



Distr. : Générale
31 août 2007

Français
Original : Anglais



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

**Conférence des Parties à la Convention de Stockholm
sur les polluants organiques persistants
Comité d'étude des polluants organiques persistants
Troisième réunion
Genève, 19-23 novembre 2007
Point 9 c) de l'ordre du jour provisoire***

**Examen des projets de descriptifs de risques
sur les : paraffines chlorées à chaînes courtes**

Projet de descriptif des risques concernant : les paraffines chlorées à chaînes courtes

Note du secrétariat

1. A sa deuxième réunion, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a adopté la décision POPRC-2/8 sur les paraffines chlorées à chaînes courtes¹. Au paragraphe 3 de la décision, le Comité a décidé de créer un groupe de travail spécial chargé d'examiner plus avant la proposition d'inscription des paraffines chlorées à chaînes courtes aux Annexes A, B et/ou C de la Convention (voir documents UNEP/POPS/POPRC.2/14 et UNEP/POPS/POPRC.2/INF/6) et d'élaborer un projet de descriptif des risques conformément à l'Annexe E de la Convention.
2. La composition de ce groupe de travail spécial sur les paraffines chlorées à chaînes courtes et la liste de ses observateurs figurent dans l'annexe V du document UNEP/POPS/POPRC.2/17.
3. Un plan de travail type pour l'élaboration du projet de descriptif des risques a été adopté par le Comité à sa deuxième réunion².
4. Conformément à la décision POPRC.2/8 et au plan de travail type adopté par le Comité, le groupe de travail spécial sur les paraffines chlorées à chaînes courtes a établi le projet de descriptif des risques reproduit dans l'annexe à la présente note. Le projet de descriptif des risques n'a pas été revu par les services d'édition. Des détails supplémentaires concernant le descriptif des risques sont fournis dans le document UNEP/POPS/POPRC.3/INF/22.

Mesures que pourrait prendre le Comité

5. Le Comité souhaitera peut-être :
 - a) Adopter, en y apportant tout amendement qu'il juge approprié, le projet de descriptif des risques reproduit en annexe à la présente note;

* UNEP/POPSRC.3/1/Rev.1.

¹ UNEP/POPS/POPRC.2/17, annexe 1

² Ibid., par. 36 et annexe II-A.

b) Décider, conformément au paragraphe 7 de l'article 8 de la Convention et sur la base du descriptif des risques, si le produit considéré est, du fait de sa propagation à longue distance dans l'environnement, susceptible d'avoir des effets nocifs importants sur la santé humaine et/ou l'environnement qui justifient l'adoption de mesures au niveau mondial, et s'il faut donner suite à la proposition;

c) Convenir, compte tenu de la décision susmentionnée à l'alinéa b) ci-dessus :

- i) D'inviter toutes les Parties et observateurs à fournir les informations demandées dans l'Annexe F à la Convention, à créer un groupe de travail spécial pour élaborer un projet d'évaluation de la gestion des risques et à convenir d'un plan de travail pour mettre au point le projet; ou
- ii) De mettre le descriptif des risques à la disposition de toutes les Parties et de tous les observateurs, et de le mettre de côté.

PARAFFINES CHLOREES A CHAINES COURTES

PROJET DE DESCRIPTIF DES RISQUES

Projet établi par le groupe de travail spécial sur les paraffines chlorées à chaînes courtes du Comité d'étude des polluants organiques persistants de la Convention de Stockholm

Août 2007

Table des matières

Résumé	5
1. Introduction.....	6
1.1 Identité chimique de la substance proposée.....	6
1.2 Conclusion du Comité d'étude concernant les informations demandées à l'Annexe D.....	6
1.3 Sources des données	6
1.4 Statut de la substance chimique au regard des conventions internationales	6
2. Synthèse des informations concernant le descriptif des risques	7
2.1 Propriétés physico-chimiques	7
2.2 Sources.....	7
2.2.1 Production	7
2.2.2 Utilisations et rejets dans l'environnement.....	8
2.2.3 Total des émissions en Europe et en Amérique du Nord	10
2.3 Devenir dans l'environnement.....	11
2.3.1 Persistance.....	11
2.3.2 Bioaccumulation.....	13
2.3.3 Potentiel de propagation à longue distance.....	14
2.4 Exposition.....	15
2.4.1 Concentrations atmosphériques	15
2.4.2. Effluents des stations d'épuration des eaux usées, boues d'épuration et sols	15
2.4.3 Eaux superficielles	15
2.4.4 Sédiments	16
2.4.5 Biote	16
2.4.6 Lait maternel et nourriture humains.....	17
2.5 Evaluation des dangers du point de vue des effets préoccupants.....	18
2.5.1 Toxicité	18
2.5.2 Ecotoxicité.....	18
3. Synthèse des informations.....	20
4. Conclusion.....	21
References	22

Résumé

Des rejets de paraffines chlorées à chaînes courtes (PCCC) peuvent se produire lors de la production, du stockage, du transport et de l'utilisation de cette substance. Le nettoyage des installations et les fluides usagés utilisés pour le travail ou la coupe des métaux constituent des sources de contamination pour les écosystèmes aquatiques. Même si les données sont limitées, les principales sources de rejets de paraffines chlorées à chaînes courtes sont probablement la formulation et la fabrication de produits contenant cette substance, telles que les matières plastiques, notamment le chlorure de polyvinyle (PVC) et l'emploi dans les fluides utilisés pour le travail des métaux. Alors que cette substance était largement utilisée dans plusieurs pays, on a constaté une réduction importante au cours de ces dernières années.

La dégradation des paraffines chlorées par hydrolyse dans l'eau ne devrait pas être importante, et des carottes de sédiments datées indiquent une persistance supérieure à un an dans les sédiments. Leurs demi-vies dans l'atmosphère varient de 0,81 à 10,5 jours, ce qui signifie qu'elles sont relativement persistantes dans l'air. Leur présence a été décelée dans plusieurs prélèvements environnementaux (air, sédiments, eau, eaux usées, poissons et mammifères marins), et dans des zones reculées telles que l'Arctique, fournissant la preuve de leur propagation à longue distance.

Les facteurs de bioaccumulation sur le terrain (FBA) étaient de l'ordre de 16 440 à 25 650 (poids frais) pour la truite du lac Ontario indiquant que la substance possède un niveau élevé de bioaccumulation dans les biotes aquatiques. Cette constatation est appuyée par les données de mo délisation pour le log Kow et les facteurs de bioaccumulation qui indiquent que les paraffines chlorées à chaînes courtes se bioaccumulent. En outre, on a trouvé des facteurs de bioamplification supérieurs à 1 pour certaines de ces substances. Des concentrations élevées de paraffines chlorées à chaînes courtes dans les organismes du niveau trophique supérieur, notamment les mammifères marins et les biotes des eaux douces aquatiques (par exemple beluga, phoque annelé et divers poissons) constituent des preuves supplémentaires de bioaccumulation. La substance a également été mesurée dans le lait maternel de femmes inuites dans le Nord Québec.

Il est avéré que les paraffines chlorées à chaînes courtes sont toxiques pour certains organismes aquatiques à des concentrations relativement faibles. Les organismes aquatiques les plus sensibles, les *Daphnia magna*, ont une NOEC chronique de 5 µg/L. Le medeka japonais est également très sensible à cette substance avec une NOEL de 9,6 µg/L. Une NOEC de 168 mg/kg de nourriture ingérée induit une réduction de l'épaisseur des coquilles d'œuf chez le canard mallard. L'Agence internationale pour la recherche sur le cancer estime que certains homologues des paraffines chlorées à chaînes courtes (longueur moyenne C12, et chloration moyenne de 60 %) peuvent être carcinogènes (groupe 2B). Toutefois, les mécanismes de ces tumeurs et la question de savoir si elles sont pertinentes pour la santé humaine sont toujours controversés.

Les concentrations de paraffines chlorées à chaînes courtes actuellement mesurées dans l'environnement sont en général inférieures à celles associées aux effets sans application de coefficients de sécurité. Toutefois, dans certains cas, les concentrations dans les zones urbaines atteignent presque des niveaux préoccupants.

Alors que la réglementation croissante de ces substances a entraîné une diminution de leur utilisation, il est permis de penser que des quantités importantes seraient toujours utilisées et rejetées dans plusieurs pays. Les données empiriques de modélisation disponibles indiquent clairement que les paraffines chlorées à chaînes courtes sont persistantes, bioaccumulatives et toxiques, notamment pour les organismes aquatiques et qu'elles se propagent sur de longues distances dans l'environnement. Elles sont considérées comme des polluants organiques persistants conformément aux décisions prises en application du Protocole à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, relatif aux polluants organiques persistants.

