supérieur à 5.

Conclusion

Selon les renseignements existants, on conclut que les congénères les plus fortement chlorés (à quatre atomes de chlores ou plus) sont des substances bioaccumulables.

3.4 Substance toxique ou équivalente à toxique selon la LCPE

Les PCDD et PCDF ont été évalués conformément aux dispositions de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. On a relevé la présence de PCDD et de PCDF dans tous les constituants des écosystèmes et tous les animaux et les humains au Canada sont exposés à ces substances. On a évalué l'exposition aux congénères substitués de chlore aux positions minimales 2,3,7,8, dont les résultats indiqueraient un taux d'assimilation, parmi certains groupes à risque élevé chez les humains et dans la faune, qui serait égal, voire supérieur, aux seuils de tolérance. Ces groupes à risque élevé auraient un lien en commun : la consommation de poisson contaminé par les PCDD et les PCDF. D'après les résultats de cette évaluation, ces substances doivent être considérées comme «toxiques» au sens de l'article 11 de la Loi (Gouvernement du Canada, 1990). En mai 1992, on a ajouté les PCDD et les PCDF à la liste des substances toxiques (Annexe I) en vertu de la LCPE.

On a établi un système international qui permet de comparer la toxicité relative des 17 congénères substitués aux positions minimales 2,3,7,8 à celle de la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzoparadioxine (TCDD). Selon ce système, la toxicité des mélanges de PCDD et PCDF est exprimée en équivalent toxique 2,3,7,8-TCDD (FET) (Safe, 1990).

Conclusion

On a déterminé que les PCDD et les PCDF étaient toxiques au sens de la LCPE. Cette conclusion est fondée sur les risques créés par la présence dans l'environnement de congénères de ces composés, substitués aux positions minimales 2,3,7,8. Les PCDD et les PCDF figurent sur la Liste des substances toxiques de la LCPE.

4 Conclusion générale

En conclusion, les congénères des PCDD et PCDF substitués aux positions minimales 2,3,7,8 répondent aux critères de gestion selon la voie 1 de la Politique (se reporter à l'annexe 1 pour consulter la liste de ces congénères). Cette conclusion est fondée sur le fait que :

- **les concentrations de PCDD et PCDF observées dans l'environnement découlent principalement de l'activité humaine;**
- **les congénères les plus fortement chlorés (c'est-à-dire à quatre atomes de chlore ou plus) sont persistants dans l'environnement;**
- **les congénères les plus fortement chlorés (c'est-à-dire à quatre atomes de chlore ou plus) font l'objet de bioaccumulation et de bioamplification;**
- **les PCDD et les PCDF ont déjà été évalués comme substances toxiques au sens de la LCPE, et que des facteurs d'équivalence de toxicité (FET) ont été établis pour les congénères substitués aux positions minimales 2,3,7,8.**

Bibliographie

- ARLA (Agence réglementaire de lutte antiparasitaire). 1996. Information recueillie par l'ARLA. Ottawa (Ontario) K1A 0K9.
- ARLA. 1996. Information recueillie par l'Agence réglementaire de lutte antiparasitaire. Ottawa (Ontario) K1A 0K9.
- Atkinson, R. 1991. «Atmospheric Lifetimes of Dibenzo-*p*-dioxins and Dibenzofurans», *Sci. Total Env.*, 104: 17-33.
- Atkinson, R. 1987a. «A Structure-activity Relationship for the Estimation of Rate Constants for the Gas-phase Reactions of OH Radicals with Organic-compounds», *International Journal of Chemical Kinetics*, 799-828.
- Atkinson, R. 1987b. «Estimation of OH Radical Reaction Rate Constants and Atmospheric Lifetimes for Polychlorobiphenyls, Dibenzo-*p*-dioxins, and Dibenzofurans», *Environ. Sci. Technol.*, 21: 305-307.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1994. *Toxicological Profile for Chlorodibenzofurans*. ATSDR/TP-93/04.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1989. *Toxicological Profile for 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin: Final Report*. ATSDR/TP-88/23.
- Ballschmiter, K., P. Kirschmer et W. Zoeller. 1986. «Experiments in High-temperature Chemistry of Organohalogenes», *Chemosphere*, 15(9-12): 1369-1372.
- Ballschmiter, K., W. Kramer, H. Maag, W. Schafer et W. Zoeller. 1985. «Distribution of Polydichlorodibenzodioxin and Furan Emissions Between Particulates, Flue Gas Condensate and Impinger Absorption in Stack Gas Sampling», *Chemosphere*, 14: 851-854.
- Bates, M.N., D.J. Hannah, S.J. Buckland, J.A. Taucher, T. van Maanen. 1994. «Chlorinated Organic Contaminants of New Zealand Women», *Environmental Health Perspectives Suppl.* Vol. 102, Suppl. 1: 211-217.
- Buck, M. et P. Kirschner. 1986. Schrift. Der Landeanstalt für Immissions Schutz des Landes NRW, Heft 64: 164.
- Choudhry, G.C. et G.R.B. Webster. 1986. «Photochemical Quantum Yields and Sunlight Half-life of Polychlorodibenzo-*para*-dioxins in Aquatic Systems», *Chemosphere*, 15: 1935-40.
- Clement, R.E. et C. Tashiro. 1991. «Forest Fires as a Source of PCDDs and PCDF». Eleventh International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds. Research Triangle Park. NC.

