



Distr. : Générale
4 décembre 2007

Français
Original : Anglais



**Programme des
Nations Unies pour
l'environnement**

Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants
Comité d'étude des polluants organiques persistants
Troisième réunion
Genève, 19-23 novembre 2007

**Rapport du Comité d'étude des polluants organiques persistants sur
les travaux de sa troisième réunion**

Additif

Descriptif des risques pour le pentachlorobenzène

A sa troisième réunion, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a adopté le descriptif des risques pour le pentachlorobenzène, compte tenu du projet figurant dans le document UNEP/POPS/POPRC.3/15. Le texte du descriptif des risques, tel qu'amendé, est reproduit ci-après. Il n'a pas été revu par les services d'édition.

PENTACHLOROBENZENE

DESCRIPTIF DES RISQUES

Adopté par le Comité d'étude des polluants organiques persistants
à sa troisième réunion

Novembre 2007

Table des matières

Résumé	4
1 Introduction.....	5
1.1 Identification chimique de la substance proposée.....	5
1.1.1 Noms et numéros d'enregistrement.....	5
1.1.2 Structure	5
1.1.3 Propriétés physico-chimiques.....	5
1.2 Conclusion du Comité d'étude des polluants organiques persistants concernant les informations requises à l'Annexe D pour le PeCB.....	6
1.3 Sources des données	6
1.4 Statut du produit chimique au regard des conventions internationales	6
2 Synthèse des informations concernant le descriptif des risques.....	6
2.1 Sources.....	6
2.1.1 Production, commercialisation, stocks	6
2.1.2 Utilisations	7
2.1.3 Rejets dans l'environnement.....	8
2.2 Devenir dans l'environnement	9
2.2.1 Persistance	9
2.2.2 Bioaccumulation	10
2.2.3 Potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement.....	10
2.3 Exposition	11
2.3.1 Concentrations dans les matrices environnementales abiotiques de régions reculées	11
2.3.2 Concentrations dans les biotes de régions reculées.....	11
2.3.3 Concentrations dans des régions tempérées y compris tendances	12
2.3.4 Exposition humaine	13
2.3.5 Biodisponibilité	13
2.4 Evaluation des risques concernant les sujets de préoccupation.....	14
2.4.1 Toxicité	14
2.4.2 Ecotoxicité	16
3 Synthèse des informations.....	18
4 Conclusion	19
Références	20

RESUME

La Communauté européenne et ses Etats membres, Parties à la Convention de Stockholm, ont proposé l'inscription du pentachlorobenzène (PeCB) à la Convention. Le Comité d'étude des polluants organiques persistants a conclu que le PeCB répondait aux critères de sélection et décidé de créer un groupe de travail spécial pour examiner plus avant la proposition.

La plupart des pays qui ont communiqué des informations au secrétariat du PNUE n'ont signalé aucune production ou utilisation de PeCB (République tchèque, Allemagne, Lituanie, Maurice, Turquie, Canada), ce qui est conforme aux informations figurant dans le dossier soumis. Cette substance était utilisée par le passé en association avec les PeCB, dans les colorants, en tant que fongicides, et dans les retardateurs de flammes ainsi qu'en tant que substance chimique intermédiaire par exemple pour la production de quintonzène. La plupart des fabricants américains et européens de quintonzène ont changé leur procédé de fabrication pour éliminer cette utilisation du PeCB. Le produit est également présent à des concentrations faibles en tant qu'impureté dans plusieurs herbicides, pesticides et fongicides. Aux Etats-Unis, certains fabricants de pesticides ont changé leur procédé de fabrication pour réduire la concentration d'impureté d'hexachlorobenzène dans leurs produits, ce qui a également pu permettre de réduire les concentrations de PeCB contaminants. Le PeCB est également un produit de dégradation simple de certains pesticides. La documentation indique que le PeCB n'a pas d'importance commerciale. Aucun échange commercial ou stock n'ont été signalés.

Dorénavant, le PeCB pénètre dans l'environnement à partir de sources diverses, essentiellement sous forme de sous-produit d'une combustion incomplète. Toutefois, les doutes à cet égard sont importants et on ne dispose de données que pour les Etats-Unis et le Canada. Compte tenu du peu de données disponibles, il est difficile de fournir une estimation valable des quantités et tendances. Le total des émissions annuelles mondiales de PeCB selon la base de données US-TRI a été estimé à 85 000 kg par an.

Le PeCB devrait être considéré comme une substance persistante compte tenu de ses durées de vie estimées et expérimentales dans l'atmosphère, les sols, les sédiments et l'eau. Selon les données disponibles, son potentiel de bioaccumulation est élevé. La mesure du Log Kow le situe entre 4,88 et 6,12, avec des valeurs recommandées de 5,17-7,18. Le facteur de bioconcentration varie entre 1 085 et 23 000 L/kg pour le poisson, 833 et 4 300 L/kg pour les mollusques et 577 à 2 258 L/kg pour les crustacés. Etant donné que la biotransformation du PeCB sera insignifiante et que la substance est extrêmement hydrophobique, le composé peut également posséder un fort potentiel de bioamplification. Le PeCB est modérément toxique pour les êtres humains et n'est pas classé en tant que produit carcinogène. Dans l'Union européenne, il est classé en tant que substance très toxique pour les organismes aquatiques ((CL₅₀ pour les poissons, les daphnéidées ou les algues ≤ 1 mg/L). Les données relatives à l'écotoxicité terrestre sont limitées et il n'existe pas de données de toxicité pour les oiseaux.

Les caractéristiques physiques et chimiques, la solubilité dans l'eau, la pression de vapeur et la constante d'Henry, sont similaires à d'autres polluants organiques persistants. Le PeCB peut se dégrader par oxydation photochimique dans l'atmosphère, essentiellement par réactions avec les radicaux hydroxyles (OH). Toutefois, sa demi-vie dans l'atmosphère se situerait entre 45 et 467 jours. Compte tenu de ses propriétés physiques et chimiques et de sa persistance dans l'air, le PeCB a un potentiel de propagation à longue distance dans l'atmosphère. Cette constatation est étayée par la présence de PeCB dans des compartiments environnementaux, y compris les biotes de régions reculées. Le PeCB se propage dans l'environnement à l'échelle planétaire.

On dispose de mesures de concentrations de PeCB dans les milieux abiotiques et biotiques de régions éloignées telles que l'(Ant)arctique ainsi que de données de contrôle des PeCB dans les milieux abiotiques et biotiques de zones tempérées. Dans l'ensemble, les données des pays développés indiquent que les concentrations de PeCB dans les zones tempérées du monde semblent diminuer. Pour la région de l'(Ant)arctique, on ne dispose que de données récentes qui ne permettent pas de déterminer une tendance.

Compte tenu des preuves disponibles, le PeCB est susceptible, du fait de sa propagation à longue distance dans l'environnement, d'avoir des effets nocifs importants sur la santé humaine et/ou l'environnement justifiant l'adoption de mesures au niveau international.

1 Introduction

La Communauté européenne et ses Etats membres, Parties à la Convention de Stockholm, ont proposé l'inscription du PeCB aux Annexes A, B et/ou C de la Convention conformément au paragraphe 1 de l'article 8. La proposition originale complète figure dans le document UNEP/POPS/POPRC.2/INF/5. Un résumé de la proposition établi par le secrétariat est fourni dans le document UNEP/POPS/POPRC.2/13.

L'acceptation de la proposition originale pour examen plus approfondi par le Comité d'étude des polluants organiques persistants signifie que les propriétés de la substance répondent aux critères de sélection définis à l'Annexe D de la Convention. L'étape suivante consiste à établir un descriptif de risques pour la substance comme décrit à l'Annexe E. Le présent projet de descriptif de risques a été établi suite à la décision prise par le Comité à sa deuxième réunion, en novembre 2006, de créer un groupe de travail spécial pour examiner plus avant la proposition conformément aux dispositions de la Convention (décision POPRC-2/7).

Toutes les données fournies dans le présent document sont présentées conformément au système international d'unités (SI) et ont, par conséquent, pu être recalculées par rapport aux autres unités indiquées dans les sources de données. En outre, toutes les concentrations sont présentées sur la base du kilo ou du litre (par exemple µg/kg ou ml/l).

1.1 Identification chimique de la substance proposée

1.1.1 Noms et numéros d'enregistrement

Le PeCB appartient au groupe des chlorobenzènes, caractérisé par un noyau de benzène dans lequel des atomes d'hydrogène ont été remplacés par un ou plusieurs atomes de chlore. Les composés de chlorobenzènes sont neutres, thermiquement stables, avec une stabilité croissante, des points de fusion et d'ébullition plus élevés et une substitution croissante des atomes de chlore. Le PeCB a un degré de solubilité dans l'eau très faible (Rossberg et al., 2006).

Nom UICPA : benzène, pentachloro-

Nom chimique CAS :

Synonymes : 1,2,3,4,5-PeCB; PeCB; PCB; PeCB; QCB; quintochlorobenzène

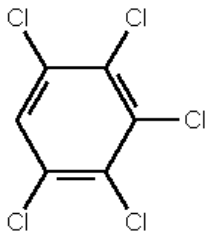
Numéro d'enregistrement CAS : 608-93-5

Numéro EINECS : 210-172-0

Nom commercial : -

1.1.2 Structure

1,2,3,4,5-PeCB



1.1.3 Propriétés physico-chimiques

Mackay et al (2006) ont donné une valeur recommandée de 0,11 Pa à 20°C. La solubilité dans l'eau à 25°C varie entre 0,135 et 3,46 mg/l, alors que la valeur recommandée par diverses sources s'établissait autour de 0,55 mg/l. Pour Mackay et al (2006), les mesures de log Kow se situaient entre 4,88 et 6,12. Cette source ainsi que les bases de données PHYSPROP et CHEMFATE recommandent des valeurs de 5,17 à 5,18 comme étant plus fiables. La liste complète des propriétés physiques et chimiques du PeCB figure à l'annexe II, tableau 1.1 du document UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21.

1.2 Conclusion du Comité d'étude des polluants organiques persistants concernant les informations requises à l'Annexe D pour le PeCB

A sa deuxième réunion du 6 au 10 novembre 2006, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a appliqué les critères de sélection visés à l'Annexe D de la Convention de Stockholm et conclu, conformément à l'alinéa a) du paragraphe 4 de l'article 8 de la Convention, que le PeCB répondait aux critères de sélection. Le Comité a décidé en outre, conformément au paragraphe 6 de l'article 8 de la Convention et au paragraphe 29 de la décision SC-1/7 de la Conférence des Parties à la Convention de Stockholm, de créer un groupe de travail spécial pour examiner plus avant la proposition et établir un projet de descriptif de risques conformément à l'Annexe E de la Convention. Il a invité, en application de l'alinéa a) du paragraphe 4 de l'article 8 de la Convention, les Parties et observateurs à soumettre au secrétariat les informations requises à l'Annexe E de la Convention avant le 2 février 2007.

1.3 Sources des données

Des informations sur les sources des données (références et autres documents) sont fournies dans le document UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21, annexes I et III. Lorsqu'il est fait mention des examens susmentionnés, le texte cité (ou cité avec des modifications) comprend les références indiquées dans l'examen original. Ces références ne sont pas indiquées individuellement dans la liste des références. Les Parties et observateurs ci-après ont répondu à la demande d'informations requise à l'Annexe E de la Convention : Canada, République tchèque, Allemagne, Japon, Lituanie, Maurice, Suisse, Turquie, Etats-Unis d'Amérique, Réseau international pour l'élimination des POPS (IPEN), et Conseil international des associations de fabricants de produits chimiques/Conseil mondial du chlore (ICCA-WCC).

1.4 Statut du produit chimique au regard des conventions internationales

Le PeCB n'est visé par aucune convention internationale. La Commission européenne a soumis une proposition visant à inclure le PeCB au Protocole à la Convention de 1979 sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, relatif aux polluants organiques persistants, au Secrétariat exécutif de la Commission économique pour l'Europe de l'ONU en 2006 (Commission européenne, 2007). Le Protocole a pour objet de contrôler, réduire ou éliminer les rejets, émissions et pertes de polluants organiques persistants. L'Équipe spéciale de la Commission économique pour l'Europe sur les polluants organiques persistants a identifié les options suivantes pour une éventuelle inclusion du PeCB au Protocole :

- a) Inscription du PeCB à l'annexe I du Protocole afin de prévenir sa production et son utilisation;
- b) Inscription du PeCB à l'annexe I et à l'annexe III du Protocole. [ECE/EB.AIR/WG.5/2007/14]

La Directive 2000/60/CE établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau a identifié le PeCB comme une substance prioritaire. La liste de ces substances prioritaires comprend des substances toxiques dites prioritaires et identifiées comme particulièrement préoccupantes pour l'eau douce, l'environnement côtier et marin. Ces substances seront soumises à arrêt ou élimination des rejets, émissions et pertes dans les 20 ans suivant l'adoption de la Directive. La Commission européenne a proposé d'inscrire le PeCB en tant que substance dangereuse prioritaire. [COM(2006) 397 final]. Le PeCB est également inscrit sur la liste OSPAR 1998 des substances candidates (OSPAR, 1998).

2 Synthèse des informations concernant le descriptif des risques

2.1 Sources

La production, l'utilisation et les sources de rejet ont été décrites en détail dans les deux documents présentés par le Canada (Gouvernement canadien, 1993, 2003), la proposition de stratégie de gestion des risques liés au PeCB par le Canada (Environnement Canada, 2005) et le document présenté par le Conseil international des associations de fabricants de produits chimiques/Conseil mondial du chlore (2007). Des informations supplémentaires ont été recueillies à partir de documents présentés par d'autres Parties et observateurs ainsi que de la documentation disponible.