Sur la base des preuves disponibles, les paraffines chlorées à chaînes courtes sont, du fait de leur propagation à longue distance dans l'environnement, susceptibles de provoquer des effets nocifs importants sur la santé humaine et/ou l'environnement, qui justifient l'adoption de mesures au niveau international.

1. Introduction

La Communauté européenne et ses Etats membres, Parties à la Convention de Stockholm, ont proposé le 26 juillet 2006 d'inscrire les paraffines chlorées à chaînes courtes (PCCC) aux Annexes A, B ou C de la Convention (UNEP/POPS/POPRC.2/INF/6). Dans la désignation, les paraffines chlorées à chaînes courtes (PCCC) sont définies comme comportant une chaîne de 10 à 13 atomes de carbone et une teneur en chlore > 48 % en poids à la section 1, et en C10-13 et 1-13 chloro (environ 16 à 78 % en poids) à la section 1.2.

1.1 Identité chimique de la substance proposée

Les numéros CAS et EINECS pour les PCCC (alcanes, C₁₀₋₁₃, chloro) sont 85535-84-8 et 287-476-5, respectivement. Les paraffines chlorées à chaînes courtes (PCCC) sont des dérivés chlorés des n-alcanes, dont les chaînes de carbones ont une longueur se situant entre 10 et 13 atomes de carbone et 1 à 13 atomes de chlore (environ 16 à 78 % en poids) (formule moléculaire : C_xH_(2x-y+2)Cl_y, où x=10-13 et y=1-13). La chloration des produits intermédiaires de n-alcanes donne des mélanges extrêmement complexes, en raison des nombreuses positions possibles pour les atomes de chlore et les méthodes analytiques standard ne permettent pas leur séparation et leur identification. Deux exemples de structure de paraffine chlorée à chaînes courtes sont reproduits ci-après :

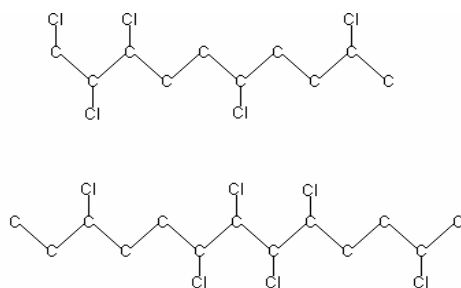


Figure 1-1. Structure de deux composés de PCCC (C₁₀H₁₇Cl₅ et C₁₃H₂₂Cl₆)

1.2 Conclusion du Comité d'étude concernant les informations demandées à l'Annexe D

Le Comité d'étude des polluants organiques persistants a évalué la proposition concernant les PCCC par rapport aux critères énumérés à l'Annexe D de la Convention de Stockholm à la deuxième réunion du Comité (Genève, 6-10 novembre 2006). Le Comité a décidé que les PCCC répondaient aux critères de sélection énumérés à l'Annexe D de la Convention (UNEP/POPS/POPRC.2/17 – Décision POPRC-2/8, annexe 1).

1.3 Sources des données

Le descriptif des risques pour les PCCC s'appuie sur des informations rassemblées par l'Union européenne dans sa proposition concernant cette substance et transmises au Comité (UNEP/POPS/POPRC.2/INF/6). Le descriptif des risques comprend également des informations collectées à partir des documents d'évaluation des risques élaborés par le Canada (Environnement Canada) et le Royaume-Uni (DEFRA). Les informations soumises par plusieurs Parties et observateurs du Comité comme demandé à l'Annexe E ont également été examinées et toutes les informations supplémentaires ont été incorporées en tant que de besoin. Certaines informations supplémentaires provenant de la littérature scientifique et analysées par des experts (au 1er février 2007) sont également incluses, ainsi que les informations supplémentaires recensées par les Parties et les observateurs lors de la période de formulation des observations. Un rapport plus détaillé qui a servi de base au présent descriptif des risques ainsi qu'une liste complète des références pour le présent document figurent dans le document UNEP/POPS/POPRC.3/INF/22.

1.4 Statut de la substance chimique au regard des conventions internationales

En août 2005, la Communauté européenne a proposé d'ajouter les paraffines chlorées à chaînes courtes au Protocole à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, Protocole Aarhus relatif aux polluants organiques persistants. Les PCCC ont été proposées car elles répondaient aux critères visés par la décision 1998/2 de l'organe exécutif en termes de persistance, de risques d'effets nocifs, de bioaccumulation et de risques de transport à longue distance. A la vingt-quatrième session de l'organe exécutif en décembre 2006, les Parties au Protocole sur les polluants organiques persistants de la Convention sont convenues que les PCCC devraient être considérées comme des polluants organiques persistants tels que définis au titre du Protocole et ont prié l'Equipe spéciale de poursuivre les examens des substances au titre de la procédure B et d'explorer les stratégies de gestion les concernant.

En 1995, la Commission OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est a adopté une décision sur les PCCC (décision 95/1), interdisant l'utilisation de cette substance dans toutes les catégories d'application. Au titre de cette décision, toutes les ventes et utilisations de PCCC devaient être abandonnées d'ici à la fin de 1999. Des dérogations permettront l'utilisation des PCCC dans les agents plastifiants des produits d'étanchéisation des barrages et dans les courroies de transporteurs exploités dans les opérations minières souterraines jusqu'en 2004. Comme l'OSPAR, la Commission pour la protection du milieu marin de la mer Baltique a inscrit les PCCC sur sa liste de substances dangereuses (aucune recommandation n'a encore été prise).

Les PCCC ont été identifiées comme substances dangereuses prioritaires dans le cadre de la politique de l'eau au titre de la directive-cadre dans le domaine de l'eau (directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000) et sont inscrites au projet d'amendement de la directive 2000/60/CE, qui définit les normes de qualité de l'eau pour les eaux de surface dans l'Union européenne. Les substances visées par cette directive feront l'objet d'un arrêt de la production et d'une diminution progressive des rejets, émissions et pertes suivant un calendrier approprié qui ne devra pas excéder 20 ans (CE, 2005). La directive 2002/45/CE prévoit la limitation de l'emploi des fluides utilisés pour le travail des métaux, qui est la principale utilisation des PCCC dans l'Union européenne, ainsi que des agents de graissage utilisés lors du tannage du cuir. L'emploi des PCCC dans les plastiques, qui est une autre utilisation principale en Europe, n'est pas couvert par cette directive.

2. Synthèse des informations concernant le descriptif des risques

2.1 Propriétés physico-chimiques

Peu d'informations sont disponibles sur les propriétés physiques et chimiques des divers congénères et mélanges de PCCC (Renberg et al., 1980; Madeley et al., 1983a; BUA, 1992; Sijm et Sinnige, 1995; Drouillard et al., 1998a; Drouillard et al., 1998b; Fisk et al., 1998a). Les pressions estimées et mesurées de vapeur (PV) varient de 0,028 à $2,8 \times 10^{-7}$ Pa (Drouillard et al., 1998a; BUA, 1992). Les principaux composants des produits de PCCC contenant 50-60 % de chlore devraient atteindre des pressions de vapeur sous-refroidie à l'état liquide allant de $1,4 \times 10^{-5}$ à 0,066 Pa à 25°C (Tomy et al., 1998a). Les constantes de la loi de Henry (CLH) allaient de 0,7 à 18 Pa m³/mole (Drouillard et al., 1998a), suggérant que les PCCC peuvent se remobiliser à partir de l'eau dans l'air par suite de compartimentation environnementale. Les mesures de solubilité dans l'eau d'alcane chlorés C₁₀₋₁₂ individuelles se situaient entre 400 et 960 µg/L (Drouillard et al., 1998b), alors que les solubilités estimées de mélanges d'alcane chlorés C₁₀ et C₁₃ allaient de 6,4 à 2 370 µg/L (BUA, 1992). Les logarithmes des coefficients de partage octanol-eau (logK_{OW}) étaient dans l'ensemble supérieurs à 5, allant de 4,48 à 8,69. Les logarithmes des coefficients de partage octanol-air (logK_{OA}) ont été évalués à l'aide des valeurs de K_{OW} et de CLH disponibles, ce qui n'était possible que pour un nombre limité de congénères; ces valeurs se situaient entre 8,2 et 9,8.

2.2 Sources

2.2.1 Production

Les PCCC ne sont plus produites au Canada (Camford Information Services, 2001) et en Allemagne, cette dernière ayant arrêté sa production en 1995. Avant 1995, Clariant, Hoechst et Huels produisaient des PCCC en Allemagne. Hoechst a produit entre 9 300 et 19 300 tonnes par an en Allemagne de 1993 à 1995.