- Cohen, M., B. Commoner, H. Eisl, P. Bartlett, A. Dickar, C. Hill, J. Quigley et J. Rosenthal. 1995. Quantitative Estimation of the Entry of Dioxins, Furans and Hexachlorobenzene into the Great Lakes from Airborne and Waterborne Sources. CBNS. Center for the Biology of Natural Systems. Queens College. Cuny Flushing, New York. 86 p. et annexe.
- Cook, P.M., M.K. Walker, D.W. Kuehl et R.E. Peterson. 1991. Bioaccumulation and Toxicity of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin and Related Compounds in Aquatic Ecosystems. U.S. EPA, Environmental Research Laboratory, Duluth, Minn., Environmental Protection Agency des É.-U.
- Cooper, W.J., R.G. Zika, R.G. Petasne et A.M. Fisher. 1989. Sunlight-induced Photochemistry of Humic Substances in Natural Waters: Major Reactive Species. Aquatic Humic Substances: Influence on Fate and Treatment of Pollutants; Suffet, I.H. P. McCarthy, éd.; Advances in Chemistry Series 219; American Chemical Society: Washington, D.C., p. 3-361.
- Czuczwa, J.M., B.D. McVeety et R.A. Hites. 1984. «Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans in Sediments from Siskiwit Lake, Isle Royale», *Science*, 226: 568-569.
- Czuczwa, J.M. 1984. The Environmental Fate of Combustion-Generated Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans. Mémoire, Thèse de doctorat, Indiana University. 8506096.
- Czuczwa, J.M. et R.A. Hites. 1984. «Environmental Fate of Combustion-Generated Polychlorinated Dioxins and Furans», *Environ. Sci. Technol.*, 18: 444-450.
- Czuczwa, J.M. et R.A. Hites. 1986. «Airborne Dioxins and Dibenzofurans: Sources and Fates», *Environ. Sci. Technol.*, 20: 195-200
- Dann, T. 1995. Detroit Incinerator Monitoring Program. Data Report #7. PCDD/PCDF Data Analysis. Juillet 1987 à avril 1994. Rapport non publié de la Technology Development Directorate, Environmental Technology Centre.
- DeFre, R. 1986. Dioxins Levels in the Emissions of Belgian Municipal Incinerators, *Chemosphere*, 15: 1255-1260.
- Desrosier, P.E. et A. Lee. 1986. «PCBS Fires - Correlation of Chlorobenzene Isomer and PCB Homolog Contents of PCB Fluids with PCDD and PCDF Contents of Soot», *Chemosphere*, 15: 1313-1323.
- Di Dominico, A., V. Silano, G. Viviano et G. Zapponi. 1980. «Accidental Release of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) at Seveso, Italy - V. Environmental Persistence of TCDD in Soil», *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 4: 339- 345.

