

Rapport de suivi sur cinq substances de la LSIP1 pour lesquelles les renseignements permettant d'en arriver à une conclusion au sujet de leur danger pour l'environnement étaient insuffisants

**1,2-dichlorobenzène
1,4-dichlorobenzène
Trichlorobenzènes
Tétrachlorobenzènes
Pentachlorobenzène**

Decembre 2003

Table des matières

SYNOPSIS	1
1.0 INTRODUCTION	3
2.0 CARACTÉRISATION DE LA PÉNÉTRATION DANS L'ENVIRONNEMENT	4
2.1 REJETS ANTHROPIQUES AU CANADA	4
3.0 CARACTÉRISATION DE L'EXPOSITION	5
3.1 DEVENIR DANS L'ENVIRONNEMENT	5
3.1.1 <i>Sédiments</i>	5
3.1.2 <i>Sols</i>	6
3.1.3 <i>Biote</i>	6
3.2 CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT	7
3.2.1 <i>Sédiments à proximité de sources ponctuelles</i>	7
3.2.2 <i>Transport à longue distance</i>	8
3.2.3 <i>Sols</i>	8
4.0 CARACTÉRISATION DES EFFETS	9
4.1 ORGANISMES BENTHIQUES	9
4.2 ORGANISMES ENDOGÈS	12
5.0 ÉVALUATION DU CARACTÈRE «TOXIQUE» AU SENS DE LA LCPE 1999	12
5.1 LCPE 64A): ENVIRONNEMENT	12
5.2 CRITÈRES DE PERSISTANCE ET DE BIOACCUMULATION DÉFINIS DANS LE RÈGLEMENT SUR LA PERSISTANCE ET LA BIOACCUMULATION PRIS EN VERTU DE LA LCPE 1999	13
5.2.1 <i>Persistance</i>	13
5.2.1.1 <i>Sédiments</i>	13
5.2.1.2 <i>Sols</i>	13
5.2.1.3 <i>Air</i>	13
5.2.2 <i>Bioaccumulation</i>	14
5.3 PARAMÈTRES DE L'ÉVALUATION	14
5.4 CARACTÉRISATION DU RISQUE POUR L'ENVIRONNEMENT	14
5.4.1 <i>Sédiments</i>	14
5.4.1.1 Calcul des valeurs estimées sans effet observé (VESEO _{SED})	15
5.4.1.2 Calcul des quotients de risque pour les sédiments	15
5.4.2 <i>Sols</i>	17
5.4.2.1 Calcul des valeurs estimées sans effet observé (VESEO _{SOL})	17
5.4.2.2 Calcul des quotients de risque pour les sols	17
5.5 SOURCES D'INCERTITUDE	18
5.6 CONCLUSIONS	19

6.0 MESURES DE SUIVI.....	20
7.0 BIBLIOGRAPHIE.....	21
ANNEXE 1. CRITÈRES DE PERSISTANCE ET DE BIOACCUMULATION DÉFINIS DANS LE RÈGLEMENT SUR LA PERSISTANCE ET LA BIOACCUMULATION PRIS EN VERTU DE LA LCPE 1999 (GOUVERNEMENT DU CANADA, 2000).....	39
ANNEXE 2: STRATÉGIE DE RECHERCHE – NOUVEAUX RENSEIGNEMENTS CONCERNANT L'ÉVALUATION DE LA «TOXICITÉ» POUR L'ENVIRONNEMENT AU SENS DE L'ALINÉA 644) DE LA LCPE 1999.	40

Liste des tableaux

Tableau 1. Résumé des renseignements sur la production et l'utilisation des CBz au Canada ¹ ...	29
Tableau 2. Concentration des CBz dans les boues d'égout	29
Tableau 3. Valeurs médianes des récentes concentrations de CBz dans les sédiments canadiens à proximité de sources ponctuelles, normalisées par rapport au CO	30
Tableau 4. Concentrations médianes des CBz dans les sols, normalisées par rapport au CO	31
Tableau 5. Pourcentage des populations expérimentales d'eau douce (<i>Hexagenia</i> spp. et <i>Tubifex tubifex</i>) touché par une exposition de 21 et 28 jours respectivement aux CBz (concentrations normalisées en $\mu\text{g/g}$ de CO^{-1}) (Day <i>et al.</i> , 1995)	32
Tableau 6. Concentrations minimales de CBz produisant un effet sur l'amphipode marin <i>Rhepoxynius abronius</i> (Doe <i>et al.</i> , 1995)	33
Tableau 7. Concentrations minimales produisant un effet dans les sédiments ($\mu\text{g/g}$ de CO) fondées sur les données concernant les effets sur les organismes de la colonne d'eau et calculées par la méthode du partage à l'équilibre	34
Tableau 8. Concentrations minimales produisant un effet ($\mu\text{g/g}$ de CO) sur la laitue cultivée et les vers de terre	35
Tableau 9. VCT _{SED} choisies pour les organismes benthiques d'eau douce et marins	36
Tableau 10. Coefficients utilisés et VESEO _{SED} calculées pour les organismes benthiques (d'eau douce et marins)	36
Tableau 11. Quotients de risque pour les organismes benthiques, fondés sur les VEE (VEE _{SED}) maximales pour les sédiments canadiens	37
Tableau 12. Calcul des VESEO _{SOL} pour les organismes endogés	37
Tableau 13. Quotients de risque pour les organismes terrestres, fondés sur les VEE (VEE _{SOL}) maximales pour les sols canadiens	38

Liste des acronymes et des abréviations

1,2-DCB	1,2-dichlorobenzène
1,4-DCB	1,4-dichlorobenzène
BPC	biphényles polychlorés
CBz	dérivés chlorés du benzène (1,2-dichlorobenzène, 1,4-dichlorobenzène, trichlorobenzènes, tétrachlorobenzènes et pentachlorobenzène)
CD ₅	concentration dangereuse pour 5 % des organismes exposés
CE ₅₀	concentration médiane efficace
CL ₅₀	concentration létale médiane
CL ₉₀	concentration létale pour 90 % des organismes expérimentaux
CME0	concentration minimale avec effet observé
CO	carbone organique
CSEA	concentration seuil produisant des effets apparents
CSEO	concentration sans effet observé
DCB	dichlorobenzène
FBA	facteur de bioaccumulation
FBC	facteur de bioconcentration
INRP	Inventaire national des rejets de polluants
K _{oe}	coefficient de partage entre l'octanol et l'eau
LCPE	<i>Loi canadienne sur la protection de l'environnement</i>
LCPE 1999	<i>Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999</i>
LDM	limite de détection de la méthode
LISP	liste des substances d'intérêt prioritaire
LISP1	première liste des substances d'intérêt prioritaire
QCB	pentachlorobenzène
PEq	partage à l'équilibre
p.s.	poids sec
RAC	rapport aigu-chronique
SEEE	station d'épuration des eaux d'égout
TCB	trichlorobenzène
TeCB	tétrachlorobenzène
VCT	valeur critique de la toxicité
VCT _{SED}	valeur critique de la toxicité pour les sédiments
VEE	valeur estimée de l'exposition
VESEO	valeur estimée sans effet observé
VESEO _{SED}	valeur estimée sans effet observé pour les sédiments
VESEO _{SOL}	valeur estimée sans effet observé pour les sols

SYNOPSIS

Le 1,2-dichlorobenzène (1,2-DCB), le 1,4-dichlorobenzène (1,4-DCB), les trichlorobenzènes (TCB), les tétrachlorobenzènes (TeCB) et le pentachlorobenzène (QCB), qui figuraient sur la première liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP1), ont été évalués pour déterminer si ces substances devraient être jugées «toxiques» au sens de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE). L'évaluation de ces composés a permis de conclure qu'ils n'étaient pas «toxiques» au sens des alinéas 11*b*) ou 11*c*) de la LCPE, mais les renseignements permettant de dire si ces substances pouvaient avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement en vertu de l'alinéa 11*a*) étaient insuffisants. Il n'existait pas de données sur les concentrations de ces dérivés chlorés du benzène (CBz) dans les sédiments d'eau douce et marins ainsi que dans les sols. Pour terminer cette évaluation, il fallait aussi des données correspondantes au sujet des effets sur les organismes benthiques et endogés.

Subséquemment à l'évaluation des substances de la LSIP1, la LCPE 1999, une version révisée de la LCPE, est entrée en vigueur. À l'alinéa 64*a*) de la LCPE 1999, la définition du terme «toxique» est semblable à celle qu'en donne l'alinéa 11*a*) de la version originale de la LCPE, c'est-à-dire avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement. Toutefois, dans la LCPE 1999, l'alinéa 64*a*) a été élargi de façon à inclure les effets sur la biodiversité. Des projets de recherche sur les CBz d'intérêt ont été financés, et l'accent a été mis sur les études examinant les effets de ces substances sur les organismes benthiques. En outre, on a recherché dans les dernières publications de nouvelles données sur les concentrations de chacun des CBz d'intérêt dans les sédiments et les sols, ainsi que des renseignements concernant les effets sur les organismes de l'exposition à ces composés.

Des rapports datant du début des années 90 indiquent que le 1,2-DCB et le 1,4-DCB sont produits au Canada. Cette dernière substance est plus largement utilisée que la première, surtout comme assainisseur d'air et désodorisant. Vers le milieu des années 90, on s'attendait à ce que de 40 à 45 tonnes de TCB soient importées au Canada, mais aucune importation de TeCB et de QCB n'était prévue.

Les effluents des stations d'épuration des eaux résiduelles industrielles et des eaux d'égout sont la principale voie de pénétration des CBz dans les eaux de surface canadiennes et leurs sédiments. On a retrouvé du 1,2-DCB, du 1,4-DCB, des TCB, des TeCB et du QCB dans les effluents des fabriques de pâtes et papiers. Les effluents de l'industrie métallurgique et sidérurgique contribuent aux apports de TCB, de TeCB et de QCB, tandis que ceux des raffineries de pétrole contiendraient des TeCB et du QCB. Les dérivés chlorés du benzène contenant plusieurs atomes de chlore, notamment l'hexachlorobenzène, sont sujets à une déchloration réductrice, ce qui peut contribuer à l'accumulation d'homologues moins chlorés (p. ex., les DCB et les TCB) dans les sédiments enfouis. La principale source de CBz dans les sols canadiens est le déversement accidentel de produits chimiques industriels, mais ces substances peuvent se retrouver dans les sols agricoles à la suite de l'épandage de boues d'égout. Les émissions industrielles dans l'atmosphère constituent une autre voie de pénétration dans l'environnement canadien.

Au Canada, les plus fortes concentrations de chacun des CBz visés par le rapport

ont été mesurées dans des échantillons de sédiments prélevés dans la rivière St. Clair en Ontario. Le 1,4-DCB a été le seul CBz décelé dans les échantillons de sols canadiens. Il est reconnu que les CBz dont il est ici question produisent des effets chroniques et aigus sur les organismes benthiques et endogés. Les études de toxicité réalisées jusqu'à présent indiquent qu'en général, les organismes benthiques sont plus sensibles que les organismes endogés.

Les concentrations des CBz qui sont d'intérêt et se trouvant dans les sédiments fortement contaminés de la Rivière St. Clair sont suffisamment élevés pour causer des effets nocifs aux organismes benthiques sensibles.

On a déterminé que chacun des CBz visés par le présent rapport persistait dans les sédiments pendant plus de deux ans. On a calculé que la demi-vie du 1,2-DCB, du 1,4-DCB, des TCB et des TeCB dans le sol était d'environ huit mois et que celle du QCB était d'environ deux ans. En outre, comme les TeCB et le QCB peuvent être transportés dans l'atmosphère de leur source jusqu'à une région éloignée, ils satisfont aux critères de persistance dans l'air. Tous ces CBz satisfont aux critères de persistance définis dans le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation pris en vertu de la LCPE 1999 (Gouvernement du Canada, 2000), en raison de leur persistance dans les sédiments et le sol. Les TeCB et le QCB, qui sont fortement chlorés, sont aussi persistants dans l'air. Les dérivés chlorés du benzène contenant peu d'atomes de chlore (le 1,2-DCB, le 1,4-DCB et les TCB) ne sont probablement pas bioaccumulables, mais les TeCB et le QCB peuvent l'être et satisfont aux critères de bioaccumulation définis dans le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation. Comme on a constaté que les TeCB et le QCB étaient persistants dans l'environnement et qu'ils pouvaient être bioaccumulables, l'évaluation des risques que présentent ces substances a été plus prudente que dans le cas des composés ne satisfaisant pas aux critères susmentionnés.

Compte tenu des renseignements disponibles, on conclut que le 1,2-DCB, le 1,4-DCB et les TCB ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, mais que les TeCB et le QCB pénètrent dans l'environnement et ont un effet nocif sur l'environnement ou la diversité biologique. En conséquence, le 1,2-DCB, le 1,4-DCB et les TCB ne sont pas jugés «toxiques» au sens de l'alinéa 64a) de la LCPE 1999, mais que les TeCB et le QCB le soient.

Comme le QCB et les TeCB sont persistants, bioaccumulables et principalement d'origine anthropique, et qu'il est proposé de les considérer " toxiques " au sens de l'alinéa 64a) de la LCPE 1999, ils satisfont aux critères établis dans la Politique de gestion des substances toxiques en ce qui concerne les substances de la voie 1. Ils devraient donc être virtuellement éliminés de l'environnement. Étant donné que ces substances ne sont pas actuellement commercialisées au Canada, des options en vue de prévenir leur réintroduction sur le marché canadien devraient être étudiées.

1.0 INTRODUCTION

Le 1,2-dichlorobenzène (1,2-DCB), le 1,4-dichlorobenzène (1,4-DCB), les trichlorobenzènes (TCB), les tétrachlorobenzènes (TeCB) et le pentachlorobenzène (QCB) figurent sur la première liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP1) dressée conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) et publiée le 11 février 1989 dans la Partie I de la *Gazette du Canada*. Des évaluations visant à déterminer si ces dérivés chlorés du benzène (CBz) devraient être jugés «toxiques» au sens de la LCPE ont été terminées en 1993 (Gouvernement du Canada, 1993a, 1993b, 1993c, 1993d et 1993e)¹. On a conclu que ces substances ne mettaient pas en danger l'environnement essentiel pour la vie humaine ni la vie ou la santé humaine, et on a donc jugé qu'elles n'étaient pas «toxiques» au sens des alinéas 11*b*) ou *c*) de la LCPE. En outre, pendant la période visée par les évaluations originales, on a déterminé que les concentrations de 1,2-DCB, de 1,4-DCB, de TCB, de TeCB et de QCB dans l'air et les eaux de surface au Canada ne produisaient probablement pas d'effets nocifs sur le biote aquatique ou la faune. Toutefois, il manquait de données acceptables concernant les effets de ces CBz sur les organismes benthiques et endogés et les concentrations de ces substances dans les sols canadiens. Il était donc impossible de savoir si des effets nocifs se produisaient en raison de l'accumulation de ces substances dans les sédiments et le sol. À cause de ce manque de données, on a conclu que les renseignements existants sur les sédiments et les sols étaient insuffisants pour déterminer si ces substances devraient être jugées «toxiques» au sens de l'alinéa 11*a*) de la LCPE.