Des paraffines chlorées (de longueurs de chaînes diverses) sont actuellement produites aux Etats-Unis, dans l'Union européenne, en Russie, en Inde, à Taïwan, en Chine, au Japon, au Brésil et en Slovaquie. Comme indiqué dans les informations fournies par les Etats-Unis conformément à l'Annexe E, les paraffines chlorées figurent dans l'inventaire de la Loi sur le contrôle des substances toxiques de l'Agence pour la protection de l'environnement et sont soumises au règlement sur la mise à jour de l'inventaire de ladite loi au titre de laquelle les informations sur la production et les importations sont recueillies. Les numéros CAS utilisés aux Etats-Unis ne sont pas spécifiques des PCCC. C'est pourquoi les informations collectées comprennent des paraffines chlorées de différentes longueurs de chaînes. En 2002, les volumes de production et d'importation signalés pour le numéro CAS 63449-39-8 (cires de paraffines et cires d'hydrocarbures, chloro) étaient de l'ordre de plus de 50 à 100 millions de livres (>23 000 – 45 000 tonnes) et pour les paraffines numéro CAS 61788-76-9 (alcane, chloro; paraffines chlorées) de l'ordre de plus de 50 à 100 millions de livres (> 23 000 – 45 000 tonnes). En 1994, le volume de la production et des importations de paraffines pour le numéro CAS 68920-70-7 (alcane, C₆₋₁₈, chloro) était de l'ordre de plus de 1 à 10 millions de livres (> 450 – 23 000 tonnes). Les informations soumises par le Brésil conformément à l'Annexe E indiquent une production annuelle de 150 tonnes de PCCC, et celles soumises par la Slovaquie pendant le délai de formulation des observations indiquent une production annuelle de 100 à 584 tonnes.

Entre mars 1998 et mars 2000, environ 360 tonnes de PCCC ont été importées par l'Australie, selon les informations fournies par cette dernière. Toutefois, une compagnie a cessé ses importations de PCCC en 2002 (NICNAS, 2004). Au Canada, l'utilisation annuelle totale signalée de PCCC était d'environ 3 000 tonnes en 2000 et 2001.

(Environnement Canada, 2003a). Les ventes canadiennes de PCCC (par rapport à l'emploi total de paraffines chlorées) sont similaires à celles des ventes européennes.

Le tableau 1-1 présente la répartition des ventes aux Etats-Unis et en Amérique du Nord, la dernière étant dominée par les Etats-Unis. On ne sait pas si ces répartitions sont toujours les mêmes actuellement. Dans l'ensemble, les utilisations de PCCC ont diminué dans l'Union européenne, en partie en raison de l'abandon de la production et de l'utilisation en Allemagne (Stolzenberg 1999; OSPAR 2001) et de la Directive de l'Union européenne sur la commercialisation et l'utilisation.

Tableau 1-1. Ventes de PCCC dans l'Union européenne et en Amérique du Nord au cours des années 90

Union européenne ¹			Amérique du Nord ²		
Année	(tonnes/an)	Pourcentage des ventes totales de PC	Année	(tonnes/an)	Pourcentage des ventes totales de PC
1994	13 200				
1997	7 370				
1998	4 080	6,4	1998	7 900	20,6

¹ OSPAR (2001).

² CPIA (2000).

2.2.2 Utilisations et rejets dans l'environnement

Au Canada en 2003 (Environnement Canada 2003a), et dans l'Union européenne en 1994 (Euro Chlor 1995) et en 1998 (OSPAR 2001), on a recensé les principales utilisations et sources de rejet de PCCC dans les applications associées au travail des métaux. Dans l'Union européenne, 9 380 tonnes/an ont été utilisées pour le travail des métaux en 1994. Ces quantités ont été considérablement réduites en 1998 (2 018 tonnes/an). Les autres utilisations comprennent les peintures, les adhésifs et les enduits, les agents de graissage utilisés pour le tannage du cuir, les plastiques et les caoutchoucs, les retardateurs de flamme et les textiles ainsi que les matières polymériques (tableau 2). Les quantités de PCCC utilisées dans l'Union européenne sont passées de 13 208 à 4 075 tonnes/an pour toutes les utilisations en 1994 et 1998, respectivement. Depuis 2002, l'utilisation des PCCC dans l'Union européenne pour le travail des métaux et dans les agents de graissage utilisés pour le tannage du cuir sont soumises aux restrictions prévues par la Directive européenne 2002/45/EC.

En 1994, 70 tonnes de PCCC ont été utilisées en Suisse et on estime que les utilisations ont été réduites de 80 % (informations requises à l'Annexe E). En Suisse, les PCCC étaient le plus fréquemment utilisées dans les enduits étanches. En Allemagne, les utilisations les plus importantes (74 % du total) ont été interdites par la Directive européenne 2002/45/EC (informations requises à l'Annexe E). Des PCCC ont été utilisées en tant que produits de substitution des PCB dans les joints d'étanchéité (par exemple épissures, dans les bâtiments) ce qui peut constituer une source de rejets lors de la rénovation des bâtiments. Le Brésil signale une utilisation de 300 tonnes/an en tant que retardateurs de flamme dans les caoutchoucs, les tapis et accessoires de voiture (informations requises à l'Annexe E). L'utilisation des PCCC en Australie a diminué de 80 % entre 1998/2000 et 2002 pour atteindre environ 25 tonnes/an dans l'industrie du travail des métaux (NICNAS 2004).

Le tableau 2-2 présente les utilisations et sources de rejet les plus courantes des PCCC. Lorsqu'on ne disposait pas de données sur les PCCC, on a fourni des données sur des paraffines chlorées (PC) sans spécification de longueur de chaîne. On ne dispose actuellement d'aucune preuve de sources naturelles importantes de PC (U.K. Environment Agency 2003a). Des rejets anthropogéniques de PCCC dans l'environnement peuvent se produire lors de la production, du stockage, du transport de cette substance, d'une utilisation industrielle et de la consommation de produits contenant des PCCC, de l'élimination et du brûlage des déchets, ainsi que de la mise en décharge des produits (Tableau 2). Les sources potentielles de rejets dans l'eau provenant de la fabrication comprennent les déversements, le lavage des installations et le ruissellement des eaux pluviales. Les PCCC provenant des fluides de travail ou de coupe des métaux peuvent également être libérées dans l'environnement aquatique lors de l'élimination de bidons usagés, l'entraînement de produits et la vidange de baignoires épuisées (Gouvernement canadien 1993a). Ces rejets sont collectés dans les réseaux d'égout et se retrouvent dans les effluents des usines de traitement des eaux usées.

Les autres rejets pourraient comprendre l'utilisation d'emballages d'huiles pour boîtes de vitesse, les fluides utilisés dans l'exploitation minière de roches dures et l'utilisation d'équipements dans d'autres types d'exploitations minières, les fluides et les équipements utilisés dans l'exploration pétrolière et gazière, la fabrication de tuyaux sans soudure, le travail des métaux et le fonctionnement des turbines sur les navires (CPIA 2002; Environnement Canada 2003b).

La mise en décharge est l'une des principales voies d'élimination des produits polymériques au Canada. Les paraffines chlorées devraient rester stabilisées dans ces produits, avec des pertes mineures par lessivage à partir des eaux d'infiltration. La lixiviation à partir des décharges devrait être négligeable en raison de la forte liaison des PC aux sols. Des émissions mineures de ces substances, qui sont effectivement dissoutes dans les polymères, pourraient se produire pendant des siècles après élimination (IPCS 1996).

Des PC incorporées dans des polymères pourraient également être libérées lors du recyclage des plastiques, qui peut faire appel à des processus tels que découpage, broyage et lavage. Libérées sous forme de poussières lors de ces opérations, les PC seraient adsorbées sur les particules en raison de leur coefficient élevé de sorption et de partage octanol-air.