- Douben, P.E.T., G.H. Eduljee et P. Dyke. 1995. A Review of Potential PCDD and PCDF Emission Sources in the UK. *Organohalogen Compounds*, vol 24. Dioxin '95, Edmonton (Alberta).
- Dulin, D., H. Drossman et T. Mill. 1986. «Products and Quantum Yields for Photolysis of Chloroaromatics in Water», *Environ. Sci. Technol.*, 20: 72.
- Edgerton, S.A., J.M. Czuczwa et J.D. Rench. 1989. «Ambient Air Concentrations of Polychlorinated Dibenzop-dioxins and Dibenzofurans in Ohio: Sources and Health Risk Assessment», *Chemosphere*, 18: 1713-1730.
- Eitzer, B.D. et R.A. Hites. 1988. «Dioxins and Furans in the Ambient Atmosphere. A Baseline Study», *Chemosphere*, 18: 595-598.
- EPA des É.-U. 1994. Estimating Exposure to Dioxin-like Compounds (external review draft), U.S. Environmental Protection Agency: Washington D.C. Vols I-III (EPA/600/6-88/005Ca,b,c).
- Fürst, P., C. Fürst et K. Wilmers. 1994. «Human Milk as a Bioindicator for Body Burden of PCDDs, PCDFs, Organochlorine Pesticides, and PCBs», *Environ. Health Pers. Supp.*, 102: 187-193.
- Gouvernement du Canada. 1995a. *Politique de gestion des substances toxiques*. ISBN 0-662-61860-2. Ottawa (Ontario) 11 pages.
- Gouvernement du Canada. 1995b. *Politique de gestion des substances toxiques - Critères de persistance et de bioaccumulation*. ISBN 0-662-80352-3. Ottawa (Ontario) 23 pages.
- Gouvernement du Canada. 1990. *Liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation n° 1 - Dibenzodioxines polychlorées et dibenzofurannes polychlorés*. 64 p.
- Gribble, G.W. 1992. «Naturally Occurring Organohalogen Compounds- A survey», *J. Of Nat. Prod.*, 55: 1353-1395.
- Hattemer-Frey, H A. et C.C. Travis. 1989. «Comparison of Human Exposure to Dioxin from Municipal Waste Incineration and Background Environmental Contamination», *Chemosphere*, 18: 1-6.
- Howard, P.H., R.S. Boethling, W.F. Jarvis, W.M. Meylan et E.M. Michalenko. 1991. *Handbook of Environmental Degradation Rates*, H. Taup (éd.), Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.
- Isensee, A.R. 1978. Bioaccumulation of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin. *Ecol. Bull.*, 27: 255-262.
- Jones, K.H. 1995 Diesel Engine Emissions and the Link to Human Dioxin Exposure. *Organohalogen Compounds*, vol. 24. Dioxin '95. Edmonton (Alberta).

- Kjeller, L.O. et C. Rappe. 1995. Time Trends in Levels, Patterns, and Profiles for Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins, Dibenzofurans, and Biphenyls in a Sediment Core from the Baltic Proper. *Environ. Sci. Technol.*, 29: 346-355.
- Kjeller, L.O., K.C. Jones, A.E. Johnston et C. Rappe. 1991. Increases in the Polychlorinated Dibenzo-p-dioxin and -Furan Content of Soils and Vegetation since 1840s. *Environ. Sci Technol.*, 25: 1619-1627.
- Koester, C.J. et R.A. Hites. 1992. «Photodegradation of Polychlorinated Dioxins and Dibenzofurans Adsorbed to Fly Ash», *Environ. Sci. Technol.*, 26: 502-507.
- Kuehl, D.W., P.M. Cook, A.R. Batterman et B.C. Butterworth. 1987. «Isomer Dependent Bioavailability of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans from Municipal Incinerator Fly Ash to Carp», *Chemosphere*, 16: 657-666.
- Liem, A.K.D., R.V.D. Berg., H.J. Bremmer, J.M. Hesse et W. Sloof. 1993. Integrated Criteria Document: Dioxins. National Institute of Public Health and Environmental Protection. Report. No. 710401032, 191 p.
- Ligon, W.V., S.B. Dorn et R.J. May. 1989. Chlorodibenzofuran and Chlorodibenzo-p-dioxin Levels in Chilean Mummies Dated to about 2800 Years Before the Present. *Environ. Sci. Technol.*, 23: 1286-1290.
- Lustenhouwer, J.W.A., K. Olie et O. Hutzinger. 1980. «Chlorinated Dibenzo-p-dioxins and Related Compounds in Incinerator Effluents: A Review of Measurements and Mechanisms of Formation», *Chemosphere*, 9: 501. Cité dans Kasarek, F.W. et L.C. Dickson, 1987. «Model Studies of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxin Formation During Municipal Refuse Incineration». *Science*, 237: 754-756.
- Lyman, W.J., W.F. Reehl et D.H. Rosenblatt. 1982. Handbook of Chemical Properties Estimation Methods. McGraw Hill, N.Y. p. 54.
- MacDonald, R.W., W.J. Cretney, N. Crewe et D. Paton. 1992. «A History of Octachlorodibenzo-p-dioxin, 2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran, and 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl Contamination in Howe Sound, British Columbia», *Environ. Sci. Technol.*, 26: 1544-1550.
- Mackay, D., W.Y. Shiu et K.C. Ma. 1992. Illustrated Handbook of Physical-chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals: Polynuclear Aromatic Hydrocarbons, Polychlorinated Dioxins and Dibenzofurans. Vols. II. Lewis Publishers. Chelsea. MI.
- Marklund, S., C. Rappe, M. Tysklind et K.E. Egeback. 1987. «Identification of Polychlorinated Dibenzofurans and Dioxins in Exhausts from Cars on Leaded Gasoline», *Chemosphere*, 16: 29-36.
- Mazer, T. et F.D. Hileman. 1982. «The Ultraviolet Photolysis of Tetrachlorodibenzofurans», *Chemosphere*, 11: 651-661.