2.1.1. Production, commercialisation, stocks

Le document de soumission pour le PeCB indiquait que ce produit chimique n'était plus produit en Europe et en Amérique du Nord (Van de Plassche et al., 2002). L'industrie de l'Union européenne ne signale pas le PeCB comme un produit chimique au volume de production élevé ou faible (<http://ecb.jrc.it/esis/>). La plupart des pays qui ont soumis des informations au secrétariat du PNUE ont indiqué une absence de production (Canada, République tchèque, Allemagne, Lituanie, Maurice, Turquie et Etats-Unis). Aucune production intentionnelle n'a été indiquée dans le document présenté par le Conseil international des associations de fabricants de produits chimiques/Conseil mondial du chlore et selon l'Encyclopédie de chimie industrielle Ullmann, le PeCB n'a aucune importance économique (Rossberg et al., 2006). Aucun commerce ou stock n'a été signalé.

2.1.2. Utilisations

Le Canada et les Etats-Unis ont précisé qu'il n'existait actuellement aucune demande commerciale à usage domestique pour le PeCB et que ce produit n'était pas utilisé en tant que produit final. L'Encyclopédie de chimie industrielle Ullmann ne mentionne aucune utilisation actuelle de PeCB (Rossberg et al., 2006). Toutefois, diverses utilisations passées ou utilisations non intentionnelles de PeCB sont signalées dans la documentation :

1. Le PeCB était un composant d'un mélange de chlorobenzènes utilisé pour réduire la viscosité des produits PCB employés pour le transfert de chaleur (Environnement Canada, 2005), mais les nouvelles réglementations interdisant toute nouvelle utilisation de fluides diélectriques contenant du PCB ont entraîné une diminution de l'utilisation de ce produit après 1980. Les PCB sont toujours utilisés dans certains équipements électriques anciens en Amérique du Nord et en Europe et il existe donc un faible potentiel de rejet de PeCB à partir de cette source (Environnement Canada, 2005). Il est probable que des PCB soient également toujours utilisés dans certaines régions du monde et qu'une fraction de ceux-ci contiennent du PeCB. Les PCB sont actuellement éliminés dans de nombreux pays du monde et toute émission associée de PeCB devrait diminuer au fil du temps.
2. Autrefois, on pouvait trouver du PeCB et du TeCB dans des agents véhiculeurs de teinture. Les applications pour les véhiculeurs de teinture ont été arrêtées (Environnement Canada, 2005). Le document canadien n'indique pas clairement si les PeCB, les TeCB ou les deux ont été utilisés dans les agents véhiculeurs de teinture.
3. Le PeCB peut être présent en tant qu'impureté dans plusieurs herbicides, pesticides et fongicides actuellement utilisés au Canada (Environnement Canada, 2005). L'Agence américaine pour la protection de l'environnement a réalisé une étude pour évaluer les risques de cancer d'origine alimentaire liés à l'hexachlorobenzène et au PeCB en tant qu'impuretés dans le chlorothalonile, le PCNB, le piclorame, et plusieurs autres pesticides. La présence de PeCB a été identifiée dans le pentachloronitrobenzène (quintozène), l'endosulfan, le chlorpyrifos-méthyle, l'atrazine, et le clopyrilide, mais pas dans la simazine, le chlorothalonile, piclorame et le Dacthal (US EPA, 1998). L'hexachlorobenzène (HCB) de qualité technique contient environ 98 % de HCB, 1,8 % de PeCB et 0,2 % de 1,2,4,5-tétrachlorobenzène (OMS-IPCS, 1997). Le HCB est déjà inscrit aux Annexes A et C de la Convention de Stockholm et il devrait donc avoir une importance mineure en tant que source de PeCB. On ne connaît pas la situation actuelle pour les autres pesticides.
4. L'utilisation de PeCB en tant que produit chimique intermédiaire est signalée dans l'étude OMS-IPCS (1991). Jusqu'à présent, seule l'utilisation en tant que produit intermédiaire dans la fabrication de pentachloronitrobenzène (quintozène) est signalée dans la documentation. Le PeCB est présent en tant qu'impureté dans ce fongicide. Van de Plassche et al. (2002) ont fait rapport sur la production et l'utilisation de quintozène dans plusieurs pays et indiqué qu'il n'y avait pas d'utilisation connue en dehors de la région de la Commission économique pour l'Europe de l'ONU. Van de Plassche et al. (2002) ont déclaré : « aujourd'hui, le quintozène est fabriqué à l'aide d'un autre procédé de production sans PeCB. Amvac ne recense aucun producteur actuel de quintozène utilisant des PeCB en tant que produit intermédiaire. Ils concluent qu'il est peu probable que des stocks de quintozène contenant des quantités appréciables de PeCB existent. » Feiler (2001) dans ICCA/WCC (2007) ont signalé que le quintozène était dorénavant fabriqué par chloration du nitrobenzène et que l'on n'utilisait plus de PeCB en tant qu'agent intermédiaire. Les données disponibles suggèrent une diminution de l'utilisation du PeCB pour la préparation de quintozène. Toutefois, cette conclusion se base uniquement sur les données pour l'Europe et l'Amérique du Nord.
5. Le PeCB peut avoir été utilisé par le passé en tant que fongicide et en tant que retardateur de flamme (Van de Plassche et al., 2002). L'étude OMS-IPCS (1991) indique que le PeCB était auparavant utilisé dans un pesticide pour les huîtres. Aucune autre source de ces applications n'a été recensée.
6. Moins de 0,1 kg par an de PeCB pur a été importé des Etats-Unis au Canada pour utilisation en tant que réactif de laboratoire (Gouvernement canadien, 1993). L'utilisation en tant que réactif de laboratoire, sur la base des données applicables pour 1995, est également mentionnée dans le rapport du Gouvernement canadien (2003). On ne connaît pas la situation actuelle.

Sur la base des informations communiquées et des renseignements fournis dans la documentation, il est indéniable que la production et l'utilisation de PeCB en Europe et en Amérique du Nord sont négligeables. La situation dans d'autres parties du monde est moins claire.

2.1.3. Rejets dans l'environnement

La proposition de stratégie de gestion des risques liés au PeCB élaborée par Environnement Canada en 2005 indique plusieurs voies de rejet du PeCB peut être libéré dans l'environnement canadien (Environnement Canada, 2005). Les principales sources de rejet au Canada sont le brûlage des ordures ménagères à l'air libre, l'incinération des déchets solides municipaux, l'incinération des déchets dangereux, la production de magnésium, l'utilisation de solvants et le transport à longue distance. Certaines sources de rejet potentielles sont également signalées : production de magnésium (moins de 2 % du total des rejets), solvants chlorés (négligeables), traitement secondaire du cuivre et de l'aluminium (pas de données), fabrication de produits chimiques (improbable), usines sidérurgiques et aciéries (données très rares), raffineries de pétrole (improbable), station d'épuration des eaux d'égout (improbable), usines textiles (improbable), transport à longue distance (quantité inconnue, devrait diminuer) (tableau 2.1, annexe II, UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21).

Les sources de rejets et les sources potentielles sont décrites plus en détail dans l'étude d'Environnement Canada (2005). Le rejet total indiqué par Environnement Canada dans la stratégie de gestion des risques liés au PeCB (Environnement Canada, 2005), soit 41,9 kg/an, est un facteur de 10 inférieur au rejet de >580 kg/an fourni dans le rapport d'évaluation de la liste des substances prioritaires pour le PeCB (Gouvernement canadien, 1993), soumis par le Canada pour l'élaboration de ce descriptif de risques. Les principales sources dans le rapport de gestion des risques canadien (Environnement Canada, 2005), à savoir l'incinération à ciel ouvert des déchets ménagers (21,93 kg/an), l'incinération des déchets solides (2,36 kg/an), l'incinération des déchets dangereux (1,84 kg/an) et la production de magnésium (1,53 kg/an), n'avaient pas été identifiées en tant que sources en 1993.

Les données sur les rejets de PeCB aux Etats-Unis figurent dans l'inventaire des rejets toxiques de l'Agence américaine pour la protection de l'environnement (TRI) (US EPA 2007a, <http://www.epa.gov/tri/tridata/index.htm#pdr>). Cet inventaire contient des données relatives aux rejets pour 2000-2004. Le total des rejets varie entre 1 512 et 763 kg de PeCB/an et comprend des émissions dans l'air, des rejets dans les eaux de surface, des rejets par injections souterraines, des rejets sur sites vers les sols et les transferts hors site pour élimination. Les émissions atmosphériques entre 2000 et 2004 se sont élevées à 74, 34, 37, 40 et 100 kg/an respectivement. Les émissions dans l'eau correspondent au même ordre de grandeur (voir tableau 2.2, annexe II, UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21). Les Etats-Unis ont également indiqué dans leurs observations que les données fournies par l'inventaire des rejets toxiques pour « les rejets sur site et hors site » comprennent des quantités qui ne seraient pas libérées dans l'environnement parce qu'elles ont été traitées ou soumises à d'autres activités de gestion. Les données de l'inventaire des rejets toxiques ne couvrent pas tous les secteurs de l'industrie, ce qui implique que le total des rejets aux Etats-Unis peut être beaucoup plus élevé que celui qui a été fourni. Les données relatives aux rejets provenant d'autres pays ne sont pas encore disponibles.

L'ICCA/WCC a fourni un document comportant une estimation des émissions annuelles globales de PeCB basée sur l'Inventaire des rejets toxiques américain (TRI) (ICCA/WCC, 2007). La formation de PeCB a été observée pendant la combustion de déchets municipaux solides. Les facteurs d'émission signalés variaient essentiellement du fait des différences de conditions de combustion plutôt que de la composition du carburant ou de la teneur des déchets. La combustion de PVC peut être une source de formation de PeCB (Kim et al., 2004; Aracil et al., 2005; Muller et al., 1997), mais l'importance relative de cette source est toujours en discussion. Il existe d'autres processus qui produisent plusieurs aromates chlorés pouvant contribuer à la formation de PeCB même si la présence de ce produit n'a pas encore été décelée et signalée. Le total des émissions annuelles globales estimé de PeCB indiqué par ICCA/WCC (2007) s'élevait à 85 000 kg/an, environ 2 000 fois le total estimé pour le Canada et 850 fois le rejet total pour les Etats-Unis d'Amérique. La plupart des sources d'émission sont similaires à celles fournies dans le document de gestion des risques établi par le Canada (Environnement Canada, 2005), mais certaines sont différentes. L'incinération de déchets dangereux et les usines de traitement du bois ne figurent pas dans l'étude ICCA/WCC, et la combustion du charbon et de la biomasse, qui représente la moitié du total des émissions dans le monde, ne figure pas dans l'étude canadienne. D'autres sources de PeCB pourraient comprendre la dégradation du quintonzène, la production de dioxyde de titane et le traitement du minerai pour la production de métaux comprenant le magnésium, le cuivre, le niobium et le tantalum (ICCA/WCC 2007 citant Beck et Hansen, 1974; Knutzen et Oehme, 1989; Doering et al., 1992; et Vogelgesang, 1986). Aucune estimation quantitative n'est fournie, parce qu'on ne dispose pas d'informations quantitatives sur lesquelles baser. Même si l'on estimait que la fabrication de produits chimiques était une source improbable, les concentrations de chlorobenzène les plus élevées signalées dans les sédiments canadiens ont été observées près des sites industriels (Gouvernement canadien, 2003).

En conclusion, le PeCB peut pénétrer dans l'environnement par diverses sources parmi lesquelles le PeCB en tant que produits dérivés d'une combustion incomplète constitue la source actuelle la plus importante. Presque tous les carburants contiennent du chlorure, particulièrement la biomasse et les déchets. Du PeCB peut être obtenu en tant que produit dérivé des réactions de chloration industrielle et il représente probablement une certaine partie des émissions signalées. Pour un certain nombre de sources potentielles, telles que les usines de traitement du cuivre et de l'aluminium et les aciéries, on ne dispose d'aucune donnée ou de données limitées. Sur la base des données fournies dans les divers documents, les rejets provenant d'utilisations intentionnelles passées devraient diminuer, compte tenu de l'élimination du PeCB. Dans le cas des rejets non intentionnels sous forme de produits dérivés de la

combustion, on devrait constater une diminution lorsque des mesures ont été prises pour réduire les rejets d'autres produits dérivés/émissions. L'estimation globale devrait être envisagée compte tenu de ces incertitudes et des différents procédés industriels et de gestion des déchets utilisés dans les pays.

2.2 Devenir dans l'environnement

2.2.1 Persistance

Le PeCB (PeCB) peut se dégrader par oxydation photochimique dans l'atmosphère, essentiellement par réaction avec les radicaux hydroxyles (OH) (CEPA, 1993). On ne possède pas de données expérimentales sur la dégradation du PeCB dans l'atmosphère, dont la demi-vie se situerait entre 45 et 467 jours. La demi-vie du PeCB dans l'atmosphère est estimée à 277 jours par réaction avec les radicaux hydroxyles (OH) (EPISUITE, US EPA, 2007b). Vulykh et al. (2005) estiment à 65 jours sa demi-vie dans l'atmosphère, sur la base de données de modélisation. Cette évaluation résulte du processus de dégradation ainsi que de dépôts secs et humides et d'échanges gazeux avec les diverses surfaces. La demi-vie dans l'atmosphère du PeCB compte tenu uniquement du processus de dégradation est estimée à 155 jours.

Le test TG 301C de l'OCDE a démontré que le PeCB n'était pas biodégradable (NITE, 2007). Dans les eaux de surface, on observe que le PeCB se dégrade rapidement sous l'effet du rayonnement solaire : 41 % de pertes après 24 heures (HSDB, février 2000). La demi-vie du PeCB dans les eaux de surface a été évaluée entre 194 et 1 250 jours, tandis que dans les eaux profondes il se biodégrade sous conditions anaérobies, et sa demi-vie se situerait entre 776 et 1 380 jours (CEPA, 1993).