La LCPE 1999, une version révisée de la LCPE, est entrée en vigueur le 31 mars 2000. Dans cette nouvelle loi, l'alinéa 64*a*), qui est semblable à l'alinéa 11*a*) de la version originale de la LCPE, mentionne qu'une substance est toxique si elle a, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement, mais il a été élargi de façon à inclure les effets sur la biodiversité. La LCPE 1999 met davantage l'accent sur la prévention de la pollution, fait entrer en ligne de compte le principe de prudence et exige un traitement spécial pour les substances persistantes et bioaccumulables. Les substances dont on sait qu'elles sont à la fois persistantes et bioaccumulables seront donc évaluées de façon plus prudente que pour les autres substances.

À la suite de la publication des rapports d'évaluation des CBz figurant sur la LSIP, d'autres études ont été conçues et financées. Day *et al.* (1995) et Doe *et al.* (1995) ont publié des données sur la toxicité du 1,2-DCB, du 1,4-DCB, des TCB et des TeCB pour les organismes benthiques d'eau douce et marins. En outre, les concentrations de 1,2-DCB, de 1,4-DCB, de TCB, de TeCB et de QCB ont été mesurées dans les sédiments au voisinage de sources ponctuelles (c'est-à-dire des exutoires des stations d'épuration des eaux d'égout [SEEE] et des usines de textile) dans le Canada atlantique. Les études en laboratoire comprenaient des essais de toxicité ayant pour but de déterminer les effets de l'exposition aux sédiments à certaines distances des sources ponctuelles (Rutherford *et al.*, 1995). Les concentrations de 1,2-DCB et de 1,4-DCB ont été mesurées dans les sédiments prélevés par le ministère ontarien de l'Environnement à proximité des exutoires de fabriques de produits chimiques et d'une SEEE sur la rivière St. Clair, près de Sarnia (DeLuca et Fox, 1995).

Une recherche bibliographique en vue de trouver de nouvelles données sur les CBz d'intérêt a été effectuée en 1995, puis de nouveau en 1999. On a aussi recherché dans les bases de données de l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) et de l'Accélération de la réduction et de l'élimination des toxiques, gérées par Environnement Canada, des

¹renseignements sur les CBz. Les scientifiques des gouvernements fédéral et ontarien ont aussi été priés de fournir des données inédites sur l'évaluation du 1,2-DCB, du 1,4-DCB, des TCB, des TeCB et du QCB effectuée en vertu de l'alinéa 11a) de la LCPE ou de l'alinéa 64a) de la LCPE 1999.

De récentes données ont confirmé la conclusion précédente, à savoir que le 1,2-DCB, le 1,4-DCB, les TCB, les TeCB ou le QCB présents dans l'air et l'eau au Canada ne produisent probablement pas d'effets nocifs sur l'environnement. Le présent rapport a donc pour but de déterminer si les accumulations de certains CBz dans les sédiments aquatiques ou les sols peuvent être nocives pour les organismes benthiques ou endogés qui y sont exposés.

2.0 CARACTÉRISATION DE LA PÉNÉTRATION DANS L'ENVIRONNEMENT

2.1 Rejets anthropiques au Canada

Il n'existe pas de sources naturelles connues de 1,2-DCB, de 1,4-DCB, de TCB, de TeCB ou de QCB. Le 1,2-DCB et le 1,4-DCB sont les seuls CBz visés qui sont produits au Canada (tableau 1). Des rapports publiés vers le milieu des années 90 indiquent que le 1,4-DCB est le plus largement utilisé au Canada (1 000 tonnes), surtout comme assainisseur d'air et désodorisant (Kovrig, 1996). D'après les résultats de l'enquête, les importations prévues de TCB variaient entre 40 et 45 tonnes vers le milieu des années 90, et on ne prévoyait pas d'importations de TeCB et de QCB au Canada (Camford Information Services, 1991).

Des rejets de 1,2-DCB et de 1,4-DCB ont été déclarés à l'INRP pour la période de 1994 à 1998. Les rejets de 1,2-DCB variaient entre 0,4 et 0,5 tonne, et ceux de 1,4-DCB, entre 8,1 et 10,4 tonnes (INRP, 1994, 1995, 1996, 1997 et 1998). Des rejets dans l'air ont été mentionnés pour les deux composés. De 8 à 23 tonnes de 1,2-DCB et de 0,4 à 0,5 tonne de 1,4-DCB ont été éliminées par incinération (INRP, 1994, 1995, 1996, 1997 et 1998). D'après les membres de l'Association canadienne des fabricants de produits chimiques (1999), les émissions totales de 1,4-DCB, qui étaient de 116 tonnes en 1993, ont diminué à 55 tonnes en 1997. Les rejets des autres CBz visés par le présent rapport (les TCB, les TeCB et le QCB) n'ont pas été déclarés à l'INRP.

Les effluents des stations d'épuration des eaux usées industrielles et des SEEE constituent la principale voie de pénétration des CBz dans les eaux de surface au Canada et leurs sédiments. Les principaux secteurs industriels comprennent les fabriques de produits chimiques et les usines de textile. On a aussi retrouvé des CBz dans les effluents des fabriques de pâtes et papiers (Gouvernement du Canada, 1993a, 1993b, 1993c, 1993d et 1993e). Les effluents de l'industrie métallurgique et sidérurgique contribuent aux apports de TCB, de TeCB et de QCB, et ceux des raffineries de pétrole contiendraient des TeCB et du QCB (Gouvernement du Canada, 1993c, 1993d et 1993e). La déchloration réductrice des dérivés chlorés du benzène contenant plusieurs atomes de chlore, notamment de l'hexachlorobenzène, peut occasionner l'accumulation d'homologues moins chlorés (p. ex., les DCB et les TCB) dans les sédiments enfouis (Beurskens *et al.*, 1993a et 1993b).

¹ Le Rapport d'évaluation de la LSIP1 qui porte sur les CBz figure sur les sites Web suivants : www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/lcip1.htm ou www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/PESIP/LSIP1_IIC.cfm.

La principale source signalée de CBz dans les sols canadiens est le déversement accidentel de produits chimiques industriels, y compris les fluides diélectriques contenant des biphényles polychlorés (BPC) (Gouvernement du Canada, 1993a, 1993b, 1993c et 1993d). Les rejets industriels dans l'atmosphère (Ding *et al.*, 1992) et l'épandage de boues d'égout sur les sols agricoles (Webber et Nichols, 1995) comptent parmi les autres sources possibles.

Quelques études ont indiqué les concentrations de CBz dans les boues d'égout. Dans une étude portant sur des échantillons de boues d'égout prélevés dans 12 municipalités canadiennes, les concentrations de 1,2-DCB et de 1,4-DCB ont été mesurées (tableau 2). Dans les boues de toutes les municipalités, les concentrations de TCB étaient inférieures aux limites de détection. Les TeCB et le QCB n'étaient pas visés par cette étude (Webber et Nichols, 1995). Les concentrations de DCB mesurées dans les échantillons de boues prélevés au Canada étaient inférieures à celles signalées aux États-Unis pendant les années 80 et aux concentrations actuellement enregistrées au Royaume-Uni (tableau 2).

3.0 CARACTÉRISATION DE L'EXPOSITION

3.1 Devenir dans l'environnement

3.1.1 Sédiments

En laboratoire et en milieu anaérobie, une déchloration due à des processus biotiques et abiotiques a été observée dans le cas de tous les CBz (Bosma *et al.*, 1988; Peijnenburg *et al.*, 1992; Beurskens *et al.*, 1993b, 1994; Yonezawa *et al.*, 1994). Les demi-vies de déchloration varient entre quelques jours seulement et plus d'un an, selon les CBz étudiés et la nature des sédiments utilisés. Mackay *et al.* (1992) ont calculé que, dans les sédiments de surface, la demi-vie moyenne de tous les CBz visés par le présent rapport était d'environ deux ans. Les résultats obtenus par modélisation de la fugacité (Mackay *et al.*, 1992) et dans les études empiriques (Oliver et Carey, 1986) indiquent que les CBz entrant dans la colonne d'eau sont généralement absorbés sur les particules et s'accumulent dans les sédiments marins. On sait que ces substances persistent longtemps dans les sédiments. Oliver et Nicol (1982, 1983) ont comparé les pourcentages relatifs des différents congénères des CBz dans les sédiments de surface et de subsurface, et ils n'ont guère relevé de preuves d'une oxydation microbienne ou d'une déchloration anaérobie des dérivés chlorés du benzène contenant plusieurs atomes de chlore présents dans les sédiments du Lac Ontario. On a décelé des CBz dans des carottes de sédiments datant du début des années 1900 (Eisenreich *et al.*, 1989; Muir *et al.*, 1995, 1996; Rawn *et al.*, 2000a, 2000b).

Bien qu'une grande partie des dérivés chlorés du benzène contenant de 2 à 5 atomes de chlore s'absorbent sur la matière organique, on en retrouve dans l'eau interstitielle des sédiments sous forme de colloïdes complexés avec la matière organique dissoute ou de molécules dissoutes libres (Di Toro *et al.*, 1991). Les molécules non complexées peuvent passer à travers les membranes des cellules et entrer dans les organismes pendant l'exposition à l'eau interstitielle des sédiments. En outre, l'ingestion directe de carbone organique (CO) contaminé par les CBz peut être une importante voie d'exposition pour certains organismes benthiques.

Des études de désorption portent à croire qu'une adsorption irréversible se produit dans certains sédiments et qu'un équilibre n'est donc pas toujours atteint. L'irréversibilité de la liaison des composés organiques augmente probablement en fonction de la durée de l'exposition, mais cette théorie a été mise en doute par certains auteurs (Kan *et al.*, 1994).

3.1.2 Sols

Les CBz peuvent pénétrer dans le sol superficiel à la suite de déversements, de l'épandage de boues d'égout et de dépôts atmosphériques provenant de sources industrielles locales et éloignées. Comme on l'a observé pour les sédiments, les CBz se partagent entre les particules et la phase liquide. Parce qu'ils sont plus hydrophobes, on croit que les dérivés chlorés du benzène contenant de 2 à 5 atomes de chlore sont relativement immobiles dans les sols, notamment dans ceux dont la teneur en CO est élevée. Ces composés disparaissent du sol surtout par volatilisation et biodégradation. On a calculé que, dans le sol, la demi-vie moyenne du 1,2-DCB, du 1,4-DCB, des TCB et des TeCB était d'environ huit mois, et celle du QCB, de deux ans (Mackay *et al.*, 1992).

Bien que la biodisponibilité de ces composés puisse être réduite dans les sols âgés (Gas Research Institute, 1995), leur absorption par les organismes endogés peut aussi être causée par l'exposition aux formes librement dissoutes dans les eaux interstitielles. L'ingestion de la matière organique du sol constitue une autre voie de pénétration pour ces organismes. Dans les plantes, l'absorption de CBz peut se faire directement par les racines ou par le feuillage lorsqu'il y a volatilisation de ces composés à partir de la surface du sol (Trapp *et al.*, 1990; Scheunert *et al.*, 1994; Wang et Jones, 1994).

3.1.3 Biote

Des facteurs de bioconcentration (FBC) et de bioaccumulation (FBA) pour les CBz ont généralement été mentionnés pour tout l'organisme. Dans les études en laboratoire (Gouvernement du Canada, 1993a), des FBC du 1,2-DCB variant entre 270 et 560 ont été calculés pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). Dans le cas du 1,4-DCB, les FBC pour la truite arc-en-ciel étaient de 370 à 1400 (Gouvernement du Canada, 1993b). Les FBC des TCB pour divers organismes aquatiques variaient entre 100 et 4000 (Gouvernement du Canada, 1993c).

Les FBA des TeCB variaient entre 1180 et 135 000 pour le tête-de-boule (*Pimephales promelas*), la truite arc-en-ciel, le guppy (*Poecilia reticulata*) et les vers de terre (*Eisenia andrei*) (Gouvernement du Canada, 1993d). Les FBA du QCB étaient respectivement de 810 et de 20 000 pour la moule bleue (*Mytilus edulis*) et la truite arc-en-ciel, mais ils étaient beaucoup plus élevés (401 000) pour les vers de terre (*E. andrei*) (Gouvernement du Canada, 1993e). Dernièrement, Burkhard *et al.* (1997) ont calculé pour un certain nombre d'espèces des FBA fondés sur les concentrations de TCB, de TeCB et de QCB librement dissous, normalisées par rapport aux lipides. Calculés pour tout l'organisme et en poids humide, les FBA mentionnés par Burkhard *et al.* (1997) étaient respectivement compris entre 427 et 630, 871 et 1905 et 6310 et 12 883 pour les TCB, les TeCB et le QCB. En général, plus le degré de chloration est élevé, plus la bioaccumulation des CBz augmente.

On a calculé que le logarithme du coefficient de partage entre l'octanol et l'eau ($\log K_{oe}$) est de 3,4 pour le 1,2-DCB et le 1,4-DCB, de 3,85 à 4,30 pour les TCB, de 4,5 pour les TeCB et de 5,0 pour le QCB (Mackay *et al.*, 1992).

3.2 Concentrations dans l'environnement

3.2.1 Sédiments à proximité de sources ponctuelles

Les CBz, comme d'autres composés hydrophobes non ioniques, s'absorbent sur la matière organique des sédiments. En outre, leur biodisponibilité est inversement proportionnelle à la teneur en CO des sédiments. Par conséquent, au tableau 3, les concentrations de CBz ont été normalisées par rapport au CO au moyen de l'équation suivante:

$$\text{Concentration normalisée par rapport au CO (en mg/kg de p.s.)} = \frac{C_{CBz}}{f_{co}}$$

où C_{CBz} représente la concentration de CBz dans tout le sédiment (en mg/kg de p.s.), et f_{co} , la fraction de CO dans le sédiment.