- MEEO (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario). 1985. Scientific Criteria Document for Standard Development No. 4-84. PCDDs and PCDFs, Toronto (Ontario).
- MEEO (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario). 1993. Candidate Substances for Bans, Phaseouts, or Reductions - Multimedia Revisions. LOG 93-05505. PIBS 2709.
- Mehrle, P.M., D.R. Buckler, E. Little, L.M. Smith, J.D. Petty, P.H. Peterman et D.L. Staling, G.M. De Graeve, J.J. Coyle et W.J. Adams. 1988. «Toxicity and Bioconcentration of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzodioxin and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran in Rainbow Trout», *Environ. Toxicol. Chem.*, 7: 47-62.
- Morcos, R. 1996. Entretien personnel. Bureau national de la prévention de pollution. Environnement Canada. Ottawa (Ontario) K1A 0H3
- Muir, D.C.G. 1996. Entretien personnel. Institut des eaux douces. Pêches et océans. Winnipeg (Manitoba) R3T 2N6.
- Muir, D.C.G., A.L. Yarechewski, A. Knoll et G.R.B. Webster. 1986. «Bioconcentration and Disposition of 1,3,6,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin and Octachlorodibenzo-*p*-dioxin by Rainbow Trout and Fathead Minnows». *Environ. Toxicol. Chem.*, 5: 261-272.
- Muir, D.C.G., B.E. Townshend et G.R.B. Webster. 1985a. Bioavailability of 14C-1,3,6,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin and 14C-octachlorodibenzo-*p*-dioxin to Aquatic Insects in Sediment and Water. In Chlorinated Dioxins and Dibenzofurans in the Total Environment II (L.H. Keith, C. Rappe et G.Choudhary, éd.), p. 89-102. Butterworth, London.
- Muir, D.C.G., W.K. Marshall et G.R.B. Webster. 1985b. «Bioconcentration of PCDDs by Fish: Effects of Molecular Structure and Water Chemistry». *Chemosphere*, 14: 829-833.
- Norén, K. 1993. Contemporary and Retrospective Investigations of Human Milk in the Trend Studies of Organochlorine Contaminants in Sweden. *The Science of the Total Environment*. Vol. 139/140: 347-355.
- Norstrom, R.J., M. Simon et D.C.G. Muir. 1990. «Polychlorinated Dibenzo-*p*-dioxins and Dibenzofurans in Marine Mammals in the Canadian North», *Environ. Pollut.*, 66: 1-19.
- NRCC. 1981a. Polychlorinated Dibenzo-*p*-dioxin: Criteria for their Effects on Man and His Environment. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality. NRCC no 18574, 251 p.
- NRCC. 1981b. Polychlorinated Dibenzo-*p*-dioxins: Limitations to the Current Analytical Techniques. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality. NRCC no 18576, 184 p.
- NRCC. 1984. Polychlorinated Dibenzofurans: Criteria for Their Effects on Humans and the Environment. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality. NRCC no 22846, 243 p.