Wang et al. (1994) ont fait des recherches sur le PeCB dans des sols chargés de contaminants (4,5 µg/kg) et des sols amendés par des boues d'épuration (3 µg/kg) à 20-30°C. La moitié des pertes de dosage de PeCB se font rapidement par volatilisation, suivie par une dégradation avec des demi-vies de 187 jours (sols chargés de contaminants; 1,4 m.o.) à 1 550 jours (sols amendés par des boues d'épuration, 4,5 % m.o.). La formation de résidus associés est une voie relativement négligeable de dissipation dans les sols. Scheunert et al. (1985) ont constaté 1 % de résidus associés pour un dosage de 2 mg/kg après 126 jours. Sous conditions aérobies, le PeCB est persistant dans les sols.

A partir d'échantillons doubles, Beck et Hansen (1974) ont observé des demi-vies de 194 à 345 jours dans un sol sablo-limoneux sous conditions aérobies (1,9 % m.o.); 18 à 20°C) traités à 7 mg/kg. Les écarts standard étaient de 20 à 25 %. Les limites de confiance de 95 % sont donc de 112 à 726 et de 289 à 3 176 jours. Etant donné que les valeurs étaient basées sur des échantillons doubles, la fourchette totale de 112 à 3 176 jours équivaut aux résultats expérimentaux. Les sols étaient conservés dans des seaux de 10 l recouverts de film plastique. Lors de l'expérience qui a duré 600 jours, les pertes en eau étaient compensées; la teneur totale en eau du sol s'évaporait apparemment tous les 100 jours (Bro-Rasmussen et al., 1970). Les valeurs de disparition signalées sont basées sur un $\log(2)/k$; au lieu de $\ln(2)/k$. Les demi-vies correctes allaient donc de 260 à 7 300 jours. La contribution de la volatilisation du PeCB à ces demi-vies n'est pas connue.

Susarla et al. (1997), ont effectué des recherches sur la dégradation du HCB dans un mélange méthanogène de sédiments sablonneux (<1 % m.o.) et d'eaux lacustres (1,3 v/v), chargé de contaminants à 1,14 mg/l. Après 75 % de dégradation de HCB au bout de 150 jours, une dégradation du métabolite primaire PeCB a suivi une cinétique du premier ordre avec une demi-vie d'environ 50 jours à 25 °C. Masunaga et al. (1996) ont effectué des recherches sur la dégradation du PeCB dans des sédiments estuariens sulfidogènes qui avaient été pré-exposés à divers produits chimiques d'industries locales. Les boues sédimentaires contenaient 272 g/kg de solides, dont 12 % peuvent être perdus par ignition, et étaient conservées à 25 °C. La demi-vie du PeCB était de 18 jours. Dans des échantillons autoclavés, la demi-vie était de 990 jours.

Dans des carottes sédimentaires prélevées à Ketelmeer aux Pays-Bas, spécialement préparées et enrichies à l'hexachlorobenzène pour obtenir une déchloration en milieu anaérobie, le PeCB n'était pas persistant : la microflore anaérobie adaptée fait apparaître des demi-vies d'environ 6 jours à 25 °C lorsque les sols sont chargés de contaminants à 50 µg/l (Beurskens et al., 1994). Un mélange de sols argileux et limoneux (5,38 % m.o.) et un milieu stérile (50 g de sols et 70 ml de milieu) a été incubé sous conditions anaérobies à température ambiante après inoculation d'un mélange de 10 % d'une culture microbienne spécialement préparée. Le sol a été chargé en contaminants à l'aide de 14,2 mg/l de HCB, 25 mg/l de PeCB, et 254,1 mg/l de 1,2,4-TCB. Les concentrations de PeCB ont diminué avec une demi-vie d'environ 23 jours. Le chlorobenzène s'est accumulé en tant que principal métabolite après 80 et 142 jours pour atteindre 1 mmol/l (Ramanand et al., 1993). Jusqu'à présent, une seule souche bactérienne qui entraîne une déchloration réductrice des chlorobenzènes a pu être isolée (Adrian et Görisch, 2002).

La comparaison entre les concentrations de PeCB dans les carottes sédimentaires prélevées à Ketelmeer aux Pays-Bas et mesurées en 1972 par rapport aux concentrations observées dans des échantillons prélevés en 1988 à partir de couches sédimentaires déposées dans les années 70, montrait une diminution faible mais significative d'un point de vue statistique de 35 %. L'hexachlorobenzène avait diminué de 80 %. Des benzènes plus faiblement chlorés tels que les di- et tétrachlorobenzènes avaient augmenté jusqu'à 80 % (Beurskens et al., 1993). Les sédiments du lac Ketelmeer contiennent 9 à 13 % m.o. (Aarnoutse et al., 1996; Cornelissen et Gustafsson, 2004). Dans un sol du

Royaume-Uni (Woburn) qui avait reçu 25 épandages de boues d'épuration séparés en 20 ans (jusqu'en 1961), environ 21 % du PeCB ajouté se trouvait toujours dans le sol 30 ans après la fin des épandages (Wang et al., 1995). Ce sol avait reçu environ 25 % de son poids sec en boues. Si l'on part du principe que les boues contenaient 80 % de matières organiques et sur la base d'une dégradation de 2 % de matières organiques par an, la teneur moyenne en m.o. était de 15 %. L'apport de HCB pendant ces années était environ quatre fois plus élevé que celui du PeCB; et les résidus de HCB avaient également diminué de 22 % au cours de ces 30 années.

On ne dispose pas de données expérimentales sur la dégradation du PeCB dans l'eau. Le PeCB devrait se dissiper à partir de la phase aqueuse dans les sédiments ou dans l'atmosphère. Il est persistant dans les sols et les sédiments sous conditions aérobies. Dans les boues sédiments-eaux anaérobies, le PeCB est considéré comme persistant, sauf pour des températures supérieures à 10 °C en association avec des teneurs faibles en matières organiques. Des teneurs plus élevées en matières organiques semblent augmenter considérablement la persistance. Des mesures de PeCB enregistrées sur le terrain peuvent surestimer la persistance du fait de la formation de PeCB à partir de HCB. La véritable demi-vie du PeCB sur le terrain est estimée à environ 6 ans dans les sols organiques et dans les sédiments dans la zone tempérée.

Le PeCB devrait être considéré comme persistant compte tenu de l'ampleur des demi-vies estimées et expérimentales dans l'atmosphère, les sols, les sédiments et l'eau. La persistance dans l'environnement dépend du rythme d'oxydation photochimique, de la présence d'oxygène et de matières organiques.

2.2.2 Bioaccumulation

Le PeCB est hautement hydrophobe. Mackay et al. (2006) donne des calculs de $\log K_{ow}$ entre 4,88 et 6,12, avec des valeurs recommandées de 5,17 à 5,18. C'est pourquoi on peut partir de l'hypothèse que le composé a un fort potentiel de bioaccumulation. C'est ce que confirment les données indiquées dans le tableau 2.3, annexe II, UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21 qui fait la synthèse des valeurs considérées comme fiables selon les critères de Klimisch (Klimisch, 1997).

La moyenne des facteurs de bioconcentration pour les poissons se situe entre 1 085 et 23 000 L/kg; 833 et 4 300 L/kg pour les mollusques, 577 et 2 258 L/kg pour les crustacés. Il faut noter toutefois que pour les facteurs de bioconcentration les plus faibles concernant les poissons, il n'est pas certain que les concentrations d'exposition ont été mesurées (Schuler et al., 2007). Si ces facteurs de bioconcentration sont basés sur des concentrations nominales et non d'exposition mesurées, alors ils sont probablement plus faibles que les véritables facteurs de bioconcentration basés sur des concentrations mesurées.

En conclusion, ces valeurs montrent que le PeCB peut être considéré comme ayant un fort potentiel de bioaccumulation. Compte tenu du $\log K_{ow}$ élevé et du fait que la biotransformation peut être insignifiante (Schuler et al., 2006, 2007), le composé peut également avoir un potentiel de bioamplification. Toutefois, on ne dispose d'aucune donnée sur la bioamplification du PeCB.

2.2.3 Potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement

La persistance globale et le potentiel de propagation à longue distance ont été évalués pour cinq nouveaux candidats POP (y compris le PeCB) à l'aide de l'Outil élaboré par l'OCDE (Pov & LRTP Screening Tool) à l'aide des propriétés indiquées dans les projets de document du Comité d'étude des polluants organiques persistants (Wegmann et al., 2007). L'outil ne fournit pas de niveaux absolus dans l'environnement, mais facilite la comparaison avec des polluants organiques persistants déjà identifiés. Les auteurs concluent que, même s'il existe des doutes considérables s'agissant des caractéristiques chimiques des cinq produits chimiques analysés, les candidats (y compris le PeCB) sont dotés de propriétés Pov et LRTP similaires à celles de plusieurs POP déjà identifiés.

La propagation de PeCB à longue distance a également été mise en évidence sur la base des calculs de la distance de transport du PeCB dans l'atmosphère. Mantseva et al. (2004) ont mis au point un modèle à compartiments pour évaluer le transport atmosphérique à longue distance et le dépôt de polluants organiques persistants. Une évaluation réalisée à partir de ce modèle a permis de déterminer une distance de transport du PeCB en Europe de plus de 8 000 km. Le modèle est décrit en détail par Vulykh et al. (2005) qui ont estimé la distance de transport à 8 256 km. Sur la base des concentrations mesurées dans des échantillons d'air prélevés en Amérique du Nord, le transport à longue distance du PeCB dans l'atmosphère a été estimé empiriquement à 13 338 km (Shen et al., 2005). Cette distance est supérieure à celle des autres pesticides organochlorés qui faisaient partie de cette étude, y compris la dieldrine, le DDT et l'heptachlore actuellement inscrits sur la liste des polluants organiques persistants.

Les données de surveillance indiquent également que le PeCB peut se propager sur de longues distances. La présence de PeCB a été décelée dans l'atmosphère et dans les précipitations dans plusieurs régions du monde, dont pour beaucoup loin de ses sources. Dans tous les échantillons d'air prélevés en 2000-2001 dans les 40 stations d'échantillonnage en Amérique du Nord (y compris cinq stations arctiques), on a décelé la présence de PeCB. Les concentrations atmosphériques étaient presque uniformes dans toute l'Amérique du Nord, la concentration moyenne étant de 0,045 ng/m³, avec un minimum de 0,017 et un maximum de 0,136 ng/m³ (Shen et al., 2005). Selon les auteurs, cette faible variabilité spatiale dans tout l'hémisphère nord indique que le PeCB séjourne très longtemps dans

l'atmosphère, ce qui lui permet de se propager largement dans l'atmosphère planétaire. La présence de PeCB a été décelée dans plusieurs matrices abiotiques (air, eau de pluie, eau, sédiment et sol) et biotiques (poissons, oiseaux, mammifères) dans des régions reculées, y compris l'Arctique et l'Antarctique. Elles sont décrites en détail dans la section « Exposition ».

En conclusion, les données de modélisation et de surveillance du PeCB dans l'atmosphère, ainsi que ses propriétés chimiques, indiquent que cette substance possède un potentiel considérable de transport dans l'environnement à longue distance. La présence de PeCB dans des matrices de régions reculées, dont certaines n'ont pu recevoir de PeCB qu'après transport dans l'atmosphère, étaye la conclusion que le PeCB possède un potentiel de propagation dans l'environnement à longue distance.

2.3 Exposition

Le PeCB est largement répandu dans l'environnement à l'échelon de la planète. Les deux premières sections s'attachent aux concentrations de PeCB dans des environnements abiotiques et biotiques dans des régions reculées tels que l'environnement (Ant)arctique. La troisième section s'intéresse aux données de surveillance du PeCB dans des milieux abiotiques et biotiques de zones tempérées ainsi qu'aux tendances observées. La dernière section aborde l'exposition humaine.

2.3.1 Concentrations dans les matrices environnementales abiotiques de régions reculées

Les concentrations atmosphériques de PeCB ont été mesurées dans diverses régions du monde. Les concentrations dans l'air prélevées à Alert (Territoires du Nord-Ouest, Canada) variaient entre 0,0031 et 0,135 ng/m³ (Gouvernement canadien, 1993). Les concentrations mesurées sur le continent nord-américain étaient en moyenne de 0,045 ng/m³ et pouvaient varier de 0,017 à 0,136 ng/m³ (Shen et al., 2005). Ils ont également observé que les niveaux atmosphériques de composés organochlorés, y compris de PeCB, augmentaient avec l'altitude dans les montagnes rocheuses canadiennes.

La présence de PeCB a été décelée dans tous les échantillons d'eau prélevés lors d'une étude sur la répartition de matières chlorés dans l'océan Pacifique Nord, le détroit de Bering et de Chukchi (ICCA/WCC 2007 citant Strachan et al., 2001). Les concentrations de PeCB en phase dissoute atteignaient en moyenne 0,016 ng/L, alors que les solides en suspension ne représentaient qu'une petite fraction de la quantité totale de PeCB. Des échantillons de sédiment de fond prélevés dans des ports dans le nord de la Norvège et la péninsule de Kola dans l'arctique contenaient du PeCB en concentrations variant de 2 à 5 µg/kg de poids sec. Les concentrations de PeCB dans des échantillons prélevés de 1991 à 1993 dans quatre lacs arctiques de l'Alaska étaient en moyenne de 0,10 ± 0,10 µg/kg de poids sec (ICCA/WCC, 2007 citant Allen-Gil et al., 1997). Les concentrations dans les échantillons de sols prélevés dans les régions côtières de Victoria Land (Antarctique) variaient entre 0,4 et 1,3 µg/kg de poids sec (Borghini et al., 2005). Dans ces échantillons de sols, le PeCB était le composé organique dominant. Muir et al. (1995 comme cité par ICCA/WCC, 2007) a signalé la présence de PeCB dans les sédiments de plusieurs lacs reculés du nord du Canada. Les concentrations de PeCB constatées dans la couche de surface des sédiments (représentant une période de temps estimée entre 1979 et 1988) de ces lacs du Nord, allaient de 0,01 à 0,73 µg/kg de sédiments.