Dans les sédiments canadiens, les plus fortes concentrations de CBz ont été mesurées pendant les années 80 à proximité d'emplacements industriels sur la rivière St. Clair à Sarnia, en Ontario (Σ DCBs: <LDM-31 $\mu\text{g/g}$ de p.s., ou <LDM-2070 $\mu\text{g/g}$ de CO) (Oliver et Pugsley, 1986). En général, les plus fortes concentrations des CBz d'intérêt ont été mesurées dans les échantillons prélevés au voisinage de l'égout de la Dow Chemical of Canada sur la première rue. Les stations d'échantillonnage étaient situées en amont et en aval des fabriques de produits chimiques. Fox *et al.* (1983) ont mentionné de fortes concentrations de CBz (concentration maximale de 1,4-DCB = 1,3 $\mu\text{g/g}$ de p.s., ou 37 $\mu\text{g/g}$ de CO) dans les sédiments de surface du Lac Ontario près de l'embouchure de la rivière Niagara (tableau 3).

Dernièrement, du 1,4-DCB a été décelé dans des échantillons de sédiments prélevés à proximité des effluents de stations municipales d'épuration des eaux usées (<10-90 ng/g de p.s., ou <0,1-16 $\mu\text{g/g}$ de CO) en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick (Rutherford *et al.*, 1995). Dans une autre étude récente, des concentrations élevées de 1,4-DCB (1,7 $\mu\text{g/g}$ de p.s., ou 40 $\mu\text{g/g}$ de CO) ont été enregistrées dans des sédiments à proximité des exutoires de stations municipales d'épuration des eaux usées près de Victoria, en Colombie-Britannique (EVS, 1992 et 1996). C'est dans la rivière St. Clair, au voisinage de fabriques de produits chimiques organiques et d'usines pétrochimiques près de Sarnia, que les concentrations de CBz dans les sédiments canadiens sont encore le plus élevées (DeLuca et Fox, 1995; Kauss, 1995). Les concentrations médianes des CBz d'intérêt dans le tronçon le plus contaminé de la rivière (de 1 à 2 km de long) ont diminué d'un ordre de grandeur entre 1984 et 1994 (Oliver et Pugsley, 1986; Bédard et Petro, 1992; Kauss, 1995), mais il est impossible de comparer directement les travaux d'échantillonnage anciens et plus récents en raison des différences qui existent entre les lieux d'échantillonnage et les méthodes de prélèvement et d'analyse des échantillons.

On n'a pas relevé de données récentes sur les concentrations de CBz dans les sédiments du delta de la rivière Niagara, mais les résultats de la surveillance continue de ce cours d'eau indiquent que les concentrations de CBz dans cette rivière et dans les sédiments en suspension sont dix fois moins élevées qu'au début des années 80 (Kuntz, 1993), comme on l'a

observé pour les sédiments de la rivière St. Clair. Il est donc probable que les concentrations actuelles de CBz dans les sédiments de surface du delta de la rivière Niagara sont moins élevées que celles déjà mentionnées pour cette région (tableau 3).

Même si les concentrations de 1,4-DCB étaient élevées dans les échantillons de sédiments prélevés à proximité des exutoires des SEEE avec traitement primaire de Sarnia, en Ontario (DeLuca et Fox, 1995; Kauss, 1995), de Halifax, en Nouvelle-Écosse (Rutherford *et al.*, 1995) et de Victoria, en Colombie-Britannique (EVS, 1992; Chapman *et al.*, 1996), elles étaient inférieures à la limite de détection (environ 0,01 µg/g de p.s., ou 2,2 µg/g de CO) au voisinage d'une SEEE avec traitement secondaire à Fredericton, au Nouveau-Brunswick et d'une SEEE avec étang à Berwick, en Nouvelle-Écosse (Rutherford *et al.*, 1995). Ces résultats indiquent que les concentrations de 1,4-DCB n'augmentent pas dans les sédiments à proximité de toutes les SEEE canadiennes (Rutherford *et al.*, 1995). Les concentrations des CBz d'intérêt étaient aussi inférieures aux limites de détection (environ 0,01 µg/g de p.s., ou 2,4 µg/g de CO) dans les sédiments prélevés au voisinage des exutoires des usines de textile de Caraquet, au Nouveau-Brunswick, de Bridgetown, en Nouvelle-Écosse et de Magog, au Québec (Rutherford *et al.*, 1995).

3.2.2 Transport à longue distance

Quelques-uns des CBz d'intérêt (les TeCB et le QCB) ont été retrouvés dans les sédiments lacustres des régions tempérées et de l'Arctique canadien (Eisenreich *et al.*, 1989; Muir *et al.*, 1995, 1996; Allen-Gil *et al.*, 1997; Rawn *et al.*, 2000a, 2000b). Le mouvement des composés organiques vers les régions arctiques en raison de leur transport à longue distance et de leur dépôt a été beaucoup étudié au cours des dernières années. D'après Muir *et al.* (1996), des concentrations maximales de CBz (représentées par [QCB + hexachlorobenzène]) ont été enregistrées dans des sédiments lacustres datant de la fin des années 70 et 80, environ de 5 à 10 ans plus tard que les concentrations maximales mesurées dans le lac Ontario. Ces résultats sont compatibles avec l'hypothèse de la condensation par le froid, qui explique le mouvement des composés organiques vers les régions nordiques éloignées (Wania et Mackay, 1993). Allen-Gil *et al.* (1997) ont enregistré des concentrations de TeCB (1,2,3,4-TeCB + 1,2,4,5-TeCB) et de QCB dans des tranches superficielles de carottes de sédiments prélevées dans des lacs de l'Arctique américain (concentrations moyennes : 0,41 ng/g de p.s. et 0,10 ng/g de p.s. respectivement). Les concentrations totales de TeCB (1,2,3,4-TeCB + 1,2,4,5-TeCB) mesurées dans les sédiments des lacs du Yukon variaient entre des valeurs inférieures à la LDM (<0,03 ng/g de p.s.) et 0,54 ng/g de p.s., et les concentrations de QCB variaient entre des valeurs inférieures aux limites de détection (<0,03 ng/g de p.s.) et 1,55 ng/g de p.s. (Rawn *et al.*, 2000b).

3.2.3 Sols

Il est probable que les CBz s'absorbent sur la matière organique solide (Kenaga et Goring, 1980), mais la fraction la plus biodisponible se retrouve dans l'eau interstitielle. Comme la fraction librement dissoute et non complexée est inversement proportionnelle à la teneur en CO du sol (van Gestel et Ma, 1988; Trapp *et al.*, 1990; Hulzebos *et al.*, 1993; CUE, 1995), les concentrations ont été résumées en les normalisant par rapport au CO (tableau 4).

Dans les sols agricoles de 14 endroits au Canada, les concentrations de CBz étaient généralement inférieures aux limites de détection (environ 0,05 µg/g de p.s., ou 3,5 µg/g

de CO) (Webber, 1994). Le 1,4-DCB a été le seul CBz décelé à une fréquence d'environ 20 % et sa concentration maximale était de 0,14 µg/g de p.s. (4,5 µg/g de CO).

Les CBz visés par le présent rapport (les dérivés chlorés du benzène contenant de 2 à 5 atomes de chlore) n'ont pas été dosés dans les sols bonifiés par les boues au Canada. Les concentrations de 1,2-DCB et de 1,4-DCB dans ces sols peuvent être calculées en consultant le règlement du ministère ontarien de l'Environnement et de l'Énergie (MOEE, 1994), où l'on présume que la quantité maximale de boues ajoutées au sol est de 40 000 kg/ha (Webber et Nichols, 1995) et que la masse de sol dans la couche arable est de 2×10^6 kg/ha. On a calculé que les concentrations moyennes de 1,2-DCB et de 1,4-DCB dans les boues canadiennes étaient respectivement de 0,42 mg/kg de p.s. et de 0,87 mg/kg de p.s. (Webber et Nichols, 1995). Il s'ensuit que les concentrations de ces substances dans le sol après l'épandage de boues seraient respectivement de 0,008 µg/g de p.s. (0,4 µg/g de CO) et de 0,017 µg/g de p.s. (0,9 µg/g de CO) si l'on présume que la teneur en CO est de 2 %. L'équation suivante permet de calculer la concentration de 1,2-DCB dans le sol:

$$\begin{aligned}\text{Concentration après l'épandage de boues} &= \frac{0,42 \text{ mg/kg de p.s.} \times 40\,000 \text{ kg}}{2 \times 10^6 \text{ kg}} \\ &= 0,008 \text{ mg/kg de sol en p.s. (ou } \mu\text{g/g de sol en p.s.)}\end{aligned}$$

On n'a pas étudié la contamination des sols canadiens par les CBz due aux retombées atmosphériques provenant des industries avoisinantes, mais des concentrations élevées de ces substances ont été mesurées dans les sols en aval d'une région fortement industrialisée près de Niagara Falls, New York (Ding *et al.*, 1992) (tableau 4). Les sols de cette région ont été jugés représentatifs des pires cas d'exposition aux TCB, aux TeCB et au QCB pour les régions industrielles du Canada.

4.0 CARACTÉRISATION DES EFFETS

4.1 Organismes benthiques

Les effets du 1,2,4-TCB sur les organismes benthiques ont été mentionnés dans deux études réalisées dans les années 80. Un effet important sur les structures du macrobenthos marin a été observé chez un certain nombre de taxons exposés au 1,2,4-TCB à des concentrations nominales de 100 et 1000 µg/g de p.s. dans les sédiments (Tagatz *et al.*, 1985). Pendant toute la durée de l'étude, les concentrations mesurées dans les sédiments étaient respectivement de 2,1 à 97 µg/g de p.s. et de 519 à 790 µg/g de p.s. Comme la teneur en CO des sédiments était extrêmement faible (<0,02 %), il a été impossible de normaliser ces résultats par rapport au CO (Di Toro *et al.*, 1991).

Clark *et al.* (1987) ont effectué des essais biologiques de 10 jours sur deux espèces marines en utilisant des sédiments dont la teneur approximative en CO était de 0,3 à 0,6% et qui était dopées avec du 1,2,4-TCB. Aucun effet létal n'a été observé chez le bouquet mississippi (*Palaemonetes pugio*) ou l'amphioxus (*Branchiostoma caribaeum*) à des concentrations nominales de 10 µg/g de p.s. (environ 2000 µg/g de CO) et de 75 µg/g de p.s. (environ 15 000 µg/g de CO).

Dernièrement, Day *et al.* (1995) ont signalé la toxicité chronique dans le sédiment entier du 1,2-DCB, du 1,4-DCB, du 1,2,3-TCB et du 1,2,4,5-TeCB pour deux espèces d'invertébrés benthiques d'eau douce, l'éphémère (*Hexagenia* spp.) et le ver de vase (*Tubifex tubifex*), dans des sédiments présentant des conditions non dynamiques libres, après 21 et 28 jours respectivement. Des concentrations nominales de 0,5, 5, 50 et 500 µg/g de p.s. ont été utilisées pour l'exposition au 1,2-DCB, au 1,4-DCB et au 1,2,3-TCB, tandis que pour le 1,2,4,5-TeCB, elles étaient de 0,5, 5, 50 et 150 µg/g de p.s. Les concentrations ont été mesurées au début et à la fin de chacune des études (Day *et al.*, 1995). Pour ces études, on a utilisé un mélange de sédiments naturels, de kaolin et de sable de silice fin, dont la teneur moyenne en CO était de 3,93% (3,38-4,45%). Pour les études sur *Hexagenia* et *T. tubifex*, les paramètres choisis ont respectivement été la survie et la biomasse, et la survie et la reproduction. L'exposition aux CBz n'a eu aucun effet sur la survie de l'une ou l'autre des espèces, mais une réduction de la croissance de *Hexagenia* spp. a été observée (18-34%) pour l'exposition à 500 µg/g de p.s. de 1,4-DCB et de 1,2,3-TCB, et à 150 µg/g de p.s. de 1,2,4,5-TeCB (tableau 5). La reproduction de *T. tubifex* a été inhibée (64-72%) par l'exposition à 500 µg/g de p.s. de 1,2-DCB, de 1,4-DCB et de 1,2,3-TCB (tableau 5). Comme des effets sur la croissance et la reproduction ont été observés seulement à la plus forte concentration de chaque série d'essais d'exposition (tableau 5), exception faite du 1,2-DCB et du 1,2,4,5-TeCB qui n'ont pas eu d'effet respectivement sur *Hexagenia* spp. et *Tubifex tubifex* exposés à des sédiments dopés, il a été impossible de calculer la valeur des paramètres classiques (p. ex., la CL₅₀, la CE₅₀, la CMEO).

Doe *et al.* (1995) ont signalé la toxicité aiguë du 1,2-DCB, du 1,4-DCB, du 1,2,3-TCB et du 1,2,4,5-TeCB pour l'amphipode de l'endofaune *Rhepoxynius abronius* exposé pendant 10 jours à ces substances dans des sédiments marins. Le sédiment utilisé était un mélange de deux sédiments naturels contenant finalement 0,55% de CO (Doe *et al.*, 1995). Des concentrations nominales de 4, 20, 100 et 500 µg/g de p.s. ont été utilisées dans les études d'exposition au 1,2-DCB, au 1,4-DCB et au 1,2,3-TCB. Pour le 1,2,4,5-TeCB, ces concentrations étaient de 1,2, 6,0, 30 et 150 µg/g de p.s. Les concentrations pour chaque méthode d'exposition ont été mesurées au début de chaque étude, mais à la fin, elles ont été limitées à l'exposition la plus forte seulement (Doe *et al.*, 1995). La mortalité de *R. abronius* a été significative au niveau nominal d'exposition de 100 µg/g de p.s. pour le 1,2-DCB et le 1,2,3-TCB, de même qu'aux niveaux d'exposition de 500 µg/g de p.s. et de 30 µg/g de p.s. respectivement pour le 1,4 DCB et le 1,2,4,5-TeCB (tableau 6). Doe *et al.* (1995) ont calculé en ng/g de p.s. des CMEO et des CSEO pour les DCB, le 1,2,3-TCB et le 1,2,4,5-TeCB, et ces valeurs ont été normalisées par rapport au CO dans le tableau 6.