- Olie, K., V.D. Berg et O. Hutzinger. 1983. «Formation and Fate of PCDD and PCDF from Combustion Processes», *Chemosphere*, 12: 627-636.
- PISC (Programme international sur la sécurité des substances chimiques). 1989. Critères d'hygiène de l'environnement n° 88. Polychlorinated Dibenzo-para-dioxins and Dibenzofurans. Organisation mondiale de la santé, Genève.
- PISC (Programme international sur la sécurité des substances chimiques). 1995. A Review of Selected Persistent Organic Pollutants. Ritter, L., K.R. Solomon., J. Forget, M. Stemeroff et C. O'Leary. Aldrin, Dieldrin, DDT, Endrin, Chlordane, Heptachlor, Hexachlorobenzene, Mirex, Toxaphene. OMS, Genève. 44 pages.
- Podoll, R.T., H.M. Jaber et T. Mill. 1986. «Tetrachlorodibenzodioxin: Rates of Volatilization and Photolysis in the Environment», *Environ. Sci. Technol.*, 20: 490-492.
- Rappe, C. et L. Kjeller. 1988. «Identification and Quantification of PCDDs and PCDFs in Urban Air», *Chemosphere*, 17: 3-20.
- Rapport découlant de la consultation d'experts. 1994. «Interpretative Review of the Potential Adverse Effects of Chlorinated Organic Chemicals on Human Health and the Environment», *Reg. Toxicol. Pharmacology*, 20: 1-1056.
- Safe, S., 1990. «Polychlorinated Biphenyls (PCBs), Dibenzo-p-dioxins (PCDDs), Dibenzofurans (PCDFs), and Related Compounds: Environmental and Mechanistic Considerations which Support the Development of Toxic Equivalency Factors (TEFs)», *Crit. Rev. Toxicol.*, 21: 1.
- Schaum, J., D. Cleverly, M. Loeber, L. Philips et G. Schwartz. 1993. «Sources of Dioxin-like Compounds and Background Exposure Levels», 13th International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds, *Organohalogenes*, 11: 325-328.
- Schecter, A.J., J.R. Sartin, M. Rose, C. Wright, I. Parker, D. Woods et H. Hansen. 1990a. «Chlorinated Dioxin and Dibenzofuran Levels in Human Milk from Africa, Pakistan, Southern Vietnam, the Southern U.S. and England», *Chemosphere*, 20: 919-925.
- Schecter, A.J., P. Fürst, C. Fürst, W. Groebel, S. Kolesnikov, M. Savachenkov, A. Beim, A. Boldonov, E. Trubitsun et B. Vlasov. 1990b. «Levels of Dioxins, Dibenzofurans and Other Chlorinated Xenobiotics in Human Milk from the Soviet Union», *Chemosphere*, 20: 927-934.
- Schecter, A.J., J.J. Ryan et J.D. Constable. 1986. «Chlorinated Dibenzo-p-dioxin and Dibenzofuran Levels in Adipose Tissue and Milk from the North and South of Vietnam», *Chemosphere*, 15: 1613-1620.
- Schecter, A., A. Dekin, N.C.A. Weerasinghe, S. Arghestani et M.L. Gross. 1988. Sources of Dioxins in the Environment: A Study of the PCDDs and PCDFs in Ancient, Frozen Eskimo Tissue», *Chemosphere*, 17: 627-631.

- Schechter, A.J., J.J. Ryan et J.D. Constable. 1989. «Chlorinated Dioxins and Dibenzofurans in the Human Milk from Japan, India, and the United States of America», *Chemosphere*, 18: 975-980.
- Segstro, M.D., D.C.G. Muir, M.R. Servos et G.R.B. Webster. 1995. «Long-term Fate and Bioavailability of Sediment-associated Polychlorinated Dibenzo-*p*-dioxins in Aquatic Mesocosms», *Environ. Toxicol. Chem.*, 14: 1799-1807.
- Servos, M.R., D.C.G. Muir, D.M. Whittle, D.B. Sergeant et G.R.B. Webster. 1989. «Bioavailability of Octachlorodibenzo-*p*-dioxin in Aquatic Ecosystems», *Chemosphere*, 19: 969-72.
- Sheffield, A. 1985. Polychlorinated Dibenzo-*p*-dioxins (PCDDs) and Polychlorinated Dibenzofurans (PCDFs): Sources and Releases. Report EPS 5/HA/2. Service de la protection de l'environnement, Canada, p. 8-11.
- Smith, R.M., P. O'Keefe, K. Aldous, R. Briggs, D. Hilker et S. Condor. 1992. «Measurement of PCDFs and PCDDs in Air Samples and Lake Sediments at Several Locations in Upstate New York», *Chemosphere*, 25: 95-98.
- Svenson, A., L.O. Kjeller et C. Rappe. 1989. «Enzyme-mediated Formation of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxins and Dibenzofurans», *Environ. Sci. Technol.*, 23: 900.
- Thomas, V.M. et T.G. Spiro. 1995. «An Estimation of Dioxin Emissions in the United States», *Toxicol. Environ. Chem.*, 50: 1-37.
- Tong, H.Y., M.L. Gross, A. Schechter, S.J. Monson et A. Dikin. 1990. «Sources of Dioxins in the Environment: Second Study of PCDD/Fs in Ancient Human Tissue and Environmental Samples», *Chemosphere*, 20: 7-8; 987-992.
- Tsushimoto, G., F. Matsumura et R. Sago. 1982. «Fate of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) in an Outdoor Pond and in Model Aquatic Ecosystems», *Environ. Toxicol. Chem.*, 1: 61-68.
- Tysklind, M. et C. Rappe. 1991. «Photolytic Transformation of Polychlorinated Dioxins and Dibenzofurans in Fly Ash», *Chemosphere*, 23: 1365-75.
- Wakimoto, T. et R. Tatsukawa. 1985. «Polychlorinated Dibenzo-*para*-dioxins and Dibenzofurans in Fly-ash and Cinders Collected from Several Municipal Incinerators in Japan», *Environ. Health Pers.*, 59: 159-162.
- Willes, R.F., E.R. Nestmann, P.A. Miller, J.C. Orr et I.C. Munro. 1993. «Scientific Principles for Evaluating the Potential for Adverse Effects from Chlorinated Organic Chemicals in the Environment», *Toxicol. Pharm.*, 18: 313-356.