Tableau 2-2. Utilisations et rejets de PCCC ou PC (chaîne de longueurs diverses)

Application/Utilisation	Pourcentage en poids de produit fini	Types de rejets	Quantités rejetées	Référence
Lubrifiants utilisés pour le travail des métaux		Rejets sur les sites de production/formulation	Rejets de PC réglementées de 1-2 %; 0,06 g/kg de PC consommées; rejets de 23 tonnes de PCCC/an vers le milieu des années 90 en Europe; les facteurs d'émission par défaut pour les PC sont de 0,005 % dans l'air et de 0,25 % dans les eaux usées avant traitement sur site	CE (2000); KEMI (1991); UE (2003)
		Rejets à partir de pièces travaillées	Les rejets à partir de pièces travaillées sont de 2,5 kg/site/an pour un petit utilisateur (capacité de 100-L) et de 2 500 kg/site/an pour un utilisateur plus important (95 000-L); les rejets annuels de PC provenant des fluides de coupe sont de 48 %, 75 % et 100 % pour des ateliers importants, moyens et petits; 18 % de rejets de PCCC dans les eaux usées (733 tonnes/an en 1998 dans l'UE) et 3 % de rejets dans les décharges provenant de l'utilisation de fluides de travail des métaux. 10 % de rejets dans les eaux usées provenant de fluides de travail des métaux à base d'eau; les rejets de PC sont de 18,5% et de 31,6 % respectivement pour les fluides de travail des métaux à base d'huile et à base d'eau. Les facteurs d'émission par défaut pour les PC sont de 0,02 % dans l'air pour les deux types de fluides.	Gouvernement canadien (1993a); CE (2000); U.K. Environment Agency (2003a)

Application/Utilisation	Pourcentage en poids de produit fini	Types de rejets	Quantités rejetées	Référence
Peintures, adhésifs et enduits	5 à 15 % de PC (peintures) 10 à 15 % de PC (en général pour les enduits) jusqu'à 20 % de PC pour certaines applications (enduits)	Rejets provenant des sites de production/ formulation	Insignifiantes (peinture); faibles ou nulles (enduits); 5 % de déchets solides (enduits)	Zitko et Arsenault (1974); U.K. Environment Agency (2003b)
		Rejets provenant des lieux d'utilisation/ application	Des déchets lors de l'application peuvent être éliminés dans des sites de décharge; les facteurs d'émission par défaut pour les résines thermodurcissables sont de 0 % dans l'air et de 0,1 % de paraffines chlorées à chaîne moyenne et de paraffines chlorées à chaîne longue dans les eaux usées	BRE (1998); U.K. Environment Agency (2003a)
		Rejet par lixiviation	Facteur d'émission de 0,15 %/an pour les paraffines chlorées à chaîne moyenne	U.K. Environment Agency (2003a)
Agents de graissage utilisés lors du tannage des cuirs	1 % de paraffines chlorées à chaîne courte ou moins (UE uniquement)			Directive de l'UE 2002/45/CE
Plastiques et caoutchouc	10,1-16,8 % de PC (courroies des transporteurs) 6,5 % de PC (semelles de chaussure) 13 % de PC (blindage industriel)	Rejets provenant des sites de production/ formulation	Les facteurs d'émission par défaut pour les adjuvants plastiques sont de 0,1 % dans l'air et de 0,05 % de PC dans les eaux usées; les facteurs d'émission par défaut pour les résines thermodurcissables sont de 0 % dans l'air et de 0,05 % de PC dans les eaux usées	BRMA (2001); U.K. Environment Agency (2001); BRE (1998)
		Rejets provenant du lieu d'utilisation	Rejets provenant de l'usure et de l'abrasion des produits	
		Pertes par volatilisation	0,05 % pendant la durée de vie du produit	
Retardateurs de flamme	1-4 % de PC (en général) Jusqu'à 15 % de PC pour certaines applications 1 à 10 % de PCCC ajoutées au caoutchouc			Zitko et Arsenault (1974); BUA (1992)
Textiles et matières polymériques		Rejets sur le site de production/formulation	17 % de l'utilisation de PCC en 1998	CE (2000)

2.2.3 Total des émissions en Europe et en Amérique du Nord

Les rejets partiels de PCCC dans les eaux usées et les eaux de surface ont été estimés sur la base des données de l'Union européenne (CE 2000) et sont résumés dans le tableau 2-3. On a pris pour hypothèse un comportement

similaire à celui des paraffines chlorées à chaîne moyenne (U.K. Environment Agency 2003a). En général, la plupart des rejets de PCCC devraient être associés au travail des métaux. Toutefois, il existe un potentiel de rejets généralisés en petite quantité associés aux utilisations dans certains produits (par exemple peintures, textiles, caoutchoucs).

Tableau 2-3. Rejets partiels estimés de PCCC dans l'Union européenne vers les eaux usées, les eaux de surface et l'environnement terrestre

Application	Rejet vers chaque compartiment		
	Eaux usées ¹	Eaux de surface ²	Terrestre ³
Lubrifiants pour le travail des métaux	18 %	1,4 %	17,8 %
Peintures et enduits	0,1 %	0,015 %	Inconnu — Mise en décharge de matériaux usés
Caoutchoucs/retardateurs de flamme/textiles/polymères (autres que les PVC)	0,1 %	0,05 – 0,4 %	Inconnu — Mise en décharge de matériaux usés

¹ Eaux usées pendant l'utilisation (fluides de travail des métaux) ou la formulation de produits (peintures/polymères).

² Pour les fluides de travail des métaux, eaux de surface = 0,08 × eaux usées. Pour le PVC et les peintures/adhésifs/enduits, les pertes directes vers les eaux de surface sont comprises.

³ Terrestre = sol + mise en décharge/enfouissement, dans l'hypothèse d'une mise en décharge ou d'un épandage des boues, sauf pour les PVC et les peintures/adhésifs/enduits, où il faut tenir compte des rejets directs vers les sols urbains/industriels.

Les données transmises depuis 1999 à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) indiquent que de très petites quantités de PC (chaînes courte, moyenne et longue) sont rejetées dans l'environnement canadien par des compagnies qui répondent aux critères de déclaration de l'INRP (site Internet INRP consulté le 9 août 2007; http://www.ec.gc.ca/pdb/querysite/query_e.cfm). En 2001-2002, l'INRP a signalé 1,45 tonnes de PC pour élimination dans des décharges et 1,94 tonnes de recyclage par récupération de produits organiques provenant de deux entreprises de l'Ontario. Ces deux entreprises utilisent respectivement les PCCC comme composants de formulation dans la fabrication de fils et de câbles ainsi que de peintures et de revêtements. En 2005, le NRP a indiqué qu'une entreprise située dans l'Ontario avait éliminé 0,023 tonnes d'alcanes 10-13, chloro (CAS# 85535-84-8) hors site et que 2,967 tonnes avaient été recyclées hors site.

Aux Etats-Unis, les PCCC doivent être déclarées à l'Inventaire des rejets toxiques dans le cadre d'une catégorie plus large d'alcanes polychlorés (tous des espèces C₁₀₋₁₃ saturées avec une teneur moyenne en chlore de 40-70 %). Les informations soumises par les Etats-Unis lors de la période de formulation d'observations indiquaient que pour l'année de déclaration 2005, un total de 42 779 livres (19 404 kg) d'alcanes polychlorés avaient été déclarées pour élimination sur site et hors site ou autres rejets par des industries américaines soumises à obligation de déclaration, y compris 1 527 livres (693 kg) en tant qu'émissions fugaces dans l'air; 1 941 livres (880 kg) en tant que source d'émission ponctuelle dans l'air; et 7 livres (3,2 kg) en tant que déversements dans les eaux de surface (les données de l'inventaire pour l'année de déclaration 2005 ont été gelées le 15/11/2006, et rendues publiques le 22/03/2007, et sont disponibles à l'adresse www.epa.gov/tri).

2.3 Devenir dans l'environnement

2.3.1 Persistance

Persistance dans l'atmosphère

Les demi-vies atmosphériques de ces paraffines sur la base d'une réaction avec des radicaux hydroxyles varient entre 0,81 et 10,5 jours, si l'on utilise une concentration en radical hydroxyle dans l'atmosphère par défaut de $1,5 \times 10^6$ molécules/cm³ pendant les heures d'ensoleillement dans le modèle AOPWIN (v. 1.86) (Meylan et Howard, 1993; Atkinson 1986, 1987). En utilisant une concentration plus faible en radical hydroxyle de 5×10^5 molécules/cm³, soit celle qui est généralement utilisée en tant que moyenne quotidienne (24 heures) dans des atmosphères relativement non polluées de l'Union européenne, les demi-vies atmosphériques variaient entre 1,2 et 15,7 jours. Il convient de noter que les taux de réaction du radical hydroxyle varient temporairement avec l'ensoleillement moyen quotidien et que 5×10^5 molécules/cm³ n'est peut-être pas une concentration typique des latitudes nord étant donné que les concentrations de radical hydroxyle diminuent avec la latitude. En outre, la forte adsorption de PC sur les particules atmosphériques à des températures basses, typique des conditions dans les hautes latitudes, peut limiter la voie d'oxydation atmosphérique.