On considère que le mode d'action des CBz n'est pas spécifique ni narcotique (van Wezel *et al.*, 1996a et 1996b). Il est donc probable que, si les concentrations sont exprimées en moles, la dose de chaque CBz produisant un effet est à peu près la même pour une espèce donnée (McCarty *et al.*, 1992). Comme Day *et al.* (1995) et Doe *et al.* (1995) n'ont pas effectué d'essais de toxicité pour le QCB, la dose de cette substance produisant un effet a été calculée, en moles, d'après les résultats des quatre CBz testés. Par exemple, pour le 1,2,4,5-TeCB, dont le poids moléculaire est de 215,9 g/mole, la valeur de la CMEO (8,7 µg/g de p.s., ou 1582 µg/g de CO) mentionnée par Doe *et al.* (1995) exprimée en moles, serait:

$$\text{CMEO} = \frac{1582 \text{ } \mu\text{g/g de CO}}{215,9 \text{ g/mole}}$$

$$= 7,33 \mu\text{g}\cdot\text{mole}/\text{g}^2$$

La CMEO molaire pour le QCB, fondée sur le résultat pour le TeCB, a donc été calculée comme suit:

$$\begin{aligned} \text{CMEO} &= 7,33 \mu\text{g}\cdot\text{mole}/\text{g}^2 \times 250,3 \text{ g/mole} \\ &= 1835 \mu\text{g/g de CO} \end{aligned}$$

Ce calcul a été répété pour le 1,2-DCB, le 1,4-DCB et le 1,2,3-TCB, et les résultats obtenus pour chaque congénère ont servi à délimiter un intervalle où des effets sur chaque organisme seraient causés par le QCB. On a ainsi calculé que l'intervalle des concentrations minimales de QCB produisant probablement un effet était de 2750 à 9010 $\mu\text{g/g}$ de CO pour *T. tubifex* et de 400 à 9510 $\mu\text{g/g}$ de CO pour *Hexagenia* spp. On a estimé, en se fondant seulement sur les concentrations initiales, que les valeurs de la CMEO pour *R. abronius* variaient entre 1840 et 10 410 $\mu\text{g/g}$ de CO.

Dans le cadre d'une méthode fondée sur le poids de la preuve, d'autres techniques peuvent être employées pour déterminer la toxicité des composés organiques pour les organismes benthiques. Di Toro *et al.* (1991) ont proposé une méthode de détermination de la toxicité fondée sur l'hypothèse d'un équilibre entre les composés non ioniques liés au CO des sédiments et ceux qui sont librement dissous dans l'eau interstitielle. Comme il est présumé que les concentrations des composés librement dissous dans l'eau interstitielle sont proportionnelles aux valeurs normalisées par rapport au CO dans les sédiments, les effets de ces composés sur les organismes pélagiques peuvent être substitués aux effets sur les organismes benthiques exposés à des sédiments contaminés (Di Toro *et al.*, 1991). Pour les sédiments, le calcul des concentrations normalisées par rapport au CO produisant des effets sur les organismes d'eau douce et marins a été fait par la méthode du partage à l'équilibre (PEq) (tableau 7). L'équation suivante a été utilisée:

$$C_{\text{sed}} (\mu\text{g/g de CO}) = \frac{C_{\text{diss}} (\mu\text{g/L}) \times K_{\text{oe}} (\text{L/kg})}{1\ 000}$$

où C_{sed} est la concentration normalisée par rapport au CO dans le sédiment qui produira probablement un effet sur les organismes benthiques, K_{oe} est le coefficient de partage entre l'octanol et l'eau, C_{diss} est la concentration correspondante du composé librement dissous et 1000 est le facteur utilisé pour convertir les $\mu\text{g/kg}$ de CO en $\mu\text{g/g}$ de CO.

En utilisant les concentrations minimales produisant un effet (p. ex., la CL_{50} et la CE_{50} [après 16 à 28 jours]) signalées dans les publications pour les organismes pélagiques, on a déterminé les effets sur les organismes benthiques par la méthode de partage à l'équilibre (tableau 7). On a trouvé dans les publications des données sur la toxicité de tous les CBz d'intérêt, mais il existe plus de données sur les organismes d'eau douce que sur les organismes marins (Gouvernement du Canada, 1993f, 1993g, 1993h et 1993i; Environnement Canada, 1994).

4.2 Organismes endogés

On sait que les CBz ont un effet sur les populations microbiennes du sol. Marinucci et Bartha (1979) ont observé, en utilisant des concentrations nominales, que la CE_{50} (respiration) du 1,2,4-TCB après 24 heures pour les microorganismes du sol était d'environ 50 µg/g de p.s. Dans une autre étude, la respiration microbienne a été diminuée à la suite de l'ajout initial de 1000 µg de 1,2-DCB/g de p.s. (67 114 µg/g de CO), mais aucun effet sur ce paramètre n'a été observé la dernière journée de l'expérience de six jours (Walton *et al.*, 1989). Les valeurs de la CL_{50} après 14 jours mentionnées pour plusieurs espèces de vers de terre exposés au 1,4-DCB, au 1,2,3-TCB et au 1,2,4-TCB variaient entre 115 et 563 µg/g de p.s. de sol (2592 et 6500 µg/g de CO) (tableau 8) (Neuhauser *et al.*, 1986; van Gestel et Ma, 1990; van Gestel *et al.*, 1991).

Hulzebos *et al.* (1993) ont mentionné des valeurs de la CE_{50} (croissance) après 7 à 14 jours pour la laitue cultivée (*Lactuca sativa*) exposée aux DCB, aux TCB et aux TeCB. Cette étude n'a pas mesuré les effets du 1,2-DCB, et aucune donnée de ce genre n'a été retrouvée dans les publications; on a donc présumé que la concentration de cette substance produisant un effet était la même que celle du 1,4-DCB (tableau 8). La laitue était plus sensible au 1,2,3-TCB (5,8 µg/g de p.s.) et au 1,2,4,5-TeCB (4,2 µg/g de p.s.) qu'au 1,4-DCB, dont on a calculé que la CE_{50} était de 213 µg/g de p.s. (19 722 µg/g de CO). Les valeurs de la CE_{50} pour chacun des isomères des TeCB et des TCB variaient respectivement d'un et de deux ordres de grandeur (tableau 8).

5.0 ÉVALUATION DU CARACTÈRE «TOXIQUE» AU SENS DE LA LCPE 1999

5.1 LCPE 64a): Environnement

L'évaluation du risque que pose une substance figurant sur la LSIP pour l'environnement se fonde sur les méthodes exposées dans Environnement Canada (1997). L'analyse des voies d'exposition, puis la détermination des récepteurs sensibles servent à sélectionner les paramètres de mesure pour l'évaluation environnementale (p. ex., les effets négatifs sur la reproduction d'espèces sensibles de poissons dans une communauté). Pour chaque paramètre, on choisit une valeur estimée de l'exposition (VEE) et on détermine une valeur estimée sans effet observé (VESEO) en divisant la valeur critique de la toxicité (VCT) par un coefficient. On calcule pour chacun des paramètres de l'évaluation un quotient prudent (ou très prudent [VEE/VESEO]) afin de déterminer s'il existe ou non un éventuel risque écologique au Canada. Si ce quotient est inférieur à 1, on peut en conclure que la substance ne pose pas de risque important pour l'environnement et l'évaluation du risque se termine là. Si, cependant, le quotient est supérieur à 1, il faut procéder, pour ce paramètre, à une analyse dans laquelle on pose des hypothèses plus réalistes et on examine la probabilité et l'ampleur des effets. Dans le deuxième cas, on tient davantage compte des causes de variabilité et d'incertitude dans l'analyse du risque.

Toutefois, les substances persistantes et bioaccumulables sont particulièrement préoccupantes. Les substances persistantes peuvent être biodisponibles pendant de longues périodes de temps, ce qui accroît la probabilité et la durée de l'exposition potentielle. Les rejets de substances persistantes et bioaccumulables présentes en concentrations extrêmement faibles peuvent produire des effets nuisibles sur les organismes continuellement exposés à ces composés. Les substances susceptibles d'être transportées sur de longues distances sont particulièrement préoccupantes parce qu'elles peuvent causer une faible contamination généralisée. Les régions froides et éloignées, comme l'Arctique canadien, peuvent servir de puits

pour ces composés. Les substances bioaccumulables peuvent donner lieu à une bioamplification dans la chaîne alimentaire. Bien que la science actuelle soit incapable de prédire avec précision les effets de ces substances sur l'environnement, ces dernières peuvent avoir des effets considérables et irréversibles. L'évaluation de ces substances doit se faire d'une façon proactive et préventive pour éviter des effets généralisés. L'évaluation des substances persistantes et bioaccumulables doit donc faire appel à une méthode plus prudente que celle utilisée pour d'autres substances, même lorsqu'un composé est rejeté dans une zone de faible étendue et que ses effets semblent localisés.

Des méthodes prudentes sont employées pour la caractérisation des effets des substances persistantes et bioaccumulables et de l'exposition à ces dernières. S'il existe des données sur la surveillance de l'exposition, la VEE est la concentration maximale signalée ou mesurée sur le terrain. Un autre coefficient de 10 doit être utilisé dans la caractérisation des effets afin de calculer la VESEO pour les substances persistantes et bioaccumulables.

5.2 Critères de persistance et de bioaccumulation définis dans le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation pris en vertu de la LCPE 1999

Les critères de persistance définis dans le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation pris en vertu de la LCPE 1999 (Gouvernement du Canada, 2000) figurent à l'annexe 1.

5.2.1 Persistance

5.2.1.1 Sédiments

Mackay *et al.* (1992) ont calculé que la demi-vie moyenne dans les sédiments de surface de tous les CBz visés par le rapport était d'environ deux ans. En outre, des tétrachlorobenzènes et du pentachlorobenzène ont été retrouvés dans des sédiments lacustres provenant des régions tempérées et nordiques du Canada (Eisenreich *et al.*, 1989; Muir *et al.*, 1995; Rawn *et al.*, 2000b). La détection de TeCB et de QCB dans les sédiments de lacs nordiques en l'absence de sources avoisinantes indique que ces résidus sont dus au transport à longue distance; ces CBz satisfont donc aux critères de persistance dans l'air. On a retrouvé des CBz dans des sédiments datant du début des années 1900, mais des concentrations maximales ont été signalées entre les années 70 et 80. Ces valeurs concordent avec la demi-vie de plus d'un an calculée pour divers sédiments.

5.2.1.2 Sols

Mackay *et al.* (1992) ont calculé que la demi-vie moyenne du 1,2-DCB, du 1,4-DCB, des TCB et des TeCB dans le sol était d'environ huit mois et qu'elle était de deux ans pour le QCB. Tous les CBz visés par le rapport persistent donc probablement dans les sols en milieu aérobie (Gouvernement du Canada, 1993a, 1993b, 1993c, 1993d et 1993e).

5.2.1.3 Air

On a décelé des TeCb et du QCB dans les sédiments de lacs des régions tempérées et nordiques du Canada (Eisenreich *et al.*, 1989; Muir *et al.*, 1995; Rawn *et al.*, 2000b). La détection de ces substances dans les sédiments de lacs nordiques en l'absence de sources avoisinantes indique

que ces résidus sont dus au transport atmosphérique à distance et que ces CBz satisfont donc aux critères de persistance dans l'air.

Compte tenu des renseignements disponibles, on peut conclure que tous les CBz d'intérêt sont persistants dans le sol et les sédiments conformément aux critères spécifiés dans le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation pris en vertu de la LCPE 1999, et que les TeCB et le QCB sont aussi persistants dans l'air.

5.2.2 Bioaccumulation

Des études en laboratoire (Gouvernement du Canada, 1993a) ont permis de calculer que, pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), le FBC du 1,2-DCB dans tout l'organisme variait entre 270 et 560. Dans la truite arc-en-ciel, le FBC du 1,4-DCB était compris entre 370 et 1400 (Gouvernement du Canada, 1993b), et ce facteur allait de 100 à 4000 dans le cas des TCB. Le FBA des TeCB variait entre 1 180 et 135 000 (Gouvernement du Canada, 1993c et 1993d). Les FBA du QCB étaient respectivement de 810 et 20 000 pour la moule bleue (*Mytilus edulis*) et la truite arc-en-ciel, mais pour les vers de terre (*Eisenia andrei*), ce facteur était beaucoup plus élevé (401 000) (Gouvernement du Canada, 1993e). Pour le 1,2-DCB et le 1,4-DCB, on a calculé que le log K_{oe} était de 3,4. Dans le cas des TCB, des TeCB et du QCB, les valeurs de ce paramètre étaient respectivement de 3,85 à 4,30, de 4,5 et de 5,0 (Mackay *et al.*, 1992).

Compte tenu des renseignements disponibles, on conclut que les TeCB et le QCB sont des substances bioaccumulables conformément aux critères spécifiés dans le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation pris en vertu de la LCPE 1999.

5.3 Paramètres de l'évaluation

Les CBz visés par le présent rapport (le 1,2-DCB, le 1,4-DCB, les TCB, les TeCB et le QCB) ont été évalués dans le cadre de la première liste des substances d'intérêt prioritaire. On a alors déterminé que les concentrations de ces composés dans l'air et les eaux de surface au Canada n'avaient probablement pas d'effet nocif sur le biote aquatique ou la faune. Les paramètres de l'évaluation dont il est question dans le présent rapport sont donc les effets nocifs sur les populations d'espèces benthiques et endogées.

5.4 Caractérisation du risque pour l'environnement

5.4.1 Sédiments

Des effets sur la croissance et la reproduction ont été observés chez deux espèces d'eau douce, *Hexagenia* spp. et *Tubifex tubifex* respectivement, à la suite de l'exposition à des sédiments dopés avec du 1,2-DCB, du 1,4-DCB, du 1,2,3-TCB et du 1,2,4,5-TeCB (Day *et al.*, 1995). On a présumé que les isomères des TCB et des TeCB qui ont été étudiés représentaient tous les membres de chaque groupe d'homologues. Des effets sur la croissance et la reproduction ont été observés à la plus forte concentration de chaque série d'essais d'exposition (tableau 5), exception faite du 1,2-DCB et du 1,2,4,5-TeCB pour *Hexagenia* spp. et *Tubifex tubifex* respectivement. Dans ces études, aucun effet n'a été observé à la suite de l'exposition à des sédiments dopés. En raison de ces données limitées, il a été impossible de déterminer les valeurs des paramètres classiques (p. ex., la CL_{50} , la CE_{50} , la CMEO). Dans le cas du QCB, pour lequel

aucune mesure n'a été effectuée, la valeur des concentrations produisant un effet a été extrapolée à l'aide des concentrations molaires produisant un effet mesurées pour chacun des autres CBz. Pour les organismes benthiques, les valeurs calculées par la méthode du partage à l'équilibre étaient dans l'intervalle de celles mentionnées par Day *et al.* (1995) pour *Hexagenia* spp. et *Tubifex tubifex* dans le cas du 1,4-DCB et du 1,2,4,5-TeCB (tableau 5). Les concentrations mesurées de 1,2-DCB et de 1,2,3-TCB produisant un effet étaient plus élevées que celles calculées par la méthode du partage à l'équilibre. Compte tenu de ces résultats, les valeurs calculées par la méthode du partage à l'équilibre ont été choisies comme les VCT_{SED} prudentes du 1,2-DCB (1382 µg/g de CO), du 1,4-DCB (1005 µg/g de CO), des TCB (1637 µg/g de CO), des TeCB (2846 µg/g de CO) et du QCB (2500 µg/g de CO) pour le benthos d'eau douce (tableau 9).