2.3.2. Concentrations dans les biotes de régions reculées

La contamination de l'environnement et des biotes de régions reculées peut constituer une menace pour des espèces et des écosystèmes vulnérables. La présence de PeCB a été décelée dans les mousses, le poisson, les œufs de pingouins, les phoques et les mammifères prédateurs des régions arctiques et antarctiques.

Les concentrations de PeCB dans les mousses des zones côtières de Victoria Land (Antarctique) variaient entre 1 et 2,4 µg/kg de poids sec (Borghini et al., 2005). Les mousses ne possèdent pas de racine et elles dépendent largement des dépôts atmosphériques pour se nourrir. Les concentrations mesurées de PeCB dans les deux mousses étaient plus élevées que celles des HCB et du DDT actuellement considérés comme polluants organiques persistants et qui étaient également inclus dans cette étude. Les concentrations de PeCB dans les mousses des montagnes andines à des altitudes allant de 700 à 4 500 m variaient de 0,2 à 2,4 µg/kg dw (Grimalt et al., 2004). Cette étude montre que le PeCB est probablement piégé par le froid. Une relation inverse a été établie avec des concentrations plus élevées de PeCB à des températures plus basses. Une relation similaire a été établie pour des sols de montagne à Tenerife (Ribes et al., 2002).

Les concentrations (µg/kg de poids frais) de PeCB dans des organes de poissons de l'Alaska et du nord-ouest de la Russie et autres régions de l'arctique variaient entre 0,06 ± 0,08 et 5,06 µg/kg de poids frais de PeCB (ICCA/WCC, 2007 citant Allen-Gil et al., 1997, citant Muir et al., 2003, citant Arend et al., 2001, Vorkamp et al., 2004; Corsolini et al., 2006).

La présence de PeCB a été décelée au Groenland à des concentrations de 23 µg/kg de poids en lipide dans des foies de perdrix blanches (ptarmigan) (1,5 µg/kg de poids frais) et de 8 µg/kg de poids en lipide dans du muscle de mouette (kittiwake) (1,1 µg/kg de poids frais) (Vorkamp et al., 2004). Des œufs de pingouins Adelie (Antarctique) contenaient 0,68 µg/kg ww de PeCB (Corsolini et al., 2006).

Un chasseur inuit a prélevé des échantillons de tissus de phoque marbré sur les côtés est et ouest de la polynie des Eaux du Nord entre le Canada et le Groenland pendant le printemps de 1998 (ICCA/WCC, 2007 citant Fisk et al., 2002). La concentration (en poids frais) de PeCB dans ces échantillons allait de 7,3 à $\pm 1,9$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour les phoques marbrés males et jusqu'à $8,4 \pm 1,1$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour les femelles du côté ouest. Pour les phoques du côté est (Québec) elle était de $5,0 \pm 0,5$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ (males) et de $7,0 \pm 1,5$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ (femelles). Les prélèvements chez les phoques de la mer Blanche dans le nord-ouest de la Russie effectués pendant la période 1992-1998 ont mis en évidence des concentrations de PeCB allant de 0,9 (phoque barbu) à 12,0 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de poids en lipide (phoque marin) dans leur couche de lard (ICCA/WCC, 2007 citant Muir et al., 2003). La concentration moyenne (\pm écart standard des 10 échantillons) de PeCB en 1992 était de $11 \pm 2,0$ ng/g de poids en lipide alors que la concentration de PeCB en 1998 était de $5,0 \pm 1,8$ ng/g de poids en lipide. Les concentrations de PeCB dans les prélèvements effectués sur des baleines franches entre 1994 et 1998 s'élevaient en moyenne à $0,3 \pm 0,1$ et $0,8 \pm 0,1$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ de poids frais dans le foie et la couche de lard, respectivement (ICCA/WCC, 2007 citant Hoekstra et al., 2002). La couche de lard de la baleine Beluga de la baie du St. Laurent (Canada) présentait des concentrations de PeCB de 24,5 (1,56 – 1 510) $\mu\text{g}/\text{kg}$ (poids en lipide) pour les femelles et de 144,5 (1,5 – 1 500) $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour les males (ICCA/WCC, 2007 citant Hobbs et al., 2003). Au Groenland, la couche de lard du bœuf musqué (capturé entre 1998 et 2001) contenait 0,32 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de poids en lipide de PeCB (équivalent à 0,29 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ww) (Vorkamp et al., 2004).

La présence de PeCB a également été détectée chez l'ours polaire. Le composé était présent dans les 15 échantillons de graisse et de plasma prélevés sur des ours polaires de l'archipel de Svalbard dans l'Arctique (Gabrielsen et al., 2004) pour une concentration moyenne de 7,9 et un maximum de 13,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (poids frais). Des concentrations similaires ont été observées sur des ours polaires de l'Alaska, du Canada et de l'est du Groenland, selon les auteurs. Des concentrations et charges corporels de chlorobenzènes (y compris de PeCB) dans des ours polaires d'âges différents ont été étudiées avant et après leurs jeûnes saisonniers (ICCA/WCC, 2007 citant Polischuk et al., 2002). Les auteurs concluent qu'aucun PeCB n'est métabolisé ou excrété durant le jeûne, entraînant des concentrations croissantes du composé dans le tissu adipeux. On signale des quantités de PeCB plus importantes chez les oursons que chez les adultes étant donné que les oursons qui sont allaités ingurgitent une forte quantité de PeCB.

L'accumulation de PeCB a également été mesurée chez le renard de l'Arctique de 1999 à 2001 (ICCA/WCC 2007, citant Hoekstra et al., 2003). Les animaux ont été choisis à une certaine distance des habitations humaines afin de minimiser les effets des ordures sur les animaux qui en consomment. Environ 20 animaux ont été sélectionnés sur chaque site. Les concentrations de PeCB ($\mu\text{g}/\text{kg}$) relevées chez les renards de l'Arctique étaient de $0,61 \pm 0,12$ dans le muscle (Arivat), $0,29 \pm 0,06$ dans le muscle (Holman), $0,57 \pm 0,11$ dans le foie (Holman), $0,55 \pm 0,20$ dans le muscle (Barrow) et $0,73 \pm 0,17$ dans le foie (Barrow). Hoydal et Dam (2003) ont mesuré des concentrations de $< 0,1 - 37$ ng/g de poids frais dans le biote prélevé dans l'environnement des îles Faroe.

King et al (2003) ont analysé les chlorobenzènes déversés à la suite d'un accident dans le golfe du St Laurent. Ils ont constaté une diminution rapide des concentrations de tri- à peCB chez les crabes des neiges pour le site d'échantillonnage 1 [près du déversement] entre 1996 et 1998. De 1998 à 2000, les concentrations de chlorobenzènes dans les crabes des neiges persistaient à des niveaux peu élevés. En 1996, les concentrations de chlorobenzènes pour les sites 2 à 11 étaient beaucoup plus faibles que pour le site 1, mais n'ont montré aucune diminution constante dans le temps.

2.3.3. Concentrations dans des régions tempérées y compris tendances

On dispose d'une grande quantité de données de surveillance des PeCB détectés dans des matrices abiotiques ainsi que dans les biotes des zones tempérées, principalement en provenance des pays développés. En général, les concentrations de PeCB dans les zones tempérées du monde semblent diminuer. Cette tendance est représentative de celle de la plupart des POP. Pour la région de l'(Ant)Arctique, on ne dispose que de données récentes, ce qui ne permet pas de déterminer une tendance.

Une étude de l'influence des sources d'émission sur les concentrations de PeCB dans l'atmosphère en Allemagne ont montré que les concentrations étaient plus élevées sur des sites industriels et urbains (allant de 0,057 à 0,286 ng/m^3) que sur un site de référence rural (0,031 ng/m^3) (ICCA/WCC 2007 citant Wenzel et al., 2006). Les concentrations constatées sur le site rural sont comparables aux concentrations atmosphériques moyennes mesurées par le Réseau intégré de dépôt atmosphérique (RIDA) au dessus des Grands lacs d'Amérique du Nord en 2000, à savoir environ 0,072 ng/m^3 (ICCA/WCC 2007 citant Buehler et al., 2004)

On peut déduire une tendance nette à la présence de PeCB dans l'environnement du fait de sa présence dans des carottes de sédiments. Les carottes de sédiments prélevées sur la zone industrielle du lac Ontario près de l'embouchure du Niagara (Canada) montrent une augmentation de la concentration de PeCB à partir du début de l'année 1900 jusqu'à la période 1960-1970 (pic de concentration de plus de 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$) après quoi on a observé une diminution pour atteindre 10 % du pic de concentration en 1980 (ICCA/WCC, 2007 citant Durham et Oliver, 1983 et NYDEC, 1998). Les concentrations de PeCB dans le fleuve Niagara ont également chuté de 0,351 à 0,093 ng/L pendant la période 1987 à 1997 (ICCA/WCC 2007, citant Williams et al., 2000). Toutefois, les données du programme de surveillance des moules de la rivière Niagara ne montrent pas de diminution des concentrations de PeCB entre 1997 et 2000 à plusieurs endroits (Ministère de l'environnement de l'Ontario, 1999, 2003). Les

concentrations de PeCB dans des sédiments de Ketelmeer aux Pays-Bas ont chuté de 37 % au cours de la période 1972 à 1988 (Beurskens et al., 1993).

Les concentrations de PeCB dans les œufs des goélands argentés des îles Muggs/Leslie spit (Canada) ont chuté de 50 µg/kg en 1970 pour atteindre une concentration non décelable de 1 µg/kg vers le milieu des années 90 (ICCA/WCC 2007, citant Bishop et al., 1992; Petit et al., 1994; Pekarik et al., 1998; Jermyn-Gee et al., 2005; Havelka, 2006). Calambokidis et al (1999) ont étudié les polluants persistants sur les veaux marins (*Phoca vitulina*) à Puget Harbor (Etats-Unis) pendant la période 1984 à 1997. Ils ont conclu que le TEQ total indiquait une diminution presque significative par an ($p=0,07$) et que d'autres pesticides montraient également des tendances générales à la baisse. La baisse était significative d'un point de vue statistique uniquement pour le HCB, les chlorobenzènes totaux et les chlordanes. Seules les données récentes (dernières 15 années) sont résumées dans le tableau 2.4 pour les matrices abiotiques et dans le tableau 2.5 pour les matrices des biotes figurant à l'annexe II du document UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21.

Lors d'une étude réalisée dans le cadre du projet régional du Danube pour une Directive cadre européenne sur l'eau, la présence de PeCB a été identifiée dans presque tous les échantillons de sédiments à des concentrations de 0,0001 – 3,5 mg/kg ainsi que dans la plupart des échantillons solides en suspension à des concentrations de 0,001 – 0,028 mg/kg (Slobodnik et Dogterom, 2003). La base de données ATSDR du Gouvernement américain contient 41 enregistrements de sites pollués par du PeCB. Les concentrations maximales de PeCB dans ces sites varient de 147 à 5 100 mg/kg dans les sédiments et de 0,43 à 2 040 mg/kg dans les sols. Les concentrations dans les poissons varient de 0,00019 à 2,4 µg/g (ATSDR, 2007). Aucune de ces références ne précise si ces concentrations sont basées sur un poids frais ou sec.

2.3.4. Exposition humaine

L'exposition professionnelle au PeCB peut se faire par inhalation et contact cutané sur le lieu de travail où ce composé est produit ou utilisé. Ce sont par exemple les usines de traitement du bois, les déversements et le nettoyage de fluides diélectriques, les incinérateurs municipaux de déchets solides, les incinérateurs de déchets dangereux et les usines de fabrication de magnésium. L'exposition peut également avoir lieu dans des environnements professionnels où l'on produit ou utilise du quintozène comme pesticide. La population en général peut être exposée au PeCB par inhalation d'air ambiant, ingestion d'aliments et d'eau potable. Aucun cas d'effets nocifs sur les individus, ni d'études épidémiologiques de populations exposées aux PeCB n'a été identifié (Gouvernement canadien, 1993).

La présence de PeCB a été également décelée dans le lait maternel et le composé s'accumule dans le placenta humain (Shen et al., 2007). La concentration moyenne de PeCB dans le lait maternel de femmes canadiennes prélevé trois à quatre semaines après l'accouchement était $< 1 \mu\text{g/kg}$ (trace) avec une valeur maximale de $1 \mu\text{g/kg}$. Dans cette étude, le composé a été décelé dans 97 % des 210 échantillons analysés (limite de détection et période d'échantillonnage non spécifiée) (Gouvernement canadien, 1993 citant Mes *et al.*, 1986). Dans le lait maternel de femmes de populations autochtones canadiennes, des « traces » ($< 1 \mu\text{g/kg}$) de PeCB ont été observées dans 17 % des 18 échantillons (limite de détection non spécifiée) (Gouvernement canadien, 1993 citant Davies et Mes, 1987). Deux autres études analysant le PeCB dans le lait maternel ont signalé des concentrations de l'ordre de 1 à 5 µg/kg (WHO-IPCS, 1991). Le PeCB a également été mesuré dans le tissu adipeux abdominal, mammaire et péri-rénale de 27 adultes finnois, hommes et femmes (Smeds et Saukko, 2001). Chez les travailleurs exposés au PeCB, on a constaté des concentrations plus élevées de substances dans le sang que dans les groupes de contrôle (Lunde et Bjorseth, 1977).