Persistance dans l'eau

On ne pense pas que les processus de dégradation abiotique tels que l'hydrolyse produisent des effets appréciables sur les PCCC (PISC 1996; Environment Agency 2003a,b). Toutefois, selon des informations supplémentaires communiquées par le Gouvernement japonais, il existe un congénère (le 1-chlorododécane; C=12, Cl=1) qui se dégrade facilement. On ignore si ce résultat peut s'appliquer aux PCCC à degré de chloration élevé : selon certaines études portant sur les sédiments (voir la section « Persistance dans le sol et les sédiments »), il se peut que la dégradation dépende du congénère testé. Koh et Thiemann (2001) ont constaté une photolyse rapide des mélanges de PCCC dans l'acétone aqueuse lorsqu'on les expose à la lumière ultraviolette (lampe à arc au mercure; environ 254-436 nm), les demi-vies étant alors de 0,7 à 5,2 heures. Dans l'eau pure, la demi-vie sous les mêmes conditions d'un produit à base de PCCC contenant 52 % de chlore, en poids était de 12,8 heures. Bien que cela indique que la photolyse pourrait être une des voies de dégradation de certaines PCCC, la pertinence environnementale de cette étude est discutable parce qu'elle utilise une source de rayonnement ultraviolet susceptible de raccourcir considérablement les demi-vies par rapport à celles qu'on aurait obtenu en lumière naturelle. De plus, il est possible que l'étendue de la dégradation photolytique soit moindre à de plus grandes profondeurs ou des latitudes plus élevées.

Persistance dans le sol et les sédiments

Dans le cadre des essais qu'ils ont effectués pour mesurer la demande biochimique en oxygène (DBO) en 25 jours, Madeley et Birtley (1980) ont remarqué que les micro-organismes acclimatés semblaient dégrader certaines PCCC (contenant 49 % de chlore) rapidement et complètement en 25 jours. Aucune absorption notable d'oxygène n'a été constatée lors des essais sur les paraffines fortement chlorées, lesquelles comprenaient deux PCCC (contenant 60 % et 70 % de chlore). Fisk et al. (1998a) ont observé, lors d'une étude de la biodisponibilité des PCCC pour les oligochètes, une dégradation à la température de 12° C de deux chloroalcane C₁₂ (contenant 56 % et 69 % de chlore) marqués au carbone 14 dans les sédiments aérobies. Leurs demi-vies dans ces conditions ont été, respectivement, de 12 ± 3,6 et 30 ± 2,6 jours

Une étude sur la biodégradation aérobie et anaérobie des PCCC dans les sédiments, aussi bien dans l'eau douce que dans l'eau de mer, a été entreprise il y a peu (Thompson et Noble 2007, in U.K. Environment Agency 2007). Les demi-vies moyennes par minéralisation (production de dioxyde de carbone ou de méthane) en aérobiose, déterminées selon la directive 308 de l'OCDE concernant les essais avec des produits à base de chloroalcane C₁₀₋₁₃ marqués au carbone 14 qui contenaient 65 % de chlore, en poids, ont été estimées à 1 630 jours en milieu d'eau douce et à 450 jours en milieu marin. La minéralisation dans les sédiments anaérobies s'est révélée faible ou nulle.

Les profils de concentration des résidus de PCCC dans les sédiments du lac Winnipeg, au Manitoba, et de Fox Lake, dans le Yukon, ont montré la présence de telles substances dans la couche correspondant à l'année 1947 (Tomy et al. 1999). Dans les sédiments du bassin ouest du lac Ontario, leur présence remontait à 1949. La plus forte concentration (800 ng/g de poids sec) a été relevée dans la couche de l'année 1971 (Muir et al. 1999). On a également détecté des PCCC dans une carotte de sédiments prélevée en 1996 dans le lac Saint-François, en aval d'une ancienne usine de paraffines chlorées. Selon les profils historiques, les concentrations de PCCC y étaient relativement plus faibles par rapport au lac Ontario (Muir et al. 1999; 2002). Les valeurs les plus élevées avaient une date médiane de 1985 ± 4 ans (Turner 1996). Dans les sédiments, les groupes de congénères prédominants étaient ceux des C₁₁ et C₁₂.

En l'absence d'informations sur les charges de PCCC à quelque endroit que ce soit au cours des années passées, il est impossible d'attribuer une valeur discrète à la demi-vie. Toutefois, la présence de résidus datant des années 40 dans les carottes de sédiments prouve que les PCCC peuvent persister pendant plus de 50 ans dans les sédiments subsuperficiels anaérobies. Par une méthode de calcul rétroactif utilisant des équations de décroissance du premier ordre, Environnement Canada (2004) a déterminé que les PCCC ont une demi-vie supérieure à 1 an dans les sédiments. Bien que la méthode de calcul rétroactif ne produise pas une grandeur discrète, elle permet de voir si la demi-vie est notablement supérieure à une valeur donnée. Plusieurs évaluations et études publiées par le Gouvernement ont conclu que, même avec des micro-organismes adaptés, on ne peut pas compter sur une biodégradation rapide.

On dispose de peu d'informations sur la persistance des PCCC dans le sol. Omori et al. (1987) ont mené une étude sur des souches de bactéries terricoles capables de s'attaquer au C₁₂H₁₈Cl₈ (63 % de chlore). Bien qu'ils n'aient pas été en mesure d'en isoler une qui puisse utiliser ce composé comme seule source de carbone, ils ont constaté que différentes souches prétraitées avec du n-hexadécane avaient des capacités de déchloration différentes. Avec une culture mixte composée de quatre souches et une autre n'en comportant qu'une seule (HK-3), ils ont obtenu des taux de déchloration de 21 % et, respectivement, 35 % après 48 heures. Au Royaume-Uni, Nicholls et al. (2001) se sont penchés sur la présence de PCCC dans les sols agricoles qui ont reçu plusieurs applications de boues d'épuration. Ils n'en ont pas détecté (< 0,1 µg/g), mais comme l'étude n'a pas spécifiquement suivi le devenir des PCCC au fil des ans après l'épandage, la pertinence de ses résultats est discutable.

Résumé de la persistance

Les PCCC satisfont au critère de persistance dans les sédiments (Annexe D de la Convention de Stockholm). Leur persistance dans l'air est suffisante pour permettre leur propagation à longue distance. Bien qu'elles semblent résister à l'hydrolyse, on ne dispose pas d'assez de données pour pouvoir tirer des conclusions sur sa persistance dans l'eau. De même, on possède peu d'informations sur sa persistance dans le sol. Globalement, on estime qu'elles répondent aux critères de persistance énoncés dans l'Annexe D.

2.3.2 Bioaccumulation

Log K_{oe} et facteurs de bioaccumulation modélisés

D'après les calculs de Sijm et Sinnige (1995), le log K_{oe} de toutes les PCCC se situerait entre 4,8 et 7,6. Fisk et al. (1998b) ont trouvé des valeurs de log K_{oe} allant de 5,0 à 7,1 (avec une moyenne de 6,2) pour le $C_{12}H_{20.1}Cl_{5.9}$ contenant 55,9% de chlore, en poids et de 5,0 à 7,4 (avec une moyenne de 6,6) pour le $C_{12}H_{16.2}Cl_{9.8}$ contenant 68,5 % de chlore, en poids. En prenant pour hypothèse une transformation métabolique nulle, les facteurs de bioaccumulation chez les poissons, estimés selon le modèle de Gobas en utilisant les données empiriques disponibles sur le K_{oe} , étaient supérieurs à 5 000 pour toutes les PCCC.

Bioconcentration

Les facteurs de bioconcentration calculés à partir des résultats des études en laboratoire sont examinés dans un rapport du Gouvernement canadien (1993b) dont la conclusion a été qu'ils variaient énormément d'une espèce à l'autre : alors qu'ils étaient relativement faibles dans les algues marines et d'eau douce (< 1-7,6), ils pouvaient atteindre des valeurs de 7 816 par rapport au poids humide chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Madeley and Maddock 1983a,b) et allant de 5 785 à 138 000 chez la moule commune (*Mytilus edulis*) (Madeley et al. 1983b, Madeley and Thompson 1983, Renberg et al. 1986). On n'a recensé aucune autre étude récente en laboratoire des facteurs de bioconcentration.

Les informations fournies par le Japon sur les facteurs de bioconcentration mesurés lors d'essais effectués avec des chloroalcanes (C=11, Cl=7-10) indiquent une bioaccumulation de ces derniers. Les mesures faites sur des organismes exposés pendant 12 à 60 jours à des concentrations de 0,1 et 1 µg/l ont donné des résultats compris entre 1 900 et 11 000. Aucune tendance du point de vue du potentiel de bioconcentration n'a été observée.