Doe *et al.* (1995) ont déterminé la CMEO pour les organismes marins exposés à des sédiments dopés avec du 1,2-DCB, du 1,4-DCB, du 1,2,3-TCB et du 1,2,4,5-TeCB. La CMEO pour le QCB a été calculée en extrapolant les valeurs molaires mesurées pour les DCB, le 1,2,3-TCB et le 1,2,4,5-TeCB. On a aussi employé la méthode du partage à l'équilibre pour ces organismes, et des comparaisons entre les valeurs mesurées et calculées ont été faites. La valeur plus prudente choisie a été la VCT pour les organismes benthiques marins. Les CMEO mentionnées par Doe *et al.* (1995) pour le benthos marin ont été choisies comme les VCT_{SED} pour le 1,2-DCB (1127 µg/g de CO) et les TeCB (1582 µg/g de CO). La CMEO médiane pour le QCB, calculée d'après les valeurs molaires mentionnées par Doe *et al.* (1995), a été choisie comme la VCT_{SED} (3080 µg/g de CO) (tableau 9). Dans les systèmes marins, la valeur calculée par la méthode du partage à l'équilibre a été choisie comme la VCT_{SED} pour le 1,4-DCB (4999 µg/g de CO) et les TCB (504 µg/g de CO) (tableau 9).

5.4.1.1 Calcul des valeurs estimées sans effet observé ($VESEO_{SED}$)

La VCT_{SED} calculée pour chacun des CBz dans les sédiments d'eau douce et marins a été divisée par un coefficient, ce qui a donné une $VESEO_{SED}$, pour convertir les concentrations minimales produisant un effet chronique en concentrations sans effet observé et tenir compte de l'extrapolation des conditions de laboratoire à celles sur le terrain et de la variabilité inter et intraspécifique (Environnement Canada, 1997) (tableau 10). Un rapport aigu-chronique (RAC) de 3:1 (Carlson et Kosian, 1987) a été utilisé pour les VCT_{SED} du 1,2-DCB, du 1,4-DCB, des TeCB et du QCB en milieu marin parce que ces valeurs étaient fondées sur des études de toxicité aiguë. Bien que la VCT_{SED} des TCB en milieu dulçaquicole a été fondée sur un paramètre de toxicité aiguë (la CL_{90}) (Lay *et al.*, 1985), l'essai a été effectué sur une période de 21 jours et utilisait des daphnies; on peut donc dire que c'était une étude de toxicité chronique et un RAC n'a pas été nécessaire. Un autre coefficient de 10 a été utilisé pour les TeCB et le QCB, dont on sait qu'ils sont persistants et bioaccumulables au sens du Règlement sur la persistance et la bioaccumulation pris en vertu de la LCPE 1999 (Gouvernement du Canada, 2000). La $VESEO_{SED}$ en milieu dulçaquicole variait entre 25 µg/g de CO pour le QCB et 164 µg/g de CO pour les TCB. En milieu marin, cette valeur variait de 5 µg/g de CO pour les TeCB à 167 µg/g de CO pour le 1,4-DCB.

5.4.1.2 Calcul des quotients de risque pour les sédiments

C'est dans la rivière St. Clair que les plus fortes concentrations de CBz dans les sédiments canadiens ont été mesurées (tableau 3). Ces concentrations ont été choisies comme les VEE

(VEE_{SED}) des organismes benthiques d'eau douce parce qu'elles sont bien représentatives des valeurs prudentes pour les sédiments canadiens d'eau douce. Un quotient de risque a été calculé pour chaque CBz visé par le rapport au moyen de l'équation suivante. Par exemple, pour le 1,2-DCB:

$$\begin{aligned}\text{Quotient} &= \frac{\text{VEE}}{\text{VESEO}} \\ &= \frac{52 \text{ } \mu\text{g/g de CO}}{138 \text{ } \mu\text{g/g de CO}} \\ &= 0,4\end{aligned}$$

Comme le quotient de risque pour le 1,2-DCB est inférieur à 1 (tableau 11), les concentrations de cette substance dans les sédiments canadiens d'eau douce ne sont pas préoccupantes. Pour le 1,4-DCB, des quotients de risque supérieurs à 1 ont été calculés dans environ 25% des échantillons provenant de la rivière St. Clair, tandis que pour les TCB, les quotients étaient supérieurs à 1 dans 18% des échantillons provenant de cette rivière. Les quotients de risque pour les TeCB et le QCB étaient supérieurs à 1 dans 28% (11 sur 39) et 23% (9 sur 39) respectivement des échantillons prélevés dans ce cours d'eau. En général, les quotients les plus élevés ont été calculés pour les échantillons de sédiments prélevés à moins de 0,5 km de l'égout de la Dow Chemical of Canada sur la première rue.

Les résultats de l'analyse du risque pour les organismes benthiques d'eau douce fondés sur des valeurs prudentes de la VEE indiquent que les concentrations de 1,2-DCB dans les sédiments canadiens ne produisent probablement pas d'effet sur ces organismes. Le 1,4-DCB, les TCB, les TeCB et le QCB sont présents dans les sédiments en concentrations pouvant produire des effets sur les organismes benthiques d'eau douce. Les concentrations très élevées utilisées comme les VEE_{SED} en eau douce ont été enregistrées seulement à un endroit au Canada, la rivière St. Clair, ce qui indique qu'elles ne sont pas représentatives de la majorité des sédiments canadiens.

Les CBz faiblement chlorés (p. ex., le 1,2-DCB, le 1,4-DCB et les TCB) n'ont pas été relevés dans des sédiments provenant de régions éloignées et ne satisfont pas aux critères de persistance et de bioaccumulation définis dans le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation pris en vertu de la LCPE 1999 (Gouvernement du Canada, 2000). Pour calculer les VEE_{SED} du 1,4-DCB et des TCB dans les sédiments d'eau douce, on a donc employé une démarche plus prudente qui tient compte de la distribution des concentrations au Canada. L'examen des données du tableau 3, qui résume les plus fortes concentrations de 1,4-DCB et de TCB mesurées dans les sédiments canadiens², indique que les concentrations maximales dans les sédiments d'eau douce provenant d'autres endroits au Canada sont toujours inférieures aux VESEO (c'est-à-dire que les quotients de risque sont inférieurs à 1,0). En outre, les concentrations de ces substances sont inférieures aux VESEO dans environ 75% des échantillons provenant du tronçon de 2 km le plus contaminé de la rivière St. Clair. Par exemple, les quotients de risque calculés en utilisant les concentrations médianes de 1,4-DCB et de TCB dans ce

² D'autres données sur les concentrations dans les sédiments provenant d'endroits moins contaminés ailleurs au Canada sont présentées dans les publications du Gouvernement du Canada (1993a, 1993b, 1993c, 1993d et 1993e).

tronçon de 2 km sont respectivement de 0,4 et 0,5. Par conséquent, dans la grande majorité des cas, la présence de ces substances dans les sédiments canadiens d'eau douce n'auront probablement pas d'effet nocif sur les organismes benthiques.

Toutefois, les CBz plus chlorés, comme les TeCB et le QCB, ont été retrouvés dans des sédiments d'eau douce provenant des régions nordiques du Canada, ce qui indique qu'ils peuvent être transportés sur de longues distances et déposés. Ces substances satisfont aussi aux critères de persistance et de bioaccumulation définis dans le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation pris en vertu de la LCPE 1999 (Gouvernement du Canada, 2000). Pour toutes ces raisons, l'évaluation des TeCB et du QCB nécessite l'emploi d'une démarche prudente.

Comme le quotient de risque de tous les CBz présents dans les systèmes marins était inférieur à 1, il est peu probable que les concentrations actuelles de ces substances dans les sédiments marins produisent des effets sur les organismes benthiques.

5.4.2 Sols

Les données concernant les effets sur les organismes endogés sont limitées, et il n'y en a pas eu de nouvelles pendant la présente étude des CBz. On a donc choisi les concentrations minimales produisant un effet comme les valeurs de la VCT_{SOL} pour chaque CBz visé (tableau 12).

5.4.2.1 Calcul des valeurs estimées sans effet observé ($VESEO_{SOL}$)

Les VCT_{SOL} calculées pour le 1,2-DCB, le 1,4-DCB, les TCB, les TeCB et le QCB dans le sol ont été divisées par un coefficient de 10 pour convertir les concentrations minimales produisant un effet chronique en concentrations sans effet observé et tenir compte de l'extrapolation des conditions de laboratoire à celles sur le terrain et de la variabilité inter et intraspécifique (Environnement Canada, 1997). Un facteur supplémentaire de 3 a été utilisé pour tous les CBz afin de tenir compte des données limitées concernant les effets sur les organismes terrestres. Pour les TeCB et le QCB, un autre coefficient de 10 a été utilisé parce que ces composés sont persistants et bioaccumulables. On a ainsi obtenu des $VESEO_{SOL}$ variant entre 0,6 µg/g de CO pour le 1,2,4,5-TeCB et 157 µg/g de CO pour le 1,2- et le 1,4-DCB (tableau 12).

5.4.2.2 Calcul des quotients de risque pour les sols

Les concentrations maximales de 1,2-DCB et de 1,4-DCB dans le sol canadien bonifié par des boues ont été calculées à partir des concentrations dans les boues mentionnées par Webber et Nichols (1995) et choisies comme les VEE pour le sol canadien. Les concentrations de chacun des isomères signalées par Ding *et al.* (1992) ont été choisies comme les VEE_{SOL} pour les TCB et les TeCB (tableau 4). On a ainsi pu calculer les valeurs de la $VESEO_{SOL}$ pour chacun des isomères (tableau 12). Les quotients de risque ont donc été calculés lorsqu'il existait des données sur la VEE_{SOL} et la $VESEO_{SOL}$ pour chacun des isomères (tableau 13).

Les concentrations qui ont servi à calculer les quotients de risque pour les TCB, les TeCB et le QCB sont représentatives d'une région des États-Unis fortement industrialisée, et il est donc probable qu'elles sont supérieures à la majorité des concentrations dans le sol canadien. Ces données ont été choisies pour représenter le pire des scénarios qui peut être observé à proximité des régions fortement industrialisées du Canada. En dépit de ces conditions

extrêmes, les quotients de risque pour tous les CBz visés étaient inférieurs à 1, ce qui indique que les concentrations de ces substances ne produiront probablement pas d'effet sur les organismes endogés au Canada.

5.5 Sources d'incertitude

Pendant les études sur l'exposition aux sédiments d'eau douce contenant du 1,2-DCB, du 1,4-DCB, des TCB et des TeCB, des effets ont été observés au niveau d'exposition le plus élevé seulement; pour obtenir des preuves supplémentaires, on a donc employé la méthode du partage à l'équilibre afin de calculer les concentrations produisant un effet sur les organismes benthiques d'eau douce. Comme aucun effet sur les organismes benthiques résultant de leur exposition au QCB dans les sédiments d'eau douce et marins n'avait été signalé, les concentrations de QCB produisant un effet ont été calculées en établissant un rapport molaire entre ces dernières et celles de tous les autres CBz testés.

Un certain nombre de sources d'incertitude sont liées à l'évaluation du risque pour l'environnement. Les données sur les concentrations dans les sols canadiens ont été limitées à une seule étude où l'accent n'a pas été mis sur les régions fortement industrialisées. Des données représentatives d'une région fortement industrialisée des États-Unis ont donc été obtenues. En outre, les publications fournissent des données limitées concernant les effets des CBz sur les organismes endogés. On a utilisé un coefficient supplémentaire pour les données sur les effets afin de tenir compte du peu de renseignements contenus dans les publications au sujet de ces organismes.

Bien que les méthodes scientifiques actuelles ne permettent pas de prédire avec précision les effets des substances persistantes et bioaccumulables sur l'environnement, ces composés ont fait l'objet d'une évaluation prudente. Les substances persistantes peuvent être biodisponibles pendant de longues périodes de temps, ce qui accroît la probabilité et la durée de l'exposition potentielle comparativement aux composés qui ne persistent pas dans l'environnement. En outre, les substances susceptibles d'être transportées sur de longues distances sont particulièrement préoccupantes parce que les régions éloignées ou froides, comme l'Arctique canadien, peuvent servir de puits à ces contaminants. La chaîne alimentaire peut donner lieu à une bioamplification des substances bioaccumulables. Les rejets de substances persistantes et bioaccumulables, même en concentrations extrêmement faibles, peuvent avoir des effets nuisibles sur les organismes qui sont continuellement exposés à ces composés pendant de longues périodes; un autre coefficient de 10 a donc été utilisé pour les TeCB et le QCB, qui sont persistants et bioaccumulables.

Les composés organiques halogénés non polaires se retrouvent ensemble dans les sédiments au voisinage des effluents industriels (Bédard et Petro, 1997). La narcose est le mode d'action d'un grand nombre de ces composés, dont les CBz. Un effet cumulatif sur les organismes exposés est donc probable (McCarty *et al.*, 1992). Des études de toxicité sur les sédiments de la rivière St. Clair ont confirmé que l'exposition à plusieurs substances narcotiques, y compris le QCB, était corrélée avec la létalité de l'éphémère (*Hexagenia limbata*) et du moucheron (*Chironomus tentans*) (Bédard et Petro, 1997). Les sédiments à proximité de l'exutoire de l'égout de la Dow Chemical, où plusieurs composés organiques chlorés non polaires ont été décelés, sont caractérisés par une faible quantité et diversité d'invertébrés benthiques (Bédard et Petro, 1997).

Des pertes de composés volatils, comme les TCB, ont été observées dans des études de toxicité comparativement aux échantillons de terrain (Bédard et Petro, 1997), ce qui porte à croire que bon nombre de ces études sous-estiment peut-être la toxicité.