2.3.5. Biodisponibilité

La monographie Critères d'hygiène de l'environnement sur les chlorobenzènes (OMS/IPCS, 1991) a conclu qu'il existait peu de preuves indiquant que les résidus de chlorobenzènes liés à des sédiments sont biodisponibles dans les organismes; par exemple, des invertébrés aquatiques peuvent absorber des résidus provenant des sédiments, des plantes et du sol. Depuis, on dispose d'un plus grand nombre d'informations sur la biodisponibilité des substances hydrophobes.

La biodisponibilité des chlorobenzènes est inversement proportionnelle à la teneur en carbone organique du sol ou des sédiments (Gouvernement canadien (2003) citant e.g. van Gestel et Ma, 1988; Hulzebos et al., 1993). Il a été en outre indiqué dans le rapport de suivi canadien que les substances persistantes peuvent demeurer biodisponibles pendant de longues périodes, augmentant ainsi la probabilité et la durée de l'exposition potentielle de composés qui ne persistent pas dans l'environnement.

Il est en général admis que le degré de toxicité des fractions de polluants organiques liés à des sédiments ou à des sols varie en fonction de leurs résistances diverses à la désorption. Les fractions résistantes et piégées de PeCB sont moins nocives pour l'environnement que les fractions plus facilement désorbantes, labiles ou disponibles. La fraction importante de matière organique soluble dans l'eau présente dans les sédiments est potentiellement extrêmement mobile et pourrait être facilement resuspendue ou filtrée dans la colonne d'eau supérieure. Si la matière organique soluble transporte la plus grande quantité de PeCB comme prévu, une contamination continue de la masse d'eau par les sédiments est très probable. Qiao & Farrell (1996) ont réalisé des expériences avec du PeCB sur des truites arc-en-ciel et conclu que l'analyse du bilan massique suggère que la présence de HCBP et de PeCB dans le poisson après

6 jours ne pouvait être uniquement imputable à la quantité de produit chimique dissout dans l'eau lors de l'introduction du poisson. L'absorption de produit chimique par un poisson dont le pharynx avait été obturé pour éliminer toute prise par voie digestive était similaire à celle du poisson de contrôle. Etant donné que l'accès direct aux sédiments de fond ne modifiait pas l'absorption du produit chimique, ils ont conclu que les produits chimiques hydrophobes tels que le PeCB et le HCBP associés à des sédiments en suspension du fleuve Fraser pouvaient se désorber rapidement et être transportés par les branchies. Åkerblom (2007) a conclu que la sorption de pesticides par les particules organiques dans les tests de toxicité standardisés est rapide et efficace et que des substances liées aux sédiments peuvent agir comme des réservoirs, alimentant continuellement l'eau interstitielle en faibles concentrations de pesticides.

Etant donné que des polluants organiques liés à des sédiments ou à des matières organiques peuvent toujours devenir disponibles, l'évaluation devrait porter sur la cinétique de sorption et de désorption du PeCB et sur les circonstances modifiantes plutôt que sur des déclarations concernant la biodisponibilité. Cependant, ces données sont très limitées.

2.4 Evaluation des risques concernant les sujets de préoccupation

2.4.1. Toxicité

Données toxicocinétiques

Des études toxicocinétiques effectuées sur des rats montrent qu'après la prise d'une dose orale, la substance se diffuse dans le sang et les tissus (Umegaki et al., 1993; ICCA/WCC, 2007 citant Thomas et co-auteurs). Linder et al., (1980) ont observé que des rats qui ont ingéré du PeCB accumulaient environ 1,5 à 2,2 fois la concentration alimentaire dans leurs tissus adipeux. Umegaki et al., (1993) ont étudié les cinétiques du PeCB dans le sang et les tissus de rats auxquels on avait fait absorber une seule dose orale de 15 ou 20 mg par gavage. Du PeCB a été décelé dans le sang, le foie, les reins, le cerveau et le tissu adipeux ainsi que dans les faeces (4,8 % de la dose). On a également observé la présence de pentachlorophénol (métabolite principal).

Den Besten et al (1994) ont étudié le profilé métabolite urinaire du PeCB sur le rat après exposition alimentaire pendant 13 semaines. Le PeCB a été métabolisé en métabolites principaux de pentachlorophénol (PCP), 2,3,4,5-tétrachlorophénol (TCP), mercaptotétrachlorophénol (MTCP), dérivé glucuronide du pentachlorothiophénol (PCTP), et en métabolites secondaires de tétrachlorohydroquinone (TCHQ), méthylthiotétrachlorophénol (MeTTCP), hydroxytétrachlorophényl sulfoxide (HTCPS), et bis(méthylthio)-trichlorophénol (bis-MeTTriCP). L'étude a également révélé que l'oxydation du PeCB en 2,3,4,5-TCP n'était pas induite par le cytochrome P450III_A. Dans l'urine de lapins exposés à une dose orale unique de PeCB, on a également observé la présence de pentachlorophénol et du 2,3,4,5-tétrachlorophénol (Slooff et al., 1991, citant Kohli et al., 1976).

Une étude sur les coyotes a montré que le PeCB est excrété dans les faeces (Johnston et al., 1997). Les coyotes ont reçu des doses de PeCB (dose unique de 130, 260 ou 520 mg). Dans les deux matrices étudiées, faeces et tissu adipeux, on a décelé la présence de résidus de PeCB. Le PeCB était décelable dans les faeces six mois après l'administration de la dose. On a également décelé des métabolites de pentachlorophénol et de 2,3,4,5-tétrachlorophénol dans les faeces.

Les données autres que la voie d'exposition orale sont limitées. L'étude OMS-ICPS (1991) indique que les chlorobenzènes sont moins facilement absorbés par la peau, mais que les concentrations du même isomère des chlorobenzènes semblent être identiques dans divers tissus, quelle que soit la voie d'administration. L'ingestion d'une dose létale conduit à la paralysie respiratoire, alors que l'inhalation de doses élevées entraîne une irritation locale et la dépression du système nerveux central OMS-ICPS (1991).

Toxicité aiguë

Le PeCB a été testé sur des rats et des souris. Les résultats des tests de toxicité aiguë sont disponibles pour des expositions orales et cutanées (voir tableau 2,6, annexe II, UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21). Les DL₅₀ pour le PeCB (par gavage dans de l'huile d'arachide) vont de 940 à 1 125 mg/kg pc chez l'adulte et les rats sevrés et de 1 175 à 1 370 mg/kg pc chez la souris suisse Webster (Linder et al., 1980 cité dans Gouvernement canadien, 1993). Une diminution de l'activité et des tremblements a été observée chez les deux espèces à des doses sub-létales; les reins, le foie et les glandes adrénalines des rats étaient également dilatés. Chez certains rats, la muqueuse gastrique était hyperaémique et une légère fluorescence rougeâtre du tractus gastro-intestinal a été observée chez le rat et la souris à la lumière ultraviolette, suggérant qu'ils étaient atteints de porphyre (Gouvernement canadien, 1993). Dans l'étude Allen et al., (1979, citée dans Slooff, 1991), une DL₅₀ de 250 mg/kg pc a été observée chez le rat. Ariyoshi et al., (1975, cité dans Slooff, 1991) ont observé une augmentation de la teneur en cytochrome P450 chez le rat ainsi que de l'activité de deux enzymes hépatiques après administration orale de 250 mg/kg pc une fois par jour pendant trois jours.

Pour déterminer la DL₅₀ dermique, une concentration (à savoir 2 500 mg/kg pc) a été testée chez le rat, mais aucun effet toxique n'a été observé pour cette dose (Linder et al., 1980 cité dans Slooff, 1991). Sur la base de cette étude, une NOEC (dose sans effet observé) supérieure à 2 500 mg/kg pc peut être établie pour l'exposition cutanée.

Le PeCB est classé dans la base de données européenne ESIS en tant que R22, dangereux si ingéré (Bureau européen des produits chimiques, 2007). L'étude OMS-IPCS (1991) a indiqué que les données sur le potentiel d'irritation de la peau et des yeux ainsi que sur le potentiel de sensibilisation étaient essentiellement limitées au 1,2,4-trichlorobenzène. On ne dispose d'aucune donnée pour le PeCB.

Toxicité sub-chronique

Le PeCB a été testé sur les rats et les souris. Les résultats des tests de toxicité (sub-chroniques) sont disponibles pour une exposition alimentaire, voir tableau 2.6, annexe II, UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21. Chez les rats femelles Sherman absorbant des aliments contenant 500 mg/kg et plus (> 37.5 mg/kg pc/jour) de PeCB pendant 100 jours, on a constaté une augmentation du poids du foie et une hypertrophie des cellules hépatiques (Linder et al., 1980). On a également constaté une augmentation du poids du rein et la formation de doplettes d'hyaline dans le rein sur les males à des niveaux d'exposition ≥ 125 mg/kg (équivalent à $\geq 8,3$ mg/kg pc/jour). En outre, à 1 000 g/kg (équivalent à 81,1 mg/kg pc/jour pour les males et 78,7 mg/kg bw/jour pour les femelles, on a observé les effets ci-après : augmentation du poids des glandes adrénalines et des aires focales d'atrophie rénale tubulaire et une infiltration lymphocitaire interstitielle chez le male; une augmentation du poids du foie chez la femelle; une diminution de l'hémoglobine et une augmentation des globules blancs pour les deux sexes; et des diminutions des globules rouges et de l'hématocrite chez les males. Le niveau de la dose sans effet nocif observé (NOEL) sur les rats femelles, déterminé sur la base des résultats de la présente étude, était de 250 mg/kg (équivalent à 18,2 mg/kg pc/jour); la dose minimale avec effet nocif observé (LOEL) sur les males était de 125 mg/kg (équivalent à 8,3 mg/kg pc/jour) (calculs du Gouvernement canadien, 1993).

Dans une étude de NTP (1991), des rats et des souris ont été exposés à du PeCB par voie alimentaire. Les effets observés étaient notamment : des diminutions de la masse pondérale moyenne sur le rat male pour des niveaux d'exposition $\geq 1 000$ mg/kg et sur les femelles pour toutes les concentrations (≥ 33 mg/kg), une augmentation du poids absolu et relatif du foie (33 mg/kg chez les males), et une hypertrophie centrolobulaire des cellules hépatiques (allant jusqu'à 330 mg/kg pour les males), des augmentations du poids du rein et des modifications rénales histopathologiques pour des concentrations aussi faibles que 100 mg/kg, des effets néphrotoxiques sur les femelles ($\geq 1 000$ mg/kg), une augmentation de la concentration des protéines dans l'urine des rats males et femelles à $\geq 1 000$ mg/kg, une diminution de la thyroxine libre et des concentrations totales de thyroxine chez les rats males et femelles indiquant une hypothyroïdémie modérée et des anomalies ont été observées à des concentrations ≥ 330 mg/kg chez les femelles et $\geq 1 000$ mg/kg chez les males. L'incidence d'anomalies du sperme chez le male augmentait également pour les deux concentrations alimentaires pour lesquelles il a été analysé (330 et 2 000 mg/kg). Sur la base des lésions histopathologiques, des auteurs ont estimé que la NOEL était de 33 mg/kg pour les rats males et de 330 mg/kg pour les rats femelles (environ 2,4 et 24 mg/kg pc/jour, respectivement) (calculs du Gouvernement canadien, 1993).

Sur les souris exposées au PeCB lors de la même étude du NTP (1991), les effets observés étaient notamment : dilatation abdominale et poils hérissés (2 000 mg/kg), augmentation du poids des reins (≥ 330 mg/kg chez les males), modifications fonctionnelles de la thyroïde pour toutes les concentrations et pour les deux sexes (≥ 33 mg/kg), augmentation du poids du foie (à 100 mg/kg chez les males). La seule lésion histologique résultant de l'exposition chez les souris des deux sexes était une hypertrophie centrolobulaire des cellules hépatiques et une nécrose minime, observées pour toutes les concentrations chez les males et à ≥ 330 mg/kg (équivalent à 68 mg/kg pc/jour) pour les femelles. Sur la base de lésions histopathologiques, les auteurs ont estimé à 100 mg/kg (environ 22 mg/kg pc/jour) la NOEL pour les souris femelles. Aucune NOEL pour les males n'a pu être déterminée (LOEL = 33 mg/kg ou environ 5,2 mg/kg pc/jour) (calculs du Gouvernement canadien, 1993).

Contrairement à l'ingestion, l'étude OMS-ICPS (1991) ne fournit pas de données sur les voies d'exposition dermique et par inhalation des PeCB, ce qui signifie que ces données sont limitées. Les NOELs les plus basses signalées pour l'ingestion des PeCB se situaient entre 2,4 et 24 mg/kg par jour. L'absorption par voie orale de doses élevées par des rats et des souris a entraîné une toxicité hépatique et rénale.

Mutagenèse et carcinogénèse

Les études épidémiologiques des populations exposées ne sont pas disponibles et aucune information sur la carcinogénèse chez des animaux de laboratoire n'a été recensée. Des PeCB n'ont montré aucune génotoxicité au cours d'un petit nombre d'études *in vitro* et *in vivo* sur un nombre limité de caractéristiques génétiques.

Le test d'Ames (voir tableau 2.6, annexe II, UNEP/POPS/POPRC.3/INF/2) s'est révélé négatif pour les PeCB. Sur la base des données limitées disponibles, la mutagenèse dans les *S typhimurim* avec ou sans activation métabolique, les effets sur les chromosomes des cellules ovariennes *in vitro* du Hamster chinois et les micronucléés dans des prélèvements sanguins périphériques chez les animaux de l'étude subchronique du NTP, le PeCB a été évalué non-génotoxique (Haworth et al., 1983 et NTP, 1991 cité dans Gouvernement canadien, 1993). Plusieurs études (Thomas et al. 1998 et Gustafson et al., 2000; Ying et al., 2001) ont analysé l'activité tumeur-promoteur dans des

essais de carcinogénèse à moyen terme de plusieurs isomères de chlorobenzène y compris le PeCB. D'après les résultats, le PeCB favoriserait la formation de foyers préneoplasiques positifs pour la glutathione S-transferase (GSTP1-1), suite à l'administration de l'initiateur diéthylnitrosamine (DEN).