Etudes en laboratoire de la bioaccumulation, de la bioamplification et de la biotransformation

Les PCCC peuvent s'accumuler dans les aliments consommés par les poissons. Cette accumulation est déterminée par la longueur de leur chaîne de carbone et leur teneur en chlore (Fisk et al. 1996, 1998b, 2000). Il a été observé que les PCCC contenant plus de 60 % de chlore, en poids présentaient des facteurs de bioamplification supérieurs à 1, ce qui sous-entend un potentiel de bioamplification dans les chaînes alimentaires marines. Les demi-vies par élimination naturelle allaient de 7 à environ 53 jours chez les jeunes truites arc-en-ciel (Fisk et al. 1998b). Dans une autre étude, Fisk et al. (2000) ont estimé les demi-vies chez la truite arc-en-ciel à entre 7,1 et 86,6 jours. Ils ont constaté que les PCCC faiblement chlorées étaient métabolisées par les poissons mais que les demi-vies de deux PCCC à teneur en chlore plus élevée, à savoir le $C_{12}H_{16}Cl_{10}$ et le $C_{12}H_{20}Cl_6$ étaient comparables à celles des composés organochlorés récalcitrants, étant supérieures à 1000 jours, en biotransformation. Ils ont également trouvé que les demi-vies par élimination naturelle et par biotransformation de certains chloroalcanes C_{10-12} , en particulier les décane, étaient similaires, ce qui laisse entendre que l'élimination naturelle est surtout due à une biotransformation. Enfin, ils ont montré l'existence d'un lien significatif entre les facteurs de bioamplification de 35 n-alcanes chlorés (incluant des paraffines chlorées à chaîne courte et de longueur moyenne) et le nombre d'atomes de carbone et de chlore de leur molécule ainsi que leur log K_{oe} .

Bengtsson et Baumann-Oftstad (1982) ont remarqué chez l'ablette (*Alburnus alburnus*) une rétention pendant une période remarquablement longue, malgré une faible efficacité d'absorption (6 % en 91 jours), d'une PCCC contenant 71 % de chlore, en poids, la concentration de cette substance dans les tissus étant restée à un niveau constant jusqu'à la fin de l'expérience, après la période d'élimination de 316 jours. Fisk et al. (1998a) ont fait des observations similaires pour le $C_{12}H_{20}Cl_6$ (contenant 56 % de chlore, en poids) et le $C_{12}H_{16}Cl_{10}$ (contenant 69 % de chlore, en poids) chez les oligochètes (*Lumbriculus variegatus*). Le calcul des facteurs d'accumulation biote-sédiments normalisés par rapport au carbone organique (BSAF) à partir des taux d'absorption et d'élimination naturelle a donné des valeurs allant de 1,9 pour le $C_{12}H_{16}Cl_{10}$ à une moyenne de 6,8 pour le $C_{12}H_{20}Cl_6$. Les demi-vies de ces deux PCCC étaient similaires (~ 12-14 jours) mais l'absorption de la molécule à degré de chloration plus élevé était plus lente que celle de la molécule moins chlorée.

Etudes de la bioaccumulation et de la bioamplification en conditions naturelles

Muir et al. (2001) ont calculé les facteurs de bioaccumulation de divers groupes de PCCC classées selon la longueur de leur chaîne chez les truites lacustres (*Salvelinus namaycush*) de la partie occidentale du lac Ontario, en se servant des concentrations dans le corps entier et dans l'eau. Ils ont obtenu des valeurs comprises entre 88 000 et 137 600 en calcul par rapport au poids de lipides et allant de 16 440 à 25 650 en calcul par rapport au poids humide. Les PCCC les plus abondantes aussi bien dans l'eau que dans les tissus des poissons étaient les chlorododécane (C_{12}). Les

facteurs de bioamplification calculés sur la base d'une alimentation constituée d'aloses (*Alosa pseudoharengus*) et d'éperlans (*Osmerus mordax*) variaient entre 0,33 et 0,94, les plus élevés étant ceux des tridécanes (C₁₃) en raison de leurs faibles concentrations dans l'eau. Ces valeurs semblent indiquer que les PCCC, en particulier les décanes et dodécanes chlorés, ne se bioamplifient pas dans le réseau alimentaire pélagique du lac Ontario. Toutefois on a trouvé un facteur de bioamplification plus élevé (0,91) entre l'alose seule et la truite lacustre pour les PCCC en général (Muir et al. 2003). Les concentrations relativement élevées observées chez le chabot (*Cottus cognatus*) et le Diporeia (*Diporeia* sp.) indiquent que les sédiments constituent une source importante de contamination par les PCCC pour les poissons de fond (Muir et al. 2002).

La bioamplification des PCCC dans le réseau alimentaire du lac Ontario a été étudiée par Muir et al. (2003). Les facteurs de bioamplification qu'ils ont trouvés chez les truites lacustres par rapport à leurs proies étaient plus élevés pour les PCCC C₁₂ et C₁₃ qu'ils ne l'étaient pour les C₁₁ et C₁₀. Entre l'alose et la truite lacustre, ils étaient supérieurs à 1 pour les C₁₂ et C₁₃, de même qu'entre le Diporeia et le chabot pour toutes les longueurs de chaîne.

Résumé de la bioaccumulation

Les données empiriques (de laboratoire et de terrain) disponibles et les données de modélisation indiquent toutes que les PCCC peuvent s'accumuler dans le biote. Les facteurs de bioconcentration calculés à partir des données obtenues en laboratoire étaient compris entre 1 900 et 138 000, selon l'espèce et le congénère étudiés. Les facteurs de bioaccumulation déterminés sur le terrain étaient de 16 440 à 26 650 par rapport au poids humide pour la truite lacustre. La modélisation a donné des facteurs de bioaccumulation supérieurs à 5 000 pour toutes les PCCC. Dans certains réseaux alimentaires, les facteurs de bioamplification étaient supérieurs à 1, ce qui indique une bioamplification. Les PCCC sont donc considérées comme bioaccumulatives d'après les critères énoncés dans l'Annexe D de la Convention de Stockholm.

2.3.3 Potentiel de propagation à longue distance

Des PCCC ont été détectées en Arctique, dans l'atmosphère, les sédiments et les tissus des mammifères (voir la section 2.4). Tomy (1997) ainsi que Bidleman et al. (2001) en ont relevé des concentrations inférieures à 1 et allant jusqu'à 8,5 pg/m³ dans l'air du Haut-Arctique (Alert, île d'Ellesmere) tandis que Borgen et al. (2000) ont mesuré des valeurs allant de 9,0 à 57 pg/m³ sur le Mt Zeppelin, dans le Svalbard (Norvège), en 1999. On en a également trouvé dans les sédiments de lacs arctiques reculés (Tomy et al. 1999; Stern and Evans 2003) situés loin des sources locales de contamination ainsi que dans le biote de ce continent. Elles sont, par exemple, présentes chez le phoque, le bélouga et le morse (Tomy et al. 2000), ainsi que chez l'omble et les oiseaux marins (Reth et al. 2006). Les profils de concentration des PCCC chez les mammifères marins de l'Arctique montrent une prédominance des congénères à chaîne de carbone plus courte, c'est-à-dire les C₁₀ et C₁₁ (Tomy et al. 2000) qui font partie des éléments les plus volatils des mélanges de PCCC (Drouillard et al. 1998a), ce qui donne à penser que ces composés sont plus susceptibles de se propager à longue distance. Cela cadre avec les résultats obtenus par Reth et al. (2005, 2006), qui ont constaté que les concentrations de PCCC C₁₀ dans le biote sont plus élevées en mer du Nord (Reth et al. 2005) et dans l'Arctique (Reth et al. 2006) que dans la mer Baltique. Les résultats des modélisations viennent étayer ces observations : les demi-vies atmosphériques des principaux homologues de PCCC (C₁₀H₁₇Cl₅, C₁₀H₁₆Cl₆, C₁₀H₁₅Cl₇, C₁₁H₁₈Cl₆, C₁₁H₁₇Cl₇, C₁₂H₂₀Cl₆, C₁₂H₁₉Cl₇) trouvés dans les échantillons prélevés dans l'environnement comme, par exemple, ceux d'air et de tissus animaux et végétaux collectés dans la région des Grands Lacs et dans l'Arctique sont supérieures à 2 jours (section 2.2.1).