Les VESEO_{SED} calculées dans la présente évaluation ont été comparées aux évaluations fondées sur le danger et aux études des seuils d'exposition produisant un effet. Des relations quantitatives structure-activité et des modèles de partage à l'équilibre ont été utilisés par van Leeuwen *et al.* (1992) pour calculer les concentrations de CBz qui ne seraient pas nocives pour 95% des espèces des communautés benthiques (marines ou d'eau douce). On a estimé que ces concentrations, appelées CD₅ parce qu'elles sont probablement dangereuses pour 5% des espèces exposées, étaient d'environ 107 µg/g de CO pour le 1,2-DCB et le 1,4-DCB et de 115 µg/g de CO pour les TCB. Ces valeurs sont moins de dix fois plus élevées que celles calculées pour les VESEO_{SED} dans la présente analyse. La CD₅ pour les TCB (115 µg/g de CO) se compare fort bien aux valeurs de la VESEO_{SED} calculées pour ces substances dans la présente évaluation (164 µg/g de CO en eau douce et 50 µg/g de CO en milieu marin) (tableau 10). Toutefois, les CD₅ calculées pour les TeCB et le QCB (119 µg/g de CO et 120 µg/g de CO respectivement) étaient d'un à deux ordres de grandeur plus élevées que les VESEO_{SED} calculées dans la présente analyse pour les organismes d'eau douce et marins (tableau 10). De plus faibles valeurs de la VESEO_{SED} ont été obtenues pour les TeCB et le QCB parce qu'une démarche prudente a été utilisée dans le cas des substances persistantes et bioaccumulables. Une autre méthode a permis de calculer les concentrations seuil produisant des effets apparents (CSEA) dans la région de Puget Sound de l'État de Washington à l'aide de données sur la composition chimique de sédiments appariés et de mesures des effets effectuées en utilisant des échantillons de sédiments de terrain (Barrick *et al.*, 1988). Les CSEA pour le 1,2-DCB, le 1,4-DCB et les TCB (2 µg/g de CO, 16 µg/g de CO et 3 µg/g de CO respectivement) étaient au moins dix fois plus faibles que les VESEO_{SED} pour les organismes marins. Toutefois, la méthode des CSEA a été critiquée parce que les résultats peuvent être fortement influencés par la présence de contaminants non mesurés (Chapman, 1989).

5.6 Conclusions proposées

Il est possible que les concentrations de 1,4-DCB, de TCB, de TeCB et de QCB dans les sédiments de la rivière St. Clair, près de Sarnia, soient nocifs pour les organismes benthiques. Comme les VESEO_{SED} sont dépassées seulement dans un petit tronçon de la rivière St. Clair, il est peu probable que le 1,4-DCB, les TCB, les TeCB et le QCB aient des effets considérables, au niveau de la population, sur les organismes benthiques d'eau douce. Les TeCB et le QCB sont les seuls CBz qui satisfont aux critères de persistance et de bioaccumulation spécifiés dans le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation pris en vertu de la LCPE 1999 (Gouvernement du Canada, 2000). Toutefois, étant donné qu'ils sont persistants, bioaccumulables et présents dans les sédiments loin des sources avoisinantes, ce qui indique leur transport sur de longues distances et leur dépôt, ces substances peuvent avoir des effets considérables au niveau de la population. Pour ces raisons, une évaluation plus prudente des TeCB et du QCB a été jugée nécessaire.

Il est improbable que les concentrations de 1,2-DCB, de 1,4-DCB, de TCB, de TeCB et de QCB dans le sol canadien aient des effets nocifs sur les populations d'organismes endogés.

LCPE 64a): À la lumière des données disponibles, le 1,2-dichlorobenzène, le 1,4-dichlorobenzène et les trichlorobenzènes ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, En conséquence, le 1,2-dichlorobenzène, le 1,4-dichlorobenzène et les trichlorobenzènes ne sont pas jugés «toxiques» au sens de l'alinéa 64a) de la LCPE 1999.

À la lumière des données disponibles, les tétrachlorobenzènes et le pentachlorobenzène pénètrent dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou la diversité biologique, et qu'ils sont jugés " toxiques " au sens de l'alinéa 64a) de la LCPE 1999.

6.0 MESURES DE SUIVI

Il est recommandé que les TeCB et le QCB soient ajoutés à la liste des substances toxiques (annexe I) de la LCPE 1999.

Comme le QCB et les TeCB sont persistants, bioaccumulables et principalement d'origine anthropique, et qu'il est proposé de les juger " toxiques " au sens de l'alinéa 64a) de la LCPE 1999, ils satisfont aux critères établis dans la Politique de gestion des substances toxiques en ce qui concerne les substances de la voie 1. Ils devraient donc être virtuellement éliminés de l'environnement. Étant donné que ces substances ne sont pas actuellement commercialisées au Canada, des options en vue de prévenir leur réintroduction sur le marché canadien devraient être étudiées.

Comme le QCB et les TeCB sont des substances persistantes et bioaccumulables qui ne sont pas actuellement commercialisées au Canada, des options en vue de prévenir leur réintroduction sur le marché canadien devraient être étudiées.

7.0 BIBLIOGRAPHIE

- Allen-Gil, S.M., C.P. Gubala, R. Wilson, D.H. Landers, T.L. Wade, J.L. Sericano et L.R. Curtis. 1997. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediments and biota from four US Arctic lakes, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 33: 378-387.
- Barrick, R., S. Becker, L. Brown, H. Beller et R. Pastorok. 1988. *Sediment quality values refinement: 1988 update and evaluation of Puget Sound*, vol. 1, préparé par Tetra Tech Inc., Bellevue (Wash.), pour le Puget Sound Estuary Program, U.S. Environmental Protection Agency, septembre 1988, 74 p.
- Bédard, D. et S. Petro. 1992. *St. Clair River study, 1990 laboratory sediment bioassay report*, Direction des ressources en eau, ministère ontarien de l'Environnement et de l'Énergie, Toronto (Ont.), 20 p. (rapport technique interne).
- Bédard, D. et S. Petro. 1997. *Laboratory sediment bioassay report on upper St. Clair River sediments in the vicinity of industrial point sources 1994 & 1995*, Direction de l'élaboration des normes, ministère ontarien de l'Environnement et de l'Énergie, Etobicoke (Ont.), 76 p.
- Beurskens, J.E., C.G. Dekker, J. Jonkhoff et L. Pomstra. 1993a. Microbial dechlorination of hexachlorobenzene in a sedimentation area of the Rhine River, *Biogeochemistry* 19: 61-81.
- Beurskens, J.E., C.G. Dekker et H. van den Heuvel. 1993b. High levels of chlorinated aromatic compounds in deep Rhine sediments with special reference to microbial transformations, *Land Degrad. Rehabil.* 4: 367-371.
- Beurskens, J.E., C.G. Dekker, H. van den Heuvel, M. Swart et J. de Wolf. 1994. Dechlorination of chlorinated benzenes by an anaerobic microbial consortium that selectively mediates the thermodynamic most favourable reactions, *Environ. Sci. Technol.* 28(4): 701-706.
- Bosma, T.N., J.R. van der Meer, G. Schraa, M.E. Tros et A.J. Zehnder. 1988. Reductive dechlorination of all trichlorobenzene and dichlorobenzene isomers, *FEMS Microbiol. Ecol.* 53: 223-229.
- Burkhard, L., B.R. Sheedy, D.J. McCauley et G.M. DeGraeve. 1997. Bioaccumulation factors for chlorinated benzenes, chlorinated butadienes and hexachloroethane, *Environ. Toxicol. Chem.* 16: 1677-1686.
- Calamari, D., S. Galassi et F. Setti. 1982. Evaluating the hazard of organic substances on aquatic life: the paradichlorobenzene example, *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 6: 369-378.
- Calamari, D., S. Galassi, F. Setti et M. Vighi. 1983. Toxicity of selected chlorobenzenes to aquatic organisms, *Chemosphere* 12(2): 253-262.

- Camford Information Services. 1991. *Chlorobenzene. CPI Product Profile*, Don Mills (Ont.), 4 p.
- Canadian Chemical Producers' Association. 1999. *Reducing emissions 7. 1998 emissions inventory and five year projections. A Responsible Care Initiative*, Ottawa (Ont.).
- Carlson, A.R. et P.A. Kosian. 1987. Toxicity of chlorinated benzenes to fathead minnows (*Pimephales promelas*), *Arch. Environ. Toxicol. Chem.* 16: 129-135.
- Chapman, P.M. 1989. Current approaches to developing sediment quality criteria, *Environ. Toxicol. Chem.* 8: 589-599.
- Chapman, P.M., J. Downie, A. Maynard et L.A. Taylor. 1996. Coal and deodorizer residues in marine sediments — contaminants or pollutants? *Environ. Toxicol. Chem.* 15(5): 638-642.
- Clark, J.R., J.M. Patrick, Jr., J.C. Moore et E.M. Lores. 1987. Waterborne and sediment-source toxicities of six organic chemicals to grass shrimp (*Palaemonetes pugio*) and amphioxus (*Branchiostoma caribaeum*), *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 16: 401-407.
- CUE (Commission de l'Union européenne). 1995. *Technical guidance document on environmental risk assessment for existing substances in the context of Commission Regulation XX/94 in accordance with Council Regulation (EEC) No. 793/93 on the evaluation and control of existing substances*, chap. 3, 82 p.
- Day, K.E., D. Milani, S.M. Backus et M.E. Fox. 1995. *The toxicity of 1,2-dichlorobenzene, 1,4-dichlorobenzene, 1,2,3-trichlorobenzene and 1,2,4,5-tetrachlorobenzene to two species of freshwater benthic invertebrates in spiked-sediment toxicity tests*, rapport final, novembre 1995, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ont.), 13 p.
- DeLuca, B. et M. Fox. 1995. Communication personnelle. Données analytiques inédites sur les di et trichlorobenzènes dans des échantillons de sédiments archivés fournis par P. Kauss du ministère ontarien de l'Environnement et de l'Énergie, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ont.).
- DeWolf, W., J.H. Canton, J.W. Deneer, R.C. Wegman et J.L. Hermens. 1988. Quantitative structure–activity relationships and mixture toxicity studies of alcohols and chlorohydrocarbons: reproducibility of effects on growth and reproduction of *Daphnia magna*, *Aquat. Toxicol.* 12: 39-49.
- Ding, W.-H., K.M. Aldous, R.G. Briggs, H. Valente, D.R. Hilker, S. Connor et G.A. Eadon. 1992. Application of multivariate statistical analysis to evaluate local sources of chlorobenzene congeners in soil samples, *Chemosphere* 25(5): 675-690.
- Di Toro, D.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, R.C. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas et P.R. Paquin. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning, *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 1541-1583.

- Doe, K.G., A.L. Huybers, S.J. Wade et J.D. Vaughan. 1995. *Toxicity of 1,2-dichlorobenzene, 1,4-dichlorobenzene, 1,2,3-trichlorobenzene and 1,2,4,5-tetrachlorobenzene to marine invertebrates and bacteria in spiked sediment toxicity tests*, rapport final, novembre 1995, Laboratoire de la qualité de l'environnement, Environnement Canada, Dartmouth (N.-É.), 16 p.
- Eisenreich, S.J., P.D. Capel, J.A. Robbins et R. Bourbonnière. 1989. Accumulation and diagenesis of chlorinated hydrocarbons in lacustrine sediments, *Environ. Sci. Technol.* 23: 1116-1126.
- Environnement Canada. 1994. *Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List. Supporting documentation for Priority Substances List assessment report: Trichlorobenzenes*, Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Hull (Qué.), 77 p.
- Environnement Canada. 1997. *Évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire conformément à la Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, guide, version 1.0, mars 1997, Division de l'évaluation des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Hull (Qué.) (Série sur la protection de l'environnement EPS/2/CC/3E).
- EVS. 1992. *Sediment and related investigations off the Macaulay and Clover Point sewage outfalls*, rapport final, septembre 1992, EVS Consultants, North Vancouver (C.-B.), 193 p.
- EVS. 1996. *Investigation of effects of 1,4-dichlorobenzene exposure of juvenile polychaete worms*, rapport final pour le District régional de la capitale, EVS Consultants, Victoria (C.-B.) (projet EVS n° 3/073-23.1).
- Fox, M.E., J.H. Carey et B.G. Oliver. 1983. Compartmental distribution of organochlorine contaminants in the Niagara River and the western basin of Lake Ontario, *J. Great Lakes Res.* 9(2): 287-294.
- Gas Research Institute. 1995. *Environmentally acceptable endpoints in soil: Risk-based approach to contaminated site management based on availability of chemicals in soil*, rapport provisoire, Environmental and Safety Research Group, avril 1995.
- Gouvernement du Canada. 1993a. *Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List Assessment Report: 1,2-Dichlorobenzene*, Environnement Canada et Santé Canada, Ottawa (Ont.), 27 p.
- Gouvernement du Canada. 1993b. *Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List Assessment Report: 1,4-Dichlorobenzene*, Environnement Canada et Santé Canada, Ottawa (Ont.), 30 p.

- Gouvernement du Canada. 1993c. *Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List Assessment Report: Trichlorobenzenes*, Environnement Canada et Santé Canada, Ottawa (Ont.), 39 p.
- Gouvernement du Canada. 1993d. *Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List Assessment Report: Tetrachlorobenzenes*, Environnement Canada et Santé Canada, Ottawa (Ont.), 42 p.
- Gouvernement du Canada. 1993e. *Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List Assessment Report: Pentachlorobenzene*, Environnement Canada et Santé Canada, Ottawa (Ont.), 32 p.
- Gouvernement du Canada. 1993f. *Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List. Supporting document. Environmental sections. 1,2-Dichlorobenzene*, Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Hull (Qué.), 71 p.
- Gouvernement du Canada. 1993g. *Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List. Supporting document. Environmental sections. 1,4-Dichlorobenzene*, Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Hull (Qué.), 75 p.
- Gouvernement du Canada. 1993h. *Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List. Supporting document. Environmental sections. Tetrachlorobenzenes*, Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Hull (Qué.), 40 p.
- Gouvernement du Canada. 1993i. *Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List. Supporting document. Environmental sections. Pentachlorobenzene*, Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Hull (Qué.), 35 p.
- Gouvernement du Canada. 2000. Règlement sur la persistance et la bioaccumulation. *Gazette du Canada*, partie II, 134: 607-611.
- Hermens, J., H. Canton, P. Janssen et R. de Jong. 1984. Quantitative structure–activity relationships and toxicity studies of mixtures of chemicals with anaesthetic potency: Acute lethal and sublethal toxicity to *Daphnia magna*, *Aquat. Toxicol.* 5: 143-154.
- Hulzebos, E.M., D.M. Ademe, E.M. Dirven-van Breemen, L. Henzen, W.A. van Dis, H.A. Herbold, J.A. Hoekstra, R. Baerselman et C.A. van Gestel. 1993. Phytotoxicity studies with *Lactuca sativa* in soils and nutrient solution, *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1079-1094.
- INRP (Inventaire national des rejets de polluants). 1994. *Rapport sommaire 1994, Inventaire national des rejets de polluants. Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, Environnement Canada, Travaux publics et Services gouvernementaux Canada (n° de cat. EN40-495-1/1-1994E).