Santé Canada et l'Agence américaine pour la protection de l'environnement ont analysé les données de toxicité cancérigène du PeCB. La classification du cancer compte tenu du poids de la preuve est basée sur toutes les voies d'exposition. Aucune valeur de risque n'a pu être déduite pour aucun groupe. Les deux groupes ont conclu que la substance ne peut être classée par rapport à sa carcinogénèse sur les êtres humains en raison de l'absence de données. Le PeCB n'est pas classé en tant que carcinogène par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) et par l'Union européenne (Base de données européenne ESIS).

Toxicité reproductive et du développement

Les études disponibles concernant l'embryotoxicité, la foetotoxicité et la tératogénèse du PeCB comprennent une étude sur des rats (et une sur des souris (Villeneuve et Khera, 1975 et Courtney et al., 1977, citées dans Gouvernement canadien, 1993) (voir tableau 2.6, annexe II, UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21). Selon les résultats de l'étude de Villeneuve et Khera (1975) le PeCB est foetotoxique (une augmentation des cas de côtes supplémentaires et des défauts du sternum a été observée sur la progéniture) pour des doses d'exposition maternelle de 50 mg/kg pc/jour. La concentration d'exposition était inférieure à la concentration qui avait induit des effets toxiques chez les mères. Chez la souris, on n'a pas observé d'effets embryotoxiques, foetotoxiques ou tératogènes chez la progéniture pour des doses qui étaient toxiques pour les mères (50 mg/kg pc/jour et plus) (Courtney et al., 1977). Pour la seule étude recensée sur la toxicité reproductive du PeCB, Linder et al. (1980) ont signalé que des souriceaux non sevrés de mères traitées au PeCB avec des doses ≥ 250 mg/kg ont développé des tremblements (LOAEL = 18,2 mg/kg/jour). A 1 000 mg/kg, la plupart des souriceaux sont morts avant le sevrage.

Les études ci-dessus sont également citées dans le rapport OMS-ICPS (1991) qui conclut qu'il existe des preuves que des benzènes fortement chlorés (TCB, TeCB, PeCB) sont embryotoxiques ou foetotoxiques à des doses qui ne sont pas toxiques chez la mère. Le rapport OMS-ICPS (1991) constate également que les données ne sont pas homogènes et que les toxicités de plusieurs isomères de TCB et de TeCB varient considérablement pour la mère et le fœtus. La plupart des effets signalés (NOAEL, NOEL) et les doses minimales avec effets nocifs observés (LOAEL, LOEL) varient entre 17 et 200 mg/kg de PeCB par jour.

Le PeCB présentait une forte toxicité orale avec des DL50 aussi faibles que 250 mg/kg pc chez le rat. Les données limitées disponibles indiquent que les DL50 dermiques sont plus élevées. Les données relatives au potentiel d'irritation de la peau et des yeux et au potentiel de sensibilisation sont limitées. Contrairement à l'ingestion, le rapport OMS-ICPS (1991) ne fournit pas de données sur l'exposition dermique et l'inhalation de PeCB, ce qui indique que ces données sont limitées. Les NOEL les plus basses indiquées pour l'ingestion de PeCB se situaient entre 2,4 et 24 mg/kg pc par jour. L'ingestion de doses élevées par des rats et des souris a provoqué une toxicité hépatique et rénale.

Le PeCB n'a pas montré de génotoxicité dans un petit nombre d'études *in vitro* et *in vivo* sur une série limitée de marqueurs génétiques analysés. Les données sur la mutagenèse et la carcinogénèse sont limitées. Santé Canada et l'Agence américaine pour la protection de l'environnement ont toutes deux conclu que le PeCB est inclassable s'agissant de sa carcinogénèse chez les êtres humains en raison de l'absence de données. Le PeCB n'est pas classé comme carcinogène par le CIRC, ni par l'Union européenne (base de données européennes ESIS). Certaines données montrent que le PeCB est toxique pour l'embryon et pour le fœtus à des doses qui ne sont pas toxiques pour la mère.

2.4.2. Ecotoxicité

Toxicité aquatique

Des données de toxicité aiguë et chronique sont disponibles pour l'eau douce (voir tableau 2.7, annexe II, UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21) et les organismes marins (voir tableau 2.8, annexe II, UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21). Les valeurs de toxicité aiguë les plus faibles sont égales à 100 µg/L pour les poissons d'eau douce (CE₅₀) et à 87 µg/L pour les crustacés marins (CL₅₀). Les valeurs chroniques les plus faibles (NOEC) sont égales à 2 µg/L pour un poisson d'eau douce et à 14 µg/L pour un crustacé marin. Selon ces résultats, on trouve des espèces sensibles au PeCB tant dans l'eau douce que dans le milieu marin.

L'Union européenne a classé le PeCB en tant que substance très toxique pour les organismes aquatiques et pouvant causer des effets nocifs à long terme sur le milieu aquatique (Phrases de risques N; R50 et R53) (Bureau européen des produits chimiques, 2007). Cette classification se base sur le fait que la substance est très toxique pour les poissons, les daphnies ou les algues (CL₅₀ \leq 1 mg/L) et qu'elle n'est pas facilement dégradable ou bioaccumulative.

Toxicité pour les sols et les sédiments

Il n'existe que peu de données pour les sols et les sédiments. Des essais ont été réalisés sur plusieurs chlorobenzènes par Van Gestel et al (1991). Deux espèces de vers de terre ont été élevées sur un sol sableux naturel (KOBG) et un sol standard artificiel OCDE. Les valeurs de CL₅₀ moyennes variaient entre 115 et 238 mg/kg de poids sec, alors que les valeurs de CL₅₀ dans les eaux interstitielles variaient entre 55,1 et 117,7 µg/L. Van Gestel et al (1991) ont conclu, sur la base des concentrations dans les eaux interstitielles, que les vers de terre sont plus sensibles au PeCB que les poissons, mais que cela pouvait être dû aux différences de conception des essais.

Une seule étude de la toxicité du PeCB sur les plantes a été recensée. Des doubles tests ont été réalisés au cours desquels on a fait pousser des plants de *Lactuca sativa* sur des sols OCDE contaminés au PeCB. Les plants ont été coupés 7 et 14 jours plus tard. Les valeurs de CE₅₀ variaient entre 56 et 862 mg/kg dw (Hulzebos et al. 1993). Des expériences sur des solutions ont donné une valeur de CE₅₀ de ±1,0 mg/L. Les détails de ces tests sont fournis dans le tableau 2.9, annexe II, UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21.

Toxicité pour les oiseaux

Il n'existe pas de données de toxicité chez les oiseaux pour le PeCB.

Interactions chimiques et toxicologiques multiples

L'annexe E demande des informations sur les interactions toxicologiques impliquant des produits chimiques multiples (annexe E, b). Peu d'informations sont disponibles à cet égard. Le rapport de Yoo et al (2003) sur leurs études concernant les cinétiques du PeCB indique : « Les cinétiques et la toxicité du PeCB ont été évaluées à l'aide d'un amphipode d'eau douce (*Hyalella azteca*) et d'un amphipode marin (*Leptocheirus plumulosus*). Les résultats de ces études ont montré une toxicité supplémentaire du PeCB avec d'autres produits chimiques organiques (pyrène). »

Comparaison des données d'exposition et relatives aux effets

Plusieurs méthodes, voies d'exposition et espèces ainsi que des stratégies d'alimentation différentes ont été utilisées par ICCA/WCC pour déterminer le poids corporel léthal et critique du PeCB. Compte tenu des connaissances générales sur les substances dotées d'un mode d'action narcotique et des données disponibles sur le PeCB, telles que l'étude de croissance/mortalité du *Hyalella* et d'autres informations analysées, une estimation de 25 mg/kg de PeCB/kg (0,1 mmol) a été provisoirement proposée par l'ICCA/WCC (2007) en tant que poids corporel critique pour des effets chroniques.

Une publication très récente de Schuler et al (2007b) a signalé des résidus corporels critiques de pentachlorobenzène de 58 mg/kg et de 5 mg/kg respectivement pour le *Hyalella azteca* et le *Chironomus tentans*. Ces concentrations résiduelles sont inférieures aux concentrations les plus élevées signalées pour les régions tempérées dans le tableau 2.5 de l'annexe au document POPRC.3/INF/21 et 150 à 1 500 fois plus élevées que les valeurs les plus élevées de < 0,1 – 37 µg/kg de poids frais en biote signalées pour les îles Faroe par Hoydal et Dam (2003). D'autres concentrations signalées pour les zones reculées sont du même ordre de grandeurs, par exemple les œufs de Pingouin Adébé (Antarctique) contenaient 0,68 µg/kg ww (Corsolini et al., 2006) de poids frais et les concentrations relevées chez des poissons de la mer Blanche atteignaient jusqu'à 5 µg/kg ww pour le corps entier (ICCA/WCC, 2007 citant Muir et al., 2003).

Le Conseil mondial du chlore (ICCA/WCC, 2007) a fourni des informations recueillies par deux autres méthodes. La première concernait les concentrations de carbone organique de PeCB présentes dans les sédiments de lacs canadiens et montrait que, tant dans les zones rurales que dans les sites reculés, ces concentrations étaient de 410 à 75 000 fois inférieures à la « valeur estimée sans effet observée » d'Environment Canada pour les organismes benthiques d'eau douce. La deuxième méthode a consisté à comparer les estimations de l'exposition pour un prédateur piscivore et pour l'ours polaire (en se fondant sur des hypothèses considérées par le WCC comme les plus défavorables) aux concentrations produisant un effet calculées à partir des doses de référence et doses journalières admissibles pour l'homme (USA et Canada). Ces estimations de l'exposition étaient entre 13 et 20 fois inférieures aux concentrations calculées, respectivement.

Les informations disponibles ne sont pas suffisantes pour confirmer, si les concentrations indiquées ci-dessus représentent de véritables poids corporels critiques ou sont juste l'expression de la dose interne ou des concentrations résiduelles pour le corps entier. Les deux concepts présentent des différences fondamentales s'agissant de la compréhension du mécanisme d'action du produit chimiques. Néanmoins, il convient de noter qu'exprimer les effets toxicologiques en tant que dose interne ou, dans la mesure du possible, en tant que poids corporels critiques, améliore l'évaluation des effets mais ne réduit que partiellement son incertitude. En outre, toute l'incertitude liée à l'évaluation de l'exposition demeure. Lorsque des niveaux de contrôle supérieurs aux poids corporels critiques ou aux doses toxiques internes indiquent clairement un risque, le fait que les concentrations mesurées sont inférieures à ces seuils ne devrait en aucun cas être interprété comme une confirmation de l'absence de risque, notamment lors de l'évaluation des POP et autres POP potentiels.

3 Synthèse des informations

Le PeCB est un composé organique chloré. Compte tenu des données disponibles, il devrait être considéré comme persistant étant donné le nombre considérable de demi-vies estimées et expérimentales dans l'atmosphère, les sols, les sédiments et l'eau. La persistance dans l'environnement dépend du taux de photo-oxydation, de la présence d'oxygène et de matières organiques. Le PeCB répond au critère sur la bioaccumulation. Les valeurs du FBC pour le PeCB vont de 1 085 à 23 000 L/kg pour le poisson, de 833 à 4 300 L/kg pour les mollusques et de 577 à 2 258 L/kg pour les crustacés. On peut s'attendre à une bioamplification en raison du $\log K_{ow}$ élevé et du fait que la biotransformation est insignifiante. Toutefois, on ne dispose pas de données sur la bioamplification du PeCB.

Les données disponibles étayent le potentiel de propagation à longue distance du PeCB. Les caractéristiques physiques et chimiques correspondent à celles d'autres polluants organiques persistants. Les estimations de modèles sur la propagation à longue distance ont donné des distances de 8 000 km, alors que les estimations faites à partir de mesures atmosphériques suggéraient 13 338 km. Les données de surveillance indiquent également que le PeCB est susceptible d'être transporté sur de longues distances. La présence de PeCB a été décelée dans l'atmosphère et dans les précipitations dans diverses régions du monde, dont pour beaucoup loin de leurs sources. La petite variabilité spatiale à travers l'hémisphère Nord observée dans certaines études indique également que le PeCB possède une très longue durée de vie dans l'atmosphère, c'est pourquoi il peut se propager largement dans l'atmosphère de toute la planète.

Il existe une grande quantité de données de surveillance sur le PeCB décelé dans des matrices abiotiques ainsi que dans des biotes de zones tempérées, lesquelles proviennent essentiellement des pays développés. En général, les concentrations de PeCB dans les zones tempérées du monde semblent diminuer. Cette tendance est représentative pour la plupart des polluants organiques persistants. S'agissant des zones arctiques et antarctiques, on ne dispose que de données récentes qui ne permettent pas de déterminer une tendance.

Aucun rapport sur les effets nocifs pour les individus ou sur des études épidémiologiques de populations exposées au PeCB n'a été recensé. La seule phrase de risque pour le PeCB dans la base de données européenne ESIS est R22, nocif en cas d'ingestion. La DL_{50} la plus faible observée pour des expositions aiguës était de 250 mg/kg pc. Les tests de toxicité mammalienne par administration de doses répétées ont mis en évidence une toxicité hépatique, néphrique, hématologique et du développement pour ce produit chimique. Selon la banque de données américaine sur les substances dangereuses, le PeCB n'est pas classé en tant que carcinogène pour les êtres humains, car on ne dispose pas de données humaines ou animales à cet égard. Le PeCB est modérément toxique pour les êtres humains. Le PeCB est très toxique dans les organismes aquatiques et peut provoquer des effets nocifs à long terme dans le milieu aquatique. Les données sur les organismes des sols et des sédiments sont limitées ou inexistantes.