Une comparaison des pressions de vapeur et des constantes de Henry permet de voir que celles des PCCC (pressions de vapeur de 2,8.10⁻⁷ à 0,028 Pa et constante de Henry de 0,68 à 18 Pa.m³/mol pour les congénères C₁₀₋₁₂) sont du même ordre de grandeur que celles de certains polluants organiques persistants dont l'aptitude à se propager à longue distance est connue (par exemple, hexachlorocyclohexane [lindane], heptachlore, mirex)³. Des modélisations ont également été faites. Les informations soumises par la Suisse au titre de l'Annexe E mentionnent une étude menée par Wegmann et al. (2007) sur la propagation à longue distance des PCCC et d'autres POP potentiels, utilisant l'outil d'évaluation de la persistance globale et du potentiel de propagation à longue distance de l'OCDE. Les résultats avaient montré que la persistance globale et le potentiel de propagation à longue distance des PCCC sont similaires à ceux de plusieurs POP. Le potentiel de contamination de l'Arctique de plusieurs PCCC a aussi été évalué à partir de leur K_{oa} et de leur K_{oe} et comparé à ceux d'une liste hypothétique de produits chimiques, ce qui a permis de voir qu'il se rapproche de celui de l'heptachlorobiphényle.

³ La pression de vapeur du lindane est de 4,3.10⁻³ Pa (PISC 1991), celle de l'heptachlore de 3,0.10⁻⁶ Pa (PISC 1984a) et celle du mirex de 2,3.10⁻⁹ Pa (PISC 1984b). Les constants de Henry du lindane et de l'heptachlore sont respectivement de 0,13 et 0,02 Pa.m³/mol.

Les informations disponibles étayant la conclusion que les PCCC se propagent sur de longues distances.

2.4 Exposition

2.4.1 Concentrations atmosphériques

Des PCCC ont été décelées dans l'atmosphère de plusieurs pays, dont le Canada, le Royaume-Uni et la Norvège. On en a trouvé dans des échantillons d'air collectés à Alert, sur la pointe Nord de l'île d'Ellesmere, dans le Haut-Arctique. Les concentrations mesurées dans les échantillons en phase gazeuse allaient de valeurs inférieures à 1 jusqu'à 8,5 pg/m³ (Tomy 1997, Bidleman et al. 2001). Borgen et al. (2000) ont relevé des valeurs allant de 9,0 à 57 pg/m³ dans des échantillons d'air de l'Arctique prélevés sur le Mt Zeppelin, dans le Svalbard (Norvège), en 1999. Des concentrations atmosphériques totales de PCCC beaucoup plus élevées, allant de 1 800 à 10 600 pg/m³, ont été mesurées sur l'île aux Ours (Bjørnøya), une petite île isolée située entre le Svalbard et la partie continentale de la Norvège (Borgen et al., 2002).

Les teneurs en PCCC des échantillons d'air collectés en 1990 à Egbert, Ontario (Canada) allaient de 65 à 924 pg/m³ (Tomy 1997; 1998a). Celles des échantillons prélevés au-dessus du lac Ontario en 1999 et 2000 étaient comprises entre 120 et 1 510 pg/m³ (Muir et al. 2001; D.C.G. Muir, données non publiées, 2001).

Peters et al. (2000) ont trouvé une concentration moyenne de PCCC s'élevant à 99 pg/m³ dans l'air d'un site semi-rural de Lancaster, au Royaume-Uni. Barber et al. (2005) y ont mesuré des concentrations allant de valeurs inférieures à 185 à un maximum de 3 430 pg/m³ (moyenne de 1 130 pg/m³) qui étaient supérieures aux chiffres obtenus en 1997. La concentration moyenne pour l'ensemble du pays était de 600 pg/m³ (Barber et al., 2005).

La SFT (2002) a mesuré les teneurs en PCCC d'échantillons de mousse collectés dans trois zones forestières (Valvil, Molde, et Narbuvoll) de Norvège, dans des endroits situés à un minimum de 300 m de toute route ou construction et de 10 km de toute ville. Elle a trouvé des valeurs allant de 3 à 100 µg/kg, ce qui semble le indiquer un dépôt atmosphérique.

2.4.2 Effluents des stations d'épuration des eaux usées, boues d'épuration et sols

Des PCCC ont été détectées dans la totalité des huit échantillons prélevés sur les effluents rejetés en fin de parcours par des stations d'épuration des eaux usées du Sud de l'Ontario, au Canada. Leurs teneurs totales en PCCC C₁₀₋₁₃ (dissoutes et particulaires) étaient comprises entre 59 et 448 ng/l. Les valeurs les plus élevées ont été relevées dans les échantillons provenant de zones industrialisées, dont celles de Hamilton, St. Catharines et Galt.

En Allemagne, Reiger et Ballschmiter (1995) ont trouvé des concentrations de PCCC C₁₀₋₁₃ (62 % de chlore) de 80 ± 12 ng/l en amont d'une station d'épuration des eaux usées et de 73 ± 10 ng/l en aval de celle-ci. La concentration de PCCC dans les effluents était de 115 ng/l. Aux États-Unis, Murray et al. (1988) ont relevé des concentrations de <150–3300 ng/l de PCCC C₁₀₋₁₃ à 60 % de chlore dans l'eau d'un fossé de drainage d'un bassin servant à retenir les effluents d'une usine de paraffines chlorées de Dover, dans l'État d'Ohio.

On a également trouvé des PCCC dans les boues d'épuration. Stevens et al. (2002) ont mesuré des concentrations de PCCC allant de 6,9 à 200 µg/g de poids sec dans celles provenant de 14 stations d'épuration des eaux usées du Royaume-Uni. Là encore, les plus fortes concentrations ont été relevées dans les échantillons collectés dans des zones industrielles. Toutefois, des concentrations appréciables (590 µg/g) de paraffines chlorées à chaîne courte et moyenne ont également été enregistrées dans les boues d'épuration d'un bassin de captage rural ne recevant aucun effluent industriel (Stevens et al. 2002). Les sols agricoles traités par épandage de boues d'épuration peuvent également être des réservoirs potentiels de PCCC (Stevens et al. 2002; Nicholls et al. 2001).

2.4.3 Eaux superficielles

La présence de PCCC dans les eaux de surface a été signalée au Canada, dans l'Ontario et le Manitoba. De faibles concentrations de PCCC (C₁₀₋₁₃) ont été mesurées en 1999 et 2000 dans la partie ouest du lac Ontario. Les valeurs relevées en 1999, qui allaient de 0 168 à 1,75 ng/l étaient supérieures à celles de l'année 2000, lesquelles allaient de 0 074 à 0,77 ng/l (Muir et al. 2001). Des concentrations de PCCC s'élevant à 30 ± 14 ng/l ont également été mesurées en 1995 dans la Red River, à Selkirk, dans le Manitoba sur une période de 6 mois (Tomy 1997). Selon Tomy et al. (1999), ces concentrations étaient imputables à une source locale, vraisemblablement un atelier d'usinage et de recyclage de métaux de Selkirk, en raison de la ressemblance entre la composition de la préparation et celle du PCA-60, un mélange commercial de PCCC qui était, à l'époque, la norme dans ce secteur. Au Japon, le Ministère de l'environnement (2006) n'a trouvé aucune concentration de PCCC dépassant les seuils de détection (qui variaient entre

0,0055 et 0,023 µg/l en fonction de la longueur de chaîne du composé) dans six échantillons d'eaux superficielles provenant de diverses régions du pays.

2.4.4 Sédiments

Des PCCC ont été détectées dans les sédiments autour des Grands Lacs, au Canada, ainsi qu'en Allemagne, en République tchèque et au Royaume-Uni. Il en a été de même en Arctique.

Des mesures des apports de PCCC aux sédiments de surface (µg/m²/an) dans divers lacs canadiens ont été effectuées (Muir et al., 1999; Tomy et al., 1999). Les flux les plus importants ont été observés dans les lacs situés à proximité de zones urbaines (partie ouest du lac Ontario et partie sud du lac Winnipeg) et les plus faibles dans les lacs plus éloignés, dont le lac Supérieur, où les apports proviennent principalement de l'atmosphère. Ces résultats laissent penser que les plus fortes concentrations de résidus de PCCC observées dans les sédiments lacustres sont principalement imputables aux agglomérations urbaines.