- INRP (Inventaire national des rejets de polluants). 1995. *Rapport sommaire 1995, Inventaire national des rejets de polluants. Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, Environnement Canada, Travaux publics et Services gouvernementaux Canada (n° de cat. EN40-495-1/1-1995E).
- INRP (Inventaire national des rejets de polluants). 1996. *Rapport sommaire 1996, Inventaire national des rejets de polluants. Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, Environnement Canada, Travaux publics et Services gouvernementaux Canada (n° de cat. EN40-495-1/1-1996E).
- INRP (Inventaire national des rejets de polluants). 1997. *Rapport sommaire 1997, Inventaire national des rejets de polluants. Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, Environnement Canada, Travaux publics et Services gouvernementaux Canada (n° de cat. EN40-495-1/1-1997E).
- INRP (Inventaire national des rejets de polluants). 1998. *Rapport sommaire 1998, Inventaire national des rejets de polluants. Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, Environnement Canada, Travaux publics et Services gouvernementaux Canada (n° de cat. EN40-495-1/1-1998E).
- Jacobs, L.W., G.A. O'Connor, M.A. Overcash, M.J. Zabik et P. Rygiewicz. 1987. Effects of trace organics in sewage sludges on soil-plant systems and assessing their risk to humans. In : A.L. Page, T.J. Logan et J.A. Ryan (éd.), *Land application of sludge — food chain implications*, Lewis Publishers, Chelsea (Mich.), p. 101-143.
- Kan, A.T., G. Fu et M.B. Tomson. 1994. Adsorption/desorption hysteresis in organic pollution and soil/sediment interaction, *Environ. Sci. Technol.* 28: 859-867.
- Kauss, P.B. 1995. Communication personnelle, 7 septembre 1995, ministère ontarien de l'Environnement et de l'Énergie, Etobicoke (Ont.).
- Kenaga, E.E. et C.A. Goring. 1980. Relationship between water solubility, soil sorption, octanol-water partitioning, and concentration of chemicals in biota. In: J.G. Eaton, P.R. Parrish et A.C. Hendricks (éd.), *Aquatic toxicology*, American Society for Testing and Materials, Philadelphie (Penn.), p. 78-115 (ASTM STP 707).
- Kovrig, M. 1996. Lettre "Re: Tier I and Tier II Profiles," adressée à D. Hogg, ministère ontarien de l'Environnement et de l'Énergie, Toronto (Ont.), envoyée le 11 juin 1996 par M. Kovrig, Recochem Inc., Brampton (Ont.).
- Kuntz, K.W. 1993. *Trends in contaminant levels in the Niagara River*, Programme de rapports sur l'état de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa (Ont.), 12p. (Fiche d'information 93-2 sur l'état de l'environnement).
- Lay, J.P., W. Schauerte, A. Muller, W. Klien et F. Korte. 1985. Long-term effects of 1,2,4-trichlorobenzene on freshwater plankton in an outdoor-model-ecosystem, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 34: 761-769.

- Mackay, D., W.Y. Shiu et K.C. Ma. 1992. *Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Vol. I. Monoaromatic hydrocarbons, chlorobenzenes and PCBs*, Lewis Publishers, Boca Raton (Fla), 697 p.
- Marinucci, A.C. et R. Bartha. 1979. Biodegradation of 1,2,3- and 1,2,4-trichlorobenzene in soil and in liquid enrichment culture, *Appl. Environ. Microbiol.* 38(5): 811-817.
- McCarty, L.S., D. Mackay, A.D. Smith, G.W. Ozburn et D.G. Dixon. 1992. Residue-based interpretation of toxicity and bioconcentration QSARs from aquatic bioassays: Neutral narcotic organics, *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 917-930.
- MOEE (Ministère ontarien de l'Environnement et de l'Énergie). 1994. *Proposed guidelines for the clean-up of contaminated sites in Ontario*, juillet 1994, Toronto (Ont.).
- Mudroch, A. 1983. Distribution of major elements and metals in sediment cores from the western basin of Lake Ontario, *J. Great Lakes Res.* 9(2): 125-133.
- Muir, D.C.G., N.P. Grift, W.L. Lockhart, P. Wilkinson, B.N. Billeck et G.J. Brunskill. 1995. Spatial trends and historical profiles of organochlorine pesticides in Arctic lake sediments, *Sci. Total Environ.* 160/161: 447-457.
- Muir, D.C.G., A. Omelchenko, N.P. Grift, D.A. Savoie, W.L. Lockhart et G.J. Brunskill. 1996. Spatial trends and historical deposition of polychlorinated biphenyls in Canadian midlatitude and Arctic lake sediments, *Environ. Sci. Technol.* 30: 3609-3617.
- Neuhauser, E.F., P.R. Durkin, M.R. Malecki et M. Anatra. 1986. Comparative toxicity of ten organic chemicals to four earthworm species, *Comp. Biochem. Physiol.* 83C(1): 197-200.
- Oliver, B.G. et J.H. Carey. 1986. Photodegradation of wastes and pollutants in aquatic environment. In: E. Pelizzetti et N. Serpone (éd.), *Homogeneous and heterogeneous photocatalysis*, D. Reidel Publishing Co., Dordrecht (Pays-Bas), p. 629-650.
- Oliver, B.G. et K.D. Nicol. 1982. Chlorobenzenes in sediments, water and selected fish from Lakes Superior, Huron, Erie and Ontario, *Environ. Sci. Technol.* 16: 532-536.
- Oliver, B.G. et K.D. Nicol. 1983. Response to comment on "Chlorobenzenes in sediments, water and selected fish from Lakes Superior, Huron, Erie and Ontario", *Environ. Sci. Technol.* 17: 505.
- Oliver, B.G. et C.W. Pugsley. 1986. Chlorinated contaminants in St. Clair River sediments, *Water Pollut. Res. J. Can.* 21(3): 368-379.
- Peijnenburg, W.J.G.M., M.J. 't Hart, H.A. den Hollander, D. van de Meent, H.H. Verboom et N.L. Wolfe. 1992. Reductive transformations of halogenated aromatic hydrocarbons in anaerobic water-sediment systems: kinetics, mechanisms and products, *Environ. Sci. Technol.* 11: 289-300.

- Rawn, D.F.K., D.C.G. Muir, D.A. Savoie, G.B. Rosenberg, W.L. Lockhart et P. Wilkinson. 2000a. Historical deposition of PCBs and organochlorine pesticides to Lake Winnipeg (Canada), *J. Great Lakes Res.* 26: 3-17.
- Rawn, D.F.K., W.L. Lockhart, P. Wilkinson, D.A. Savoie, G.B. Rosenberg et D.C.G. Muir. 2000b. Historical contamination of Yukon lake sediments by persistent organic pollutants (POPs): Influence of local sources and watershed characteristics, *Sci. Total Environ.* (sous presse).
- Rogers, H.R., J.A. Campbell, B. Crathorne et A.J. Dobbs. 1989. The occurrence of chlorobenzenes and permethrins in twelve U.K. sewage sludges, *Water Res.* 23: 913-921.
- Rutherford, L.A., K.E. Day, K.G. Doe, A. Huybers, P.A. Hennigar, G.R. Julien, S.L. Matthews, D. Milani, D. Vaughan et S. Wade. 1995. *Environmental occurrence and toxicity of chlorobenzenes in freshwater and marine sediments*, Direction de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Dartmouth (N.-É.), octobre 1995, 35 p.
- Scheunert, I., E. Topp, A. Attar et F. Korte. 1994. Uptake pathways of chlorobenzenes in plants and their correlation with *n*-octanol/water partition coefficients, *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 27: 90-104.
- Tagatz, M.E., G.R. Plaia et C.H. Deans. 1985. Effects of 1,2,4-trichlorobenzene on estuarine macrobenthic communities exposed via water and sediment, *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 10: 351-360.
- Trapp, S., M. Matthies, I. Scheunert et E.M. Topp. 1990. Modelling the bioaccumulation of organic chemicals in plants, *Environ. Sci. Technol.* 24(8): 1246-1252.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1980a. *Ambient water quality criteria for dichlorobenzenes*, Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division (PB-81-117525; EPA-440/5-80-039).
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1980b. *Ambient water quality criteria for chlorinated benzenes*, Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division (EPA-560/13-80-001).
- van Gestel, C.A. et W.-C. Ma. 1988. Toxicity and bioaccumulation of chlorophenols in earthworms in relation to bioavailability in soil, *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 15: 287-297.
- van Gestel, C.A. et W.-C. Ma. 1990. An approach to quantitative structure–activity relationships (QSARs) in earthworm toxicity studies, *Chemosphere* 21(8): 1023-1033.
- van Gestel, C.A., W.-C. Ma et C.E. Smit. 1991. Development of QSARs in terrestrial ecotoxicology: earthworm toxicity and soil sorption of chlorophenols, chlorobenzenes and dichloroaniline, *Sci. Total Environ.* 109/110: 589-604.

- van Leeuwen, C.J., P.T. Van Der Zandt, T. Aldenberg, H.J. Verhaar et J.L. Hermens. 1992. Application of QSARs, extrapolation and equilibrium partitioning in aquatic effects assessments. I. Narcotic industrial chemicals, *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 267-282.
- van Wezel, A.P., D.A.M. de Vries, D.T.H.M. Sijm et A. Opperhuizen. 1996a. Use of the lethal body burden in the evaluation of mixture toxicity, *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 35: 236-241.
- van Wezel, A.P., G. Cornelissen, J.K. van Miltenburg et A. Opperhuizen. 1996b. Membrane burdens of chlorinated benzenes lower the main phase transition temperature in dipalmitoyl-phosphatidylcholine vesicles: implications for toxicity by narcotic chemicals, *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 203-212.
- Walton, B.T., T.A. Anderson, M.S. Hendricks et S.S. Talmage. 1989. Physiochemical properties as predictors of organic chemical effects on soil microbial respiration, *Environ. Toxicol. Chem.* 8: 53-63.
- Wang, M.-J. et K.C. Jones. 1994. Uptake of chlorobenzenes by carrots from spiked and sewage sludge-amended soil, *Environ. Sci. Technol.* 28(7): 1260-1267.
- Wania, F. et D. Mackay. 1993. Global fractionation and cold condensation of low volatility organochlorine compounds in polar regions, *Ambio* 22:10-18.
- Webber, M. 1994. *Industrial organic compounds in selected Canadian municipal sludges and agricultural soils*, Centre technique des eaux usées (exploité par Rockcliffe Research Management Inc.), Burlington (Ont.), octobre 1994, 100 p.
- Webber, M. et J.A. Nichols. 1995. *Organic and metal contamination in Canadian municipal sludges and a sludge compost*, Centre technique des eaux usées (exploité par Rockcliffe Research Management Inc.), Burlington (Ont.), février 1995, 169 p.
- Yonezawa, Y., M. Fukui, S. Masunaga et Y. Urushigawa. 1994. Dechlorination of 1,2,4-trichlorobenzene in the sediment of Ise Bay, *Chemosphere* 28(12): 2179-2184.

Tableau 1. Résumé des renseignements sur la production et l'utilisation des CBz au Canada¹

CBz	Produit au Canada	Principales applications
1,2-DCB	oui	Solvants de nettoyage industriels
1,4-DCB	oui	Assainisseurs d'air/désodorisants Répulsifs pour mites et oiseaux
TCB	non	Solvants pour l'industrie du textile Fabrication de produits chimiques Entretien des transformateurs
TeCB	non	Entretien des transformateurs
QCB	non	Réactif de laboratoire

¹ Source: données communiquées par Camford Information Services (1991) et valables pour 1995.

Tableau 2. Concentration des CBz dans les boues d'égout

Pays	Référence	Concentration médiane (µg/kg de p.s.)				
		1,2-DCB	1,4-DCB	ΣTCB	ΣTeCB	QCB
Canada	Webber et Nichols (1995)	<LDM ¹ – 451 ²	1–810 ²	ND ³	NA ⁴	NA ⁴
États-Unis	Jacobs <i>et al.</i> (1987)	645 ⁵	2 020 ⁵	404 ⁵	ND ³	Non mentionné
Royaume-Uni	Rogers <i>et al.</i> (1989)	7 900	9 800	780	80	<LDM ¹
Royaume-Uni	Wang et Jones (1994)	2 310	1 120	558	67	47

¹ Inférieur à la limite de détection de la méthode.

² L'intervalle des valeurs médianes a été déterminé pour chacune des 12 installations de traitement des boues.

³ Non décelé.

⁴ Non analysé.

⁵ Valeurs moyennes au lieu de médianes.

Tableau 3. Valeurs médianes des récentes concentrations de CBz dans les sédiments canadiens à proximité de sources ponctuelles, normalisées par rapport au CO

	Concentration médiane (intervalle) (µg/g)					Année du prélève- ment	Référence
	1,2-DCB	1,4-DCB	ΣTCB	ΣTeCB	QCB		
Industries, notamment les fabriques de produits chimiques							
Rivière St. Clair, près de Sarnia, Ontario ¹	1,5 (0,2–52)	37 (2–522)	25 (1–539)	3,5 (0,1–320)	12 (0,3–601)	1994	DeLuca et Fox (1995); Kauss (1995)
Delta de la Niagara, Lac Ontario ²	0,64 (0,51–1,5)	5,2 ($<2,2$ –37)	3,4 (2,5–9,8)	2,9 (2,0–9,1)	1,1 (0,7–3,4)	1981	Fox <i>et al.</i> (1983)
Usines de textile							
Canada atlantique (3 sites) ¹	$<2,4$ ($<2,4$)	$<2,4$ ($<2,4$)	$<2,4$ ($<2,4$)	$<2,4$ ($<2,4$)	$<2,4$ ($<2,4$)	1994	Rutherford <i>et al.</i> (1995)
SEEE							
Victoria, C.-B. ¹	0,06 (0,01–0,30)	1,0 (0,1–40)	0,02 (0,01–0,3)	–	–	1991	EVS (1992)
Sarnia, Ontario ¹	0,34 (0,13–0,83)	2,0 (0,40–7,5)	2,0 (0,20–4,9)	0,09 (0,07–0,42)	0,09 (0,07–0,42)	1994	Kauss (1995)
Halifax, Nouvelle-Écosse ¹	$<2,2$ ($<2,2$)	0,4 ($<0,1$ –16)	$<2,2$ ($<2,2$)	$<2,2$ ($<2,2$)	$<2,2$ ($<2,2$)	1994	Rutherford <i>et al.</i> (1995)
Autres sites du Canada atlantique, 1994 ³	$<2,2$ ($<2,2$)	$<2,2$ ($<2,2$)	$<2,2$ ($<2,2$)	$<2,2$ ($<2,2$)	$<2,2$ ($<2,2$)	1994	Rutherford <i>et al.</i> (1995)

¹ La teneur en CO variait entre 0,2% et 10,1%.

² À la lumière de l'analyse d'échantillons du delta, on a présumé que la teneur en CO était de 3,5% (Mudroch, 1983).