La biodisponibilité du PeCB est inversement proportionnelle à la teneur en carbone organique du sol ou du sédiment. Toutefois, les expériences suggèrent que des substances chimiques hydrophobes liées aux sédiments ou aux sédiments en suspension peuvent agir comme un réservoir et résulter en une prise continue. Il n'existe que peu de données quantitatives sur ce processus pour le PeCB.

Les données provenant d'Europe et d'Amérique du Nord montrent que la production et l'utilisation du PeCB ont cessé au cours des dernières décennies, mais on ne peut exclure qu'il soit produit ou utilisé ailleurs. Les rejets non intentionnels de PeCB en tant que produit dérivé d'une combustion incomplète semblent être la source actuelle la plus importante. Toutefois, cette conclusion est uniquement fondée sur des données provenant d'Europe et d'Amérique du Nord.

Un élément important de l'évaluation des risques potentiels du PeCB est l'évaluation des risques associés d'une part aux utilisations intentionnelles et, d'autre part, aux utilisations non intentionnelles. Cette distinction ne peut être faite à l'aide des informations actuelles, mais pourrait s'avérer très utile pour la prise de décisions. Cette analyse exigerait de disposer d'informations précises sur les quantités rejetées par production et utilisation intentionnelles et les rejets non intentionnels, corrigés pour tenir compte du taux de dégradation de la substance après rejet. On ne possède pas actuellement de données sur la production et les utilisations passées.

Le PeCB répond à tous les critères de sélection concernant la propagation à longue distance, la persistance, la bioaccumulation et la toxicité. En général, les concentrations dans l'environnement semblent diminuer. La production et l'utilisation ont cessé en Europe et en Amérique du Nord, mais les données provenant d'autres régions du monde sont peu nombreuses. Les rejets non intentionnels sous forme de produits dérivés d'une combustion incomplète semblent constituer la source la plus importante de PeCB dans l'environnement.

Les informations disponibles ne permettent pas au Comité d'établir une distinction entre les pressions sur l'environnement causées par les utilisations intentionnelles et celles causées par la production et les rejets non intentionnels de PentaCB. Préciser cette distinction permettrait au Comité d'élaborer une évaluation de la gestion des risques et de formuler ses conclusions finales. Par conséquent, il faudrait rassembler des données supplémentaires sur cette question.

4 Conclusion

Le PeCB est persistant dans l'environnement et bioaccumulatif. La petite variabilité spatiale dans les différentes concentrations atmosphériques de l'hémisphère Nord indique que le PeCB a une durée de vie très longue dans l'atmosphère, qui lui permet de se propager largement dans toute l'atmosphère de la planète. Il existe des données de surveillance provenant de régions reculées, étayées par des résultats de modélisation qui suggèrent que le PeCB peut être transporté sur de grandes distances. Le PeCB est modérément toxique pour les êtres humains, mais il est très toxique pour les organismes aquatiques.

En raison du transport à longue distance du PeCB, aucun pays ou groupe de pays ne peut à lui seul atténuer la pollution causée par cette substance. Les rejets non intentionnels de PeCB sous forme de produit dérivé d'une combustion incomplète semblent être la source actuelle la plus importante. Des mesures pour réduire ces rejets peuvent uniquement être prises à l'échelon mondial. Même si la production et l'utilisation de PeCB semblent avoir cessé dans la plupart des pays, sa réintroduction demeure possible, ce qui pourrait entraîner une augmentation des rejets et des concentrations dans l'environnement. Sur la base des données disponibles, le PeCB, du fait de sa propagation à longue distance, est susceptible de provoquer des effets nocifs importants sur la santé des êtres humains et/ou sur l'environnement, justifiant l'adoption de mesures au niveau international.

Etant donné que la distinction entre les pressions sur l'environnement causées par des utilisations intentionnelles et celles causées par une production et des rejets non intentionnels faciliterait l'élaboration de l'évaluation de la gestion des risques et la formulation de la recommandation finale. Le Comité estime qu'un effort supplémentaire devrait être fait pour combler cette lacune.

REFERENCES

- Aarnoutse PJ, De Jong APJM, Beurskens JEM. Analysis of dichloro benzene in porewater and sediment from the lake 'Ketelmeer' [in Dutch]. Bilthoven, the Netherlands: RIVM, 1996. Report 502501041.
- Adrian L, Görisch H. Microbial transformation of chlorinated benzenes under anaerobic conditions. *Research in Microbiology* 2002;153:131-137.
- Åkerblom N (2007) The importance of Sorption and Uptake Routes. Ph D Thesis University of Uppsala
- Aracil I, Font R, Conesa JA. (2005) Semivolatile and volatile compounds from the pyrolysis and combustion of polyvinyl chloride. *J. Anal and Appl Pyrolysis* 74:465-478
- ATSDR (2007). The Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www2.atsdr.cdc.gov/gsql/sitecontam.script>, http://www2.atsdr.cdc.gov/gsql/getsite.script?in_cas=000608-93-5
- Banerjee S, Sugatt RH, O'Grady DP. 1984. A simple method for determining bioconcentration parameters of hydrophobic compounds. *Environ. Sci. Technol.* 18, (2), 79-81.
- Barrows ME, Petrocelli SR, Macek KJ, Carroll JJ. 1980. Bioconcentration and elimination of selected water pollutants by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). In: Haque R, ed. Dynamics, exposure and hazard assessment of toxic chemicals. Ann Arbor, Michigan, U.S.A.: American Chemical Society. p. 379-392.
- Belfroid, A., van der Aa, E. and Balk, F. 2005. Addendum to the risk profile of Pentachlorobenzene. Royal Haskoning report 9R5744.01/R0005/ABE/CKV/Nijm.
- Beurskens JEM, Dekker CGC, Jonkhoff J, Pompstra L. Microbial dechlorination of hexachlorobenzene in a sedimentation area of the Rhine River. *Biogeochemistry* 1993;19:61-81.
- Beurskens JEM, Dekker CGC, Van den Heuvel H, Swart M, De Wolf J, Dolfing J. Dechlorination of chlorinated benzenes by an anaerobic microbial consortium that selectively mediates the thermodynamic most favorable reactions *Environmental Science & Technology* 1994;28:701-706.
- Boer, J. de, Van der Zande, T.E., Pieters, H., Ariese, F., Schipper, C.A., van Brummelen, T. Vethaak, A.D., 2001. Organic contaminants and trace metals in Flounder liver and sediment from the Amsterdam and Rotterdam harbours off the Dutch coast. *J Environ Monitoring* Aug;3(4):386-393.
- Borghini F, Joan O. Grimalt, Juan C. Sanchez-Hernandez and Roberto Bargagli. 2005. Organochlorine pollutants in soils and mosses from Victoria Land (Antarctica). *Chemosphere* 58: 271-278.
- Beck J, Hansen K. The degradation of Quintozene, Pentachlorobenzene, Hexachlorobenzene and Pentachloroaniline in soil. *Pesticide Science* 1974;5:41-48.
- Bro-Rasmussen F, Noddegaard E, Voldum-Clausen K. Comparison of the disappearance of eight Organophosphorus insecticides from soil in laboratory and in outdoor experiments. *Pesticide Science* 1970;1:179-182.
- Calambokidis, J, Jeffries, S, Ross PS and Ikononou M. (1999). Temporal trends in contaminants in Puget sound harbor seals. US EPA and Puget Sound Water Quality Action Team.
- Cornelissen G, Gustafsson Ö. The role of environmental black carbon in sediment sorption and bioavailability. Stockholm: Institute for Applied Environmental Research (ITM), Stockholm University, 2004. <http://ipimar-iniap.ipimar.pt/Vale/oral%20presentations%204.pdf>
- Carlson AR, Kosian PA. 1987. Toxicity of chlorinated benzenes to fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*; 16, 129-135.:
- Chaisuksant Y, Yu Q, Connell DW. 1997. Bioconcentration of bromo- and chlorobenzenes by fish (*Gambusia affinis*). *Water Res* 31: 61-68.
- CHEMFATE Database; Environmental Fate Data Base (EFDB) at Syracuse Research Centre. Available at: <http://www.syrres.com/esc/efdb.htm>
- Corsolini, S., Covaci, A., Ademollo, N., Focardi, S., Schepens, P. 2006. Occurrence of organochlorine pesticides (OCPs) and their enantiomeric signatures, and concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the Adélie penguin food web, *Antarctica Environ Pollution* 140(2): 371-382.
- Den Besten C, Bennik MMH, Van Iersel M, Peters MAW, Teunis C, van Bladeren PJ. 1994. Comparison of the urinary metabolite profiles of hexachlorobenzene and pentachlorobenzene in the rat. *Chem Biol Interact* 90:121-137.
- Environment Canada 2005. Risk management strategy for Pentachlorobenzene (QCB) and tetrachlorobenzenes (TeCBs). Available at: http://www.ec.gc.ca/Toxics/docs/substances/certToxics/rms/EN/CBz_RMS_E_05-01-05.pdf

- European Chemicals Bureau (2007). ESIS (European Substances Information System). <http://ecb.jrc.it/esis/> Accessed on March 22.
- http://ec.europa.eu/food/plant/protection/evaluation/existactive/list1-19_en.pdf
- European Commission. (2007). Community Implementation Plan for the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. SEC(2007)341. http://www.pops.int/documents/implementation/nips/submissions/SEC_2007_341.pdf
- Gabrielsen, G.W., Knudsen, L.B., Verreault, J., Pusk, K., Muir, D.C., Letcher, R.J., 2004. Halogenated organics contaminants and metabolites in blood and adipose tissue of polar bears (*Ursus maritimus*) from Svalbard. SFT project 6003080. Norsk Polar Institut. SPFO report 915/2004.
- Geyer H, G. Politzki, D. Freitag. 1984. Prediction of ecotoxicological behaviour of chemicals: Relationship between n-octanol/water partition coefficient and bioaccumulation of organic chemicals by alga *Chlorella*. *Chemosphere*, 13, (2), 269-284.:
- Gobas FAPC, McNeil EJ, Lovett-Doust L, Haffner GD. 1991. Bioconcentration of chlorinated aromatic hydrocarbons in aquatic macrophytes. *Environ Sci Technol* 25: 924-929.
- Government of Canada. 1993. Canadian Environmental Protection Act Priority Substances List Assessment Report: Pentachlorobenzene. Environment Canada and Health Canada, Ottawa, Ontario. 32 pp. Available at: http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl1-lsp1/pentachlorobenzene/index_e.html
- Government of Canada (2003). Follow-up Report on Five PSL1 Substances for Which There Was Insufficient Information to Conclude Whether the Substances Constitute a Danger to the Environment 1,2-Dichlorobenzene, 1,4-Dichlorobenzene, Trichlorobenzenes, Tetrachlorobenzenes, Pentachlorobenzene. Available at: http://www.ec.gc.ca/substances/ese/eng/psap/assessment/PSL1_chlorobenzenes_followup.pdf
- Grimalt, JO, F Borghini, JC Sanchez-Hernandez, R Barra, CJ Torres Garcia, S Focardi. 2004. Temperature Dependence of the distribution of Organochlorine compounds in the mosses of the Andean Mountains. *Environ. Sci. Technol.* 38: 5386-5392.
- Gustafson, DL, Long ME, Thomas RS, Benjamin SE, Yang RSH. 2000. Comparative hepatocarcinogenicity of hexachlorobenzene, pentachlorobenzene, 1,2,4,5-tetrachlorobenzene, and 1,4-dichlorobenzene: application of a medium-term liver focus bioassay and molecular and cellular indices. *Toxicol. Sci.* 53: 245-252
- Hesse JM, Speijers GJA, Taalman RDFM (1991). Appendix to Report no. 710401005 Integrated criteria document chlorobenzenes. Effects. RIVM, Appendix to Report no. 710401005.
- Hoogen G Van, Opperhuizen A. 1988. Toxicokinetics of chlorobenzenes in fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 7, 213-219.
- Hoydal, K, Dam, M (2003) AMAP Greenland and the Faroe Islands 1997-2001. Vol. 3: The Environment of the Faroe Islands. DANCEA, Danish Cooperation for Environment in the Arctic Ministry of Environment.
- HSDB (2003). U.S. National Library of Medicine, Hazardous Substances Data Bank, HSDB. Information on pentachlorobenzene. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/r?dbs+hsdb:@term+@rn+@rel+608-93-5>
- Hulzebos EM, Adema, DMM, Dirven-Van Breemen EM, Henzen, L, Van Dis WA, Herbold HA, Hoekstra JA, Baerselman R and Van Gestel CAM. (1993). Phytotoxicity studies with *Lactuca sativa* in soil and nutrient solution. *Env. Toxicol. Chem.* 12: 1079-1094.
- ICCA/WCC, International Council of Chemical Associations/World Chlorine Council (2007). ICCA-WCC Submission for PeCB & All Risk Profiles for the POPs Review Committee of the Stockholm Convention including annexes.
- IUPAC-NIST solubility database. Available at: <http://srdata.nist.gov/solubility/>
- Johnston JJ, Furcolow CA, Kimball BA. 1997. Identification of Metabolites of Pentachlorobenzene and 1,2,4,5-Tetrachlorobenzene in Coyote Feces: Development of Physiological Markers for Wildlife Damage Control. *Pestic. Sci.* 1997, 50, 249-257
- Kaj, L., Dusan, B., 2004. Screening av Organiska Moljogegidter I Fisk-HCBD och Klorebensener. (Screening of organics environmental toxins-HBCD and chlorobenzenes.). Report B1557, Swedish Environmental Research Int. (IVL), Stockholm, Sweden.
- Kim KS, Hong KH, Ko YH, Kim MG. (2004). Emission characteristics of PCDD/Fs, PCBs, chlorobenzenes, chlorophenols, and PAHs from polyvinylchloride combustion at various temperatures. *J Air Waste Manag Assoc.* 54(5):555-562
- King, TL, Lee, K, Yeats, P, Alexander, R. (2003). Chlorobenzenes in Snow Crab (*Chionoectes opilio*): Time-series monitoring following an accidental release. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 71: 543-550.