Yockim, R.S., A.R. Isensee et G.E. Jones. 1978. «Distribution and Toxicity of TCDD and 2,4,5-T in an Aquatic Model Ecosystem», *Chemosphere*, 7: 215-220.

Annexe I Liste des congénères substitués aux positions minimales 2,3,7,8

2,3,7,8-tétrachlorodibenzodioxine
1,2,3,7,8-pentachlorodibenzodioxine
1,2,3,4,7,8-hexachlorodibenzodioxine
1,2,3,7,8,9-hexachlorodibenzodioxine
1,2,3,6,7,8-hexachlorodibenzodioxine
1,2,3,4,6,7,8-heptachlorodibenzodioxine
octachlorodibenzodioxine
2,3,7,8-tétrachlorodibenzofuranne
2,3,4,7,8-pentachlorodibenzofuranne
1,2,3,7,8-pentachlorodibenzofuranne
1,2,3,4,7,8-hexachlorodibenzofuranne
1,2,3,7,8,9-hexachlorodibenzofuranne
1,2,3,6,7,8-hexachlorodibenzofuranne
2,3,4,6,7,8-hexachlorodibenzofuranne
1,2,3,4,6,7,8-heptachlorodibenzofuranne
1,2,3,4,7,8,9-heptachlorodibenzofuranne
octachlorodibenzofuranne

Annexe II Critères de sélection des substances pour la voie 1 de la Politique de gestion des substances toxiques

| Persistance ¹ | | Bioaccumulation ³ | Toxicité ⁴ | Principalement anthropique ⁵ |
|--------------------------|------------------------|------------------------------|--|---|
| Milieu | Demi-vie | | | |
| Air | ≥ 2 jours ² | FBA ≥ 5 000 ou | Toxique selon la LCPE ou équivalente à toxique selon la LCPE | Présence dans l'environnement essentiellement causée par une activité humaine |
| Eau | ≥ 6 mois | FBC ≥ 5 000 ou | | |
| Sédiments | ≥ 1 an | ou | | |
| Sol | ≥ 6 mois | log K_{oc} ≥ 5,0 | | |

- ¹ Une substance est considérée comme persistante lorsqu'elle satisfait au critère établi dans un milieu quelconque.
- ² Une substance peut être considérée comme persistante dans l'air s'il est prouvé qu'elle est transportée dans l'atmosphère jusqu'à des régions éloignées, comme l'Arctique.
- ³ D'après le corps entier et le poids frais. Le facteur de bioaccumulation (FBA) est préféré au facteur de bioconcentration (FBC); en l'absence de données sur le FBA ou le FBC, on peut utiliser le logarithme du coefficient de partage octanol-eau (log K_{oc}).
- ⁴ Une substance est jugée toxique si, à la suite d'une évaluation scientifique rigoureuse, elle répond directement ou de façon équivalente à la définition donnée de «toxique» figurant à l'article 11 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, à savoir : «est toxique toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à : a) avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement; b) mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie humaine; c) constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.»
- ⁵ Selon les avis d'experts, la présence de la substance dans un milieu est principalement causée par les quantités de la substance qui sont utilisées ou rejetées dans le cadre d'une activité humaine plutôt que les apports naturels. Les éléments et les composés inorganiques naturels ne peuvent être visés par l'élimination virtuelle de l'environnement.