³ Fredericton, Nouveau-Brunswick, et Berwick, Nouvelle-Écosse.

Tableau 4. Concentrations médianes des CBz dans les sols, normalisées par rapport au CO

	Concentration médiane (intervalle) (µg/g)								Année du prélève- ment	Référence
	1,2-DCB	1,4-DCB	1,3,5- TCB	1,2,4- TCB	1,2,3- TCB	1,2,3,5- /1,2,4,5- TeCB	1,2,3,4- TeCB	QCB		
Près d'une source agricole (Ca-nada) ¹	<3,5 (<3,5)	<3,5 (<3,5– 4,5)	Non mesurée	<3,5 (<3,5)	Non mesurée	Non mesurée	Non mesurée	Non mesurée	Début des années 90	Webber (1994)
Près d'une source industrielle (Niagara Falls, NY) ²	Non mesurée	Non mesurée	Non mesurée	0,127 (0,060– 0,255)	0,027 (0,012– 0,050)	0,231 (0,120– 0,400)	0,156 (0,065– 0,325)	0,052 (0,024– 0,085)	Fin des années 80	Ding <i>et al.</i> (1992)

¹ Normalisation par rapport au CO (dont la teneur variait entre 0,1% et 3,8%).

² Normalisation par rapport au CO, dont la teneur présumée est de 2%.

Tableau 5. Pourcentage des populations expérimentales d'eau douce (*Hexagenia* spp. et *Tubifex tubifex*) touché par une exposition de 21 et 28 jours respectivement aux CBz (concentrations normalisées en $\mu\text{g/g}$ de CO ¹) (Day *et al.*, 1995)

CBz	<i>Hexagenia</i> spp.				<i>Tubifex tubifex</i>			
	Réduction observée de la croissance (% des organismes touchés) ²	Concentration			Réduction du nombre de petits (% des organismes touchés) ²	Concentration		
		Nominale ($\mu\text{g/g}$ de p.s.)	Initiale ($\mu\text{g/g}$ de CO)	Finale ($\mu\text{g/g}$ de CO)		Nominale ($\mu\text{g/g}$ de p.s.)	Initiale ($\mu\text{g/g}$ de CO)	Finale ($\mu\text{g/g}$ de CO)
1,2-DCB ³	zéro	500	3 789	218	67	500	4 448	1 871
1,4-DCB	25	500	3 677	234	64	500	3 187	1 573
1,2,3-TCB	34	500	6 845	1 444	72	500	6 556	5 947
1,2,4,5-TeCB ⁴	18	150	3 128	2 012	zéro	150	3 981	3 266

¹ % de CO = $3,93\% \pm 0,56\%$.

² La signification statistique ($P < 0,05$) des effets, comparativement aux témoins de solvant, a été démontrée au moyen du test de Dunnett.

³ Aucun effet sur la croissance de *Hexagenia* spp. n'a été observé à la plus forte concentration de 1,2-DCB (initiale = $3\,789\,\mu\text{g/g}$ de CO, finale = $218\,\mu\text{g/g}$ de CO).

⁴ Aucun effet sur la croissance de *T. tubifex* n'a été observé à la plus forte concentration de 1,2,4,5-TeCB (initiale = $3\,981\,\mu\text{g/g}$ de CO, finale = $3\,266\,\mu\text{g/g}$ de CO).

Tableau 6. Concentrations minimales de CBz produisant un effet sur l'amphipode marin *Rhepoxynius abronius* (Doe *et al.*, 1995)

CBz	% de mortalité observé ¹	Concentration			CSEO ³ (µg/g de CO ²)	CMEO ³ (µg/g de CO ²)
		Nominale (µg/g de p.s.)	Initiale (µg/g de CO ²)	Finale (µg/g de CO ²)		
1,2-DCB	23	100	1 127	Non mesurée	289	1 127
1,4-DCB	31	500	6 121	9 273	1 345	6 121
1,2,3-TCB	60	100	3 455	Non mesurée	898	3 455
1,2,4,5-TeCB	25	30	1 582	Non mesurée	254	1 582

¹ Le plus faible niveau d'exposition associé à la mortalité qui est significativement différent des témoins d'acétone à un niveau de confiance de 95%.

² Teneur en CO = 0,55%.

³ CSEO = concentration sans effet observé; CMEO = concentration minimale avec effet observé.

Tableau 7. Concentrations minimales produisant un effet dans les sédiments (µg/g de CO) fondées sur les données concernant les effets sur les organismes de la colonne d'eau et calculées par la méthode du partage à l'équilibre

CBz	K _{oe} ¹	Eau douce				Milieu marin			
		Paramètre	Concentration du CBz dissous (µg/L)	Référence	C _{sed} estimée (µg/g de CO)	Paramètre	Concentration du CBz dissous (µg/L)	Référence	C _{sed} estimée (µg/g de CO)
1,2-DCB	2 512	CE ₅₀ après 14 jours, reproduction (<i>Daphnia</i>)	550	Calamari <i>et al.</i> (1983)	1 382	CL ₅₀ ² après 96 heures (mysis effilée)	1 970	U.S. EPA (1980a)	4 949
1,4-DCB	2 512	CMEO après 28 jours, reproduction (<i>Daphnia</i>)	400	Calamari <i>et al.</i> (1982)	1 005	CL ₅₀ ² après 96 heures (mysis effilée)	1 990	U.S. EPA (1980a)	4 999
TCB	12 589	CL ₉₀ après 21 jours (<i>Daphnia</i>)	130	Lay <i>et al.</i> (1985)	1 637	Colonisation réduite des sédiments (mollus-ques)	40	Tagatz <i>et al.</i> (1985)	504
TeCB	31 623	CE ₅₀ après 16 jours, reproduction (<i>Daphnia</i>)	90	DeWolf <i>et al.</i> (1988)	2 846	CL ₅₀ ² après 96 heures (mysis effilée)	340	U.S. EPA (1980b)	10 752
QCB	100 000	CE ₅₀ ² après 16 jours, reproduction (<i>Daphnia</i>)	25	Hermens <i>et al.</i> (1984)	2 500	CL ₅₀ ² après 96 heures (mysis effilée)	160	U.S. EPA (1980b)	16 000

¹ Mackay *et al.* (1992).

² Concentration nominale.

Tableau 8. Concentrations minimales produisant un effet ($\mu\text{g/g}$ de CO) sur la laitue cultivée et les vers de terre

CBz	Espèce	Paramètre	Concentration ($\mu\text{g/g}$ de CO)	Source
1,2-DCB	–	Aucune donnée	4 712 ²	Présumément comme pour le 1,4-DCB
1,4-DCB	Ver de terre (<i>E. andrei</i>)	CL ₅₀ après 14 jours	4 712 ²	van Gestel <i>et al.</i> (1991)
1,2,3-TCB	Laitue cultivée (<i>Lactuca sativa</i>)	CE ₅₀ ¹ après 14 jours (croissance)	119 ³	Hulzebos <i>et al.</i> (1993)
1,2,4-TCB	Ver de terre (<i>E. eugeniae</i>)	CL ₅₀ ¹ après 14 jours	2 592 ²	Neuhauser <i>et al.</i> (1986)
1,3,5-TCB	Laitue cultivée	CE ₅₀ ¹ après 7 jours (croissance)	10 648 ⁴	Hulzebos <i>et al.</i> (1993)
1,2,3,4-TeCB	Laitue cultivée	CE ₅₀ ¹ après 14 jours (croissance)	2 963 ⁴	Hulzebos <i>et al.</i> (1993)
1,2,4,5-TeCB	Laitue cultivée	CE ₅₀ ¹ après 14 jours (croissance)	185 ⁴	Hulzebos <i>et al.</i> (1993)
QCB	Ver de terre (<i>L. rubellus</i>)	CL ₅₀ après 14 jours	4 136 ²	van Gestel <i>et al.</i> (1991)

¹ Calculée à l'aide des concentrations nominales.

² 4,9% de CO.

³ 0,84% de CO.

⁴ 1,08% de CO.

Tableau 9. VCT_{SED} choisies pour les organismes benthiques d'eau douce et marins

CBz	Eau douce		Milieu marin	
	VCT _{SED} (µg/g de CO)	Type de données	VCT _{SED} (µg/g de CO)	Type de données
1,2-DCB	1 382	CE ₅₀ chronique (PEq)	1 127	CMEO mesurée (<i>R. abronius</i>)
1,4-DCB	1 005	CMEO chronique (PEq)	4 999	Méthode du PEq (effet aigu)
TCB	1 637	CL ₉₀ (PEq)	504	Méthode du PEq (effet chronique)
TeCB	2 846	CE ₅₀ chronique (PEq)	1 582	CMEO mesurée (<i>R. abronius</i>)
QCB	2 500	CE ₅₀ chronique (PEq)	3 080	Médiane de la CMEO extrapolée (<i>R. abronius</i>)

Tableau 10. Coefficients utilisés et VESEO_{SED} calculées pour les organismes benthiques (d'eau douce et marins)

CBz	Eau douce				Milieu marin				
	VCT _{SED} (µg/g de CO)	Coefficients utilisés		VESEO _{SED} (µg/g de CO)	VCT _{SED} (µg/g de CO)	Coefficients utilisés			VESEO _{SED} (µg/g de CO)
		Effets chroniques à nuls	P&B ¹			RAC	Effets chroniques à nuls	P&B ¹	
1,2-DCB	1 382	10	–	138	1 127	3	10	–	38
1,4-DCB	1 005	10	–	101	4 999	3	10	–	167
TCB	1 637	10	–	164	504	–	10	–	50
TeCB	2 846	10	10	29	1 582	3	10	10	5
QCB	2 500	10	10	25	3 080	3	10	10	10

¹ P&B = persistance et bioaccumulation.

Tableau 11. Quotients de risque pour les organismes benthiques, fondés sur les VEE (VEE_{SED}) maximales pour les sédiments canadiens

CBz	Eau douce			Milieu marin		
	VEE maximale (µg/g de CO)	VESEO (µg/g de CO)	Quotient	VEE maximale (µg/g de CO)	VESEO (µg/g de CO)	Quotient
1,2-DCB	52	138	0,4	<2,2	38	<0,06
1,4-DCB	522	101	5,2	40	167	0,24
TCB	539	164	3,3	<2,2	50	<0,05
TeCB	320	29	11	<2,2	5	<0,44
QCB	601	25	24	<2,2	10	<0,22

Tableau 12. Calcul des VESEO_{SOL} pour les organismes endogés

CBz	VCT _{SOL} (µg/g de CO)	Coefficient utilisé			VESEO _{SOL} (µg/g de CO)
		Données limitées	Effets de chroniques à nuls	Persistance et bioaccumulation	
1,2-DCB	4 712	3	10	–	157
1,4-DCB	4 712	3	10	–	157
1,2,3-TCB	119	3	10	–	4,0
1,2,4-TCB	2 592	3	10	–	86
1,2,3,4-TeCB	2 963	3	10	10	9,9
1,2,4,5-TeCB	185	3	10	10	0,62
QCB	4 136	3	10	10	14

Tableau 13. Quotients de risque pour les organismes terrestres, fondés sur les VEE (VEE_{SOL}) maximales pour les sols canadiens

CBz	VEE maximale (µg/g de CO)	Source des données pour la VEE maximale	VESEO_{SOL} (µg/g de CO)	Quotient
1,2-DCB	0,42	Calculé d'après Webber et Nicols (1995)	157	0,003
1,4-DCB	0,87	Calculé d'après Webber et Nicols (1995)	157	0,006
1,2,3-TCB	0,05	Ding <i>et al.</i> (1992)	4,0	0,01
1,2,4-TCB	0,25	Ding <i>et al.</i> (1992)	86	0,003
1,2,3,4-TeCB	0,33	Ding <i>et al.</i> (1992)	9,9	0,03
1,2,4,5-/1,2,3,5-TeCB	0,40	Ding <i>et al.</i> (1992)	0,62	0,65
QCB	0,09	Ding <i>et al.</i> (1992)	14	0,006

Annexe 1. Critères de persistance et de bioaccumulation définis dans le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation pris en vertu de la LCPE 1999 (Gouvernement du Canada, 2000)

Persistance^a		Bioaccumulation^b
Milieu	Demi-vie	
Air	≥ 2 jours ou transport atmosphérique de la source à une région éloignée	FBA ^c ≥ 5 000 ou
Eau	≥ 182 jours	FBC ^d ≥ 5 000 ou
Sédiments	≥ 365 jours	log K _{oe} ^e ≥ 5
Sol	≥ 182 jours	

^a Une substance est jugée persistante lorsqu'elle satisfait à au moins un critère dans n'importe quel milieu.

^b Lorsque le FBA d'une substance ne peut être calculé selon des méthodes généralement reconnues, on utilise le FBC, mais lorsque ni l'un ni l'autre de ces facteurs ne peut être calculé par des méthodes reconnues, on a recours au log K_{oe}.

^c Le facteur de bioaccumulation est le rapport entre la concentration d'une substance dans un organisme et sa concentration dans l'eau, fondé sur l'absorption directe à partir du milieu ambiant et de la nourriture.

^d Le facteur de bioconcentration est le rapport entre la concentration d'une substance dans un organisme et sa concentration dans l'eau, fondé seulement sur l'absorption directe à partir du milieu ambiant.

^e Le coefficient de partage entre l'octanol et l'eau est le rapport entre la concentration d'une substance dans l'octanol et la concentration de cette substance dans l'eau dans un mélange octanol-eau.

Annexe 2: Stratégie de recherche – Nouveaux renseignements concernant l'évaluation de la «toxicité» pour l'environnement au sens de l'alinéa 64a) de la LCPE 1999.

Pour relever les renseignements utiles sur la production, l'importation, l'utilisation et le rejet dans l'environnement au Canada, on a effectué des recherches dans l'INRP (Inventaire national des rejets de polluants, Environnement Canada) et l'ARET (Accélération de la réduction et de l'élimination des toxiques, Environnement Canada).

Les données permettant de déterminer si le 1,2-dichlorobenzène, le 1,4-dichlorobenzène, les trichlorobenzènes, les tétrachlorobenzènes et le pentachlorobenzène sont “toxiques” pour l'environnement au sens de l'alinéa 64a) de la LCPE 1999 ont été trouvées à partir de documents actuels de synthèse, de textes de référence publiés et de recherches en ligne dans les bases de données suivantes pour la période allant jusqu'à décembre 1999. On a recherché le nom de ces substances ou leur numéro de registre CAS dans les bases de données Aquire, Registry of toxic effects of chemical substances (RTECS), Environment Abstracts, CAB Abstracts, Current Contents, Poltox, Capulus Bib Abstracts et UnCover.