- Klimisch HJ, Andreae M, Tillman U. 1997. A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regul Toxicol Pharmacol* 25: 1-5.
- Landrum PF, Steevens JA, Gossiaux DC, McElroy M, Robinson S, Begnoche L, Chernyak S, Hickey J. 2004. Time-dependent lethal body residues for the toxicity of pentachlorobenzene to *Hyalella azteca*. *Environ Toxicol Chem* 23: 1335-1343.
- Legiere KCHM, Sijm DTHM, Van Leeuwen CJ, Seinen W, Hermens JLM. 1998. Bioconcentration kinetics of chlorobenzenes and the organophosphorus pesticide chlorthion in the pond snail *Lymnaea stagnalis* - a comparison with the guppy *Poecilia reticulata*. *Aquat Toxicol* 41: 301-323.
- Linder, R., T. Scotti, J. Goldstein, K. McElroy, and D. Walsh. 1980. Acute and subchronic toxicity of pentachlorobenzene. *J. Environ. Pathol. Toxicol.*, 4(5-6): 183-196.
- Lunde, G., Bjorseth, A. (1977). Human blood samples as indicators of occupational exposure to persistent chlorinated hydrocarbons. *Sci. Total Environm.* 8(3): 241-246.
- Lydy MJ, Belden JB, Ternes, MA. (1999). Effects of temperature on the toxicity of M-Parathion, Chlorpyrifos, and Pentachlorobenzene on *Chironomus tentans*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 542-547.
- Mackay D, Shiu W-Y, Ma K-C, Lee SC. 2006. Physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. 2nd ed. Boca Raton, FL, U.S.A.: CRC Press, Taylor & Francis Group. 4182 pp.
- Mantseva E, S Dutchak, O Rozovskaya, V Shatalov. 2004. EMEP contribution to the preparatory work for the review of the CLRTAP Protocol on Persistent Organic Pollutants. EMEP MSC-E Information Note 5/2004. Meteorological Synthesizing Centre –East, Moscow, Russia.
- Masunaga S, Susarla S, Yonezawa Y. Dechlorination of chlorobenzenes in anaerobic estuarine sediment. *Water Science and Technology* 1996;33:173-180.
- Ministry of the Environment of Ontario (1999). Niagara river mussel biomonitoring program 1997.
- Ministry of the Environment of Ontario (2003). Niagara river mussel biomonitoring program 2000.
- Mortimer MR, Connell DW. 1993. Bioconcentration factors and kinetics of chlorobenzenes in a juvenile crab [*Portunus pelagicus* (L)]. *Aust J Mar Freshwater Res* 44: 565-576.
- Mortimer MR, Connell DW. 1995. Effect of exposure to chlorobenzenes on growth rates of the crab *Portunus pelagicus* (L). *Environ Sci Technol* 29:1881-1886.
- Muller J, Dongmann G, Frischkorn CGB. (1997). The effect of aluminium on the formation of PAH, methyl-PAH and chlorinated aromatic compounds during thermal decomposition of PVC. *Journal Anal and Appl Pyrolysis* 43:157 – 168.
- NITE (2007). (Japan, National Institute of Technology and Evaluation) at <http://www.safe.nite.go.jp/english/db.html>. accessed March 17 2007.
- NTP (National Toxicology Program) (1991). NTP report on the toxicity studies of Pentachlorobenzene in F344 rats and B6C3F1 mice (feed studies). NTP Tox 6. US Department of Health and Human Services, RTP, North Carolina. available through (<http://ntp.niehs.nih.gov/index.cfm?objectid=072C8956-036B-A0CA-51A7A8D30E5E7BDA>)
- Oliver BG, Niimi AJ. 1983. Bioconcentration of chlorobenzenes from water by rainbow trout: correlations with partition coefficients and environmental residues. *Environ. Sci. Technol.*; 17, 287-291.:
- OSPAR Commission for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic (1998) OSPAR Strategy with regard to Hazardous Substances http://www.ospar.org/eng/html/sap/strategy_hazardous_substances.htm
- PHYSPROP Database; Environmental Fate Data Base (EFDB) at Syracuse Research Centre. Available at: <http://www.syrres.com/esc/efdb.htm>
- Priority Substance No. 26. Pentachlorobenzene. Substance Data Sheet. (2005). Environmental Quality Standards (EQS). Brussels: EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive.
- Ramanand K, Balba MT, Duffy J. Reductive dehalogenation of chlorinated benzenes and toluenes under methanogenic conditions. *Applied and Environmental Microbiology* 1993;59:3266-3272.
- Renberg L, M. Tarkpea, E. Linden. 1985. The use of the bivalve *Mytilus edulis* as a test organism for bioconcentration studies. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 9, 171-178.
- Ribes A, Grimalt JO, Torres Garcia CJ, Cuevas E. (2002). Temperature and organic matter dependence of the distribution of organochlorine compounds in mountain soils from the subtropical Atlantic (Teide, Tenerife Island). *Environ Sci Technol.* 236(9):1879-85.
- Rosberg et al., (2006). Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry.

- Scheunert I, Topp E, Schmitzer J, Klein W, Korte F. Formation and fate of bound residues of [¹⁴C]benzene and [¹⁴C]chlorobenzenes in soil and plants *Ecotoxicology and Environmental Safety* 1985;9:159-170.
- Schuler LJ, Landrum PF, Lydy MJ. (2006). Comparative toxicity of fluoranthene and pentachlorobenzene to three freshwater invertebrates. *Environ Toxicol Chem* 25: 985-994
- Schuler LJ, Landrum PF, Lydy MJ. 2007. Response spectrum of fluoranthene and pentachlorobenzene for the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Environ Toxicol Chem* 26: 139-148.
- Schuler, LJ, Landrum, PF, Lydy MJ. (2007b). Response spectrum of pentachlorobenzene and fluoranthene for *Chironomus tentans* and *Hyalella azteca*. *Env. Toxicol. Chem.* 26(6): 1248-1257.
- Shen, L, F Wania, YD Lei, C Teixeira, DCG Muir, TF Bidleman. 2005. Atmospheric distribution and long-range transport behaviour of organochlorine pesticides in North America. *Environ. Sci. Technol.* 39: 409-420.
- Shen H, Main KM, Virtanen HE, Damggard IN, Haavisto AM, Kaleva M, Boisen KA, Schmidt IM, Chellakooty M, Skakkebaek NE, Toppari J, Schramm KW. (2007). From mother to child: Investigation of prenatal and postnatal exposure to persistent bioaccumulating toxicants using breast milk and placenta biomonitoring, *Chemosphere*
- Slobodnik, J., Dogterom J. (2003). UNDP/GEF Danube Regional Project Strengthening the Implementation Capacities for Nutrient Reduction and Transboundary Cooperation in the Danube River Basin. Analysis of the results of the EMIS inventory and their comparison with TNMN and JDS results with particular attention to the EU Priority List of Pollutants Project Component 2.2: Development of operational tools for monitoring, laboratory and information management with particular attention to nutrients and toxic substances. Rodeco Consulting GmbH. http://www.undp-drp.org/pdf/2.2_Tools%20for%20WQMLIM%20-%20phase%20I/Chapter%20III%20EMIS%20Inventory%20FINAL.pdf
- Slooff W., Bremer H.J., Hesse J.M. and Matthijsen A.J.C.M. (eds.) 1991. Integrated criteria document chlorobenzenes. Report no. 710401015. RIVM.
- Smeds, A., Saukko, P. (2001). Identification and quantification of polychlorinated biphenyls and some endocrine disrupting pesticides in human adipose tissue from Finland. *Chemosphere* 44(6): 1463-1471.
- Sternbeck, J., Brorström-Lundén, E., Remberger, M., Kaj, L., Palm, A., Junedahl, E., Cato, I., 2003. WFD priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region. Report B1538, Swedish Environmental Research Inst. (IVL), Stockholm, Sweden. <http://www.ivl.se/rapporter/pdf/B1538.pdf>
- Susarla S, Yonezawa Y, Masunaga S. Transformation kinetics and pathways of chlorophenols and hexachlorobenzene in fresh water lake sediment under anaerobic conditions *Environmental Technology* 1997;18:903-911.
- Thomas RS, Gustafson DL, Pott WA, Long ME, Benjamin SA, RS Yang. 1998. Evidence for hepatocarcinogenic activity of pentachlorobenzene with intralobular variation in foci incidence. *Carcinogenesis* 19: 1855-1862
- Umegaki, K, Ikegami, S., Ichikawa, T. (1993). Effects of restricted feeding on the absorption, metabolism, and accumulation of pentachlorobenzene in rats. *J. Nutr. Sci. Vitaminol.* 39:11-22.
- US EPA (1998). Memorandum 2/26/98 Assessment of the Dietary Cancer Risk of Hexachlorobenzene and Pentachlorobenzene as impurities in Chlorothalonil, PCNB, Picloram, and several other pesticides. DP Barcode D243499. Chemical codes 061001 (Hexachlorobenzene) & 081901 (Chlorothalonil). http://www.epa.gov/oppsrrd1/reregistration/endosulfan/hexachlorobenzene_endo.PDF
- United States Environmental Protection Agency Superfund. (n.d.) APPENDIX K. Soil Organic Carbon (Koc) / Water (Kow) Partition Coefficients. http://www.epa.gov/superfund/resources/soil/appd_k.pdf
- United States Environmental Protection Agency Toxics Release Inventory (TRI) Program (2007a) <http://www.epa.gov/tri/tridata/index.htm#pdr>. Accessed 280307.
- U.S. EPA. (2007b). EPI Suite™ [computer program]. version 3.2. Washington, DC, U.S.A.: U.S. Environmental Protection Agency (EPA) Office of Pollution Prevention Toxics and Syracuse Research Company (SRC). http://www.syrres.com/esc/est_soft.htm.
- US National Institute of Standards and Technology. NIST Chemistry WebBook. NIST Standard Reference Database Number 69, June 2005 Release. Available at: <http://webbook.nist.gov/chemistry/>
- Van Gestel, C.A., W.-C. Ma and 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 de Plassche EJ, Polder MD, Canton JH (1993). Derivation of maximum permissible concentrations for several volatile compounds for water and soil. Bilthoven, the Netherlands: National Institute of Public Health and Environmental Protection., Report no. 679101 008.

- Van de Plassche, E.J., Schwegler, A.M.G.R., Rasenberg, M. and Schouten, A. (2002) Pentachlorobenzene. Dossier prepared for the third meeting of the UN-ECE Ad hoc Expert Group on POPs. Royal Haskoning report L0002.A0/R0010/EVDP/TL
- Van Leeuwen, S., Traag, W., de Boer, J., 2004. Monitoring of brominated flame retardants, dioxines, PCBS and other organohalogen compounds in fish from the Netherlands. *Organohalogen compounds* 66: 1764-1769.
- Vorkamp, K., Riget, F., Glasius, M., Pecseli, M., Lebeuf, M., Muir, D. 2004. Chlorobenzenes, chlorinated pesticides, coplanar chlorobiphenyls and other organochlorine compounds in Greenland biota. *Sci Total Environ.* 331: 157-175.
- Vulykh N, S. Dutchak, E. Mantseva, V. Shatalov. 2005. Model assessment of potential for long-range transboundary atmospheric transport and persistence of Pentachloro-benzene. EMEP contribution to the preparatory work for the review of the CLRTAP Protocol on Persistent Organic Pollutants. EMEP MSC-E 15/2005. Meteorological Synthesizing Centre –East, Moscow, Russia.
- Wang M-J, Jones KC. Behavior and fate of chlorobenzenes in spiked and sewage sludge-amended soil *Environmental Science and Technology* 1994;28:1843-1852.
- Wang M-J, McGrath SP, Jones KC. Chlorobenzenes in field soil with a history of multiple sewage sludge applications *Environmental Science and Technology* 1995;29:356-362.
- Wegmann, F, MacLeod, M, Scheringer, M. (2007). Pop Candidates 2007: Model results on overall persistence and Long-range transport potential using the OECD Pov & LRTP screening tool.
<http://www.pops.int/documents/meetings/poprc/prepdocs/annexEsubmissions/All%20chemicals%20Switzerland.pdf>
- WHO-IPCS International Programme on Chemical Safety. (1991). Environmental Health Criteria (EHC) 128: Chlorobenzenes other than Hexachlorobenzene. United Nations Environment Programme. International Labour Organisation. World Health Organization. Geneva. Available at:
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc128.htm>
- WHO-IPCS (World Health Organization – International Programme on Chemical Safety), 1997. Hexachlorobenzene, Environmental Health Criteria 195. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc195.htm>.
- Yakata N, Sudo Y, Tadokoro H. 2006. Influence of dispersants on bioconcentration factors of seven organic compounds with different lipophilicities and structures. *Chemosphere* 64: 1885-1891.
- Ying CO, Conolly RB, Thomas RS, Xu Y, Andersen ME, Chubb LS, Pitot HC, Yang RSH. 2001. A clonal growth model: time-course simulations of liver foci growth following penta- or hexachlorobenzene treatment in a medium-term bioassay. *Cancer Research*, 61: 1879-1889.
- Qiao, P, Farrell, AP. (1996). Uptake of hydrophobic xenobiotics by fish in water laden with sediments from the Fraser river *Environ Toxicol Chem* 15: 1555-1563.
-