Tomy et al (1997) ont, en 1995, relevé des concentrations de PCCC tournant autour de 245 µg/kg de poids sec dans les sédiments à l'embouchure de la rivière de Detroit ainsi qu'à Middle Sister Island, dans la partie occidentale du lac Érié. Tous les échantillons de sédiments de surface prélevés dans les zones portuaires du lac Ontario contenaient également des concentrations de PCCC allant de 5,9 à 290 ng/g de poids sec (Muir et al. 2001). Les concentrations les plus élevées ont été mesurées dans les sites les plus industrialisés (bassin du Windermere, port de Hamilton). Pareillement, Marvin et al. (2003) ont signalé une concentration de 410 ng/g de poids sec dans les sédiments prélevés dans le lac Ontario, près d'une zone industrialisée.

Dans l'Arctique canadien, les concentrations totales de PCCC mesurées dans les sédiments de trois lacs reculés étaient comprises entre 1,6 et 17,6 ng/g de poids sec (Tomy et al. 1998a, Stern and Evans 2003).

En Allemagne, Ballschmiter (1994) a trouvé dans les sédiments des concentrations de PCCC allant de <5 à 83 µg/kg de poids sec. Cette dernière valeur a été mesurée dans un échantillon provenant du Rhin (U.K. Environment Agency 2003b).

Au Royaume-Uni, Nicholls et al. (2001) ont récemment entrepris une étude des taux de paraffines chlorées à chaîne courte et de longueur moyenne dans 20 sites aquatiques et huit sites agricoles. Dans le cadre de cette étude, ils ont analysé des échantillons de sédiments de surface prélevés en aval de stations d'épuration municipales, à des endroits situés respectivement à des distances de 1 à 100 m, de 200 à 300 m et de 1 à 2 km de ces dernières. Ils sont arrivés à la conclusion que les paraffines chlorées à chaîne courte et de longueur moyenne sont largement répandues dans l'environnement de ce pays. Là où les concentrations de ces deux groupes de substances ont été mesurées séparément, ils ont obtenu des valeurs de 0,6 à 10,3 mg/kg de poids sec pour les PCCC (Nicholls et al. 2001).

Pribylová et al. (2006) ont, pour leur part, signalé la présence de PCCC dans 36 échantillons de sédiments collectés dans 11 cours d'eau tchèques et cinq buses de drainage passant à proximité d'installations industrielles. Les concentrations mesurées allaient du non détectable à 347,4 ng/g de poids sec. Au Japon, le Ministère de l'environnement (2006) n'a trouvé aucune concentration de PCCC dépassant les seuils de détection (qui variaient entre 0,34 et 3,0 ng/g en fonction de la longueur de chaîne du composé) dans six échantillons de sédiments de fond provenant de diverses régions du pays.

2.4.5 Biote

Des PCCC ont été détectées dans le biote des pays suivants : Allemagne, Canada, Chili, Etats-Unis, France, Grèce, Islande, Royaume-Uni et Suède, ainsi que dans celui de la mer du Nord. On en a également trouvé dans celui de l'Arctique.

Poissons

Muir et al. (2001, 2002) ont relevé des concentrations de PCCC comprises entre 7,01 et 2 630 ng/g de poids humide dans les tissus de poissons capturés dans le lac Ontario en 1996 et 2001. La valeur la plus élevée a été mesurée chez des carpes du port de Hamilton. Les congénères prédominants étaient les C₁₂ chez la truite lacustre et les C₁₁ chez le chabot et l'éperlan.

En Norvège, la SFT a, en 2002, mesuré les concentrations de PCCC dans les tissus de la moule commune et le foie de morue. Tous les échantillons contenaient des PCCC à des concentrations allant de 14 à 130 µg/kg de poids humide pour les moules et de 23 à 750 µg/kg de poids humide pour le foie de morue. Lahaniatis et al. (2000) ont, pour différents PCCC C₁₀-C₁₃, fait état de concentrations moyennes allant de 7 à 206 µg/kg dans la graisse et de 6 à 135 µg/kg dans les tissus de poissons (sprat, sébaste, hareng, flétan, sardine et truite) capturés dans diverses régions

des pays suivants : Allemagne, Angleterre, Chili, Etats-Unis, France, Grèce, Islande et Norvège, et de la mer du Nord. Reth et al. (2005) ont relevé des concentrations de PCCC comprises entre 19 et 286 ng/g de poids humide dans le foie de poissons (limande, morue et flet) de la mer du Nord et de la Baltique.

Au Japon, le Ministère de l'environnement (2006) n'a trouvé aucune concentration de PCCC dépassant les seuils de détection (qui variaient entre 0,2 et 1,5 ng/g de poids humide en fonction de la longueur de chaîne du composé) dans six échantillons d'animaux sauvages marins provenant de diverses régions du pays

Mammifères marins

Des PCCC à des concentrations allant de 95 à 626 ng/g de poids humide ont été trouvées dans la graisse de différents mammifères marins, dont le bélouga (*Delphinapterus leucas*), le phoque annelé (*Phoca hispida*) et le morse (*Odobenus rosmarus*) de plusieurs endroits de l'Arctique (Tomy et al. 1998b; 2000).

On en a également détecté chez les bélougas du fleuve St-Laurent à une concentration moyenne de 785 ng/g de poids humide (Tomy et al. 1998b; 2000). Chez ces derniers, le profil de concentration des divers congénères montre une prépondérance des éléments moins volatiles, c'est-à-dire ceux dont la chaîne de carbone est plus longue. Cela semble indiquer une contamination principalement due à des sources locales qui sont peut-être situées vers les Grands Lacs ou dans les régions industrialisées de la partie basse du fleuve St-Laurent.

Jansson et al. (1993) ont rapporté avoir relevé une teneur en PCCC de 130 ng/g de poids humide dans la graisse de phoques du Svalbard. Il convient toutefois de noter que les substances qu'ils ont mesurées étaient des paraffines chlorées à chaîne de longueur non spécifiée contenant entre 6 et 16 atomes de chlore qui pourraient donc avoir également inclus des paraffines chlorées à chaîne de longueur moyenne et à chaîne longue.

Faune sauvage terrestre

Les informations disponibles sur les concentrations de PCCC dans les tissus d'animaux sauvages terrestres sont très limitées. En Suède, Jansson et al. (1993) ont fait état de concentrations de paraffines chlorées (longueur de chaîne non spécifiée) s'élevant à 2,9 µg/g de lipides chez les lapins (Revingeshed, Skåne), à 4,4 chez les élans (Grismsö, Västmanland), à 0,14 chez les rennes (Ottsjö, Jämtland) et à 0,53 chez les balbuzards (diverses régions de Suède).

Au Royaume-Uni, le CEFAS a, en été 1998, signalé la présence de concentrations de PCCC allant de < 0,1 à 0,7 µg/g de poids sec dans les vers de terre. Campbell et McConnell (1980) ont déterminé les teneurs en paraffines chlorées C₁₀₋₂₀ du foie et des œufs chez les oiseaux du pays. Il était probable que les paraffines chlorées à chaîne courte et de longueur moyenne allaient être les plus abondantes. Ils ont trouvé des concentrations comprises entre 0,1 et 1,2 µg/g de poids humide dans les foies et de < 0,05 à > 6 µg/g dans les œufs.

2.4.6 Lait maternel et nourriture humains

Tomy (1997) a mis en évidence la présence de PCCC (à 60-70 % de chlore, en poids) à une concentration de 11 à 17 µg/kg de lipides (moyenne de 13) dans le lait des femmes inuit du détroit de Hudson, dans le Nord du Québec, au Canada.

Au Royaume-Uni, des PCCC ont également été détectées dans le lait maternel humain (Thomas and Jones 2002), à des concentrations allant de 4,6 à 110 µg/kg de lipides dans cinq échantillons sur huit collectés à Lancaster et à des concentrations comprises entre 4,5 et 43 µg/kg de lipides dans sept sur 14 collectés à Londres. La moyenne estimée était de 20 ± 30 µg/kg de lipides (sur la base des seuls résultats positifs) ou de 12 ± 23 µg/kg de lipides (en supposant que les concentrations indétectables sont égales à la moitié du seuil de détection). Dans le cadre d'une étude de suivi, Thomas et al. (2003) ont trouvé des valeurs allant de 49 à 820 µg/kg de lipides dans les échantillons collectés dans ces deux villes.

La présence de PCCC dans les aliments a également été décelée. Thomas et Jones (2002) en ont trouvé dans un échantillon de lait de vache provenant de Lancaster ainsi que dans des échantillons de beurre de diverses régions d'Europe (par exemple, Danemark, Pays de Galles, Normandie, Bavière, Irlande et Italie aussi bien du Nord que du Sud). Des échantillons de beurre en provenant du Danemark et d'Irlande en contenaient aussi à des concentrations respectives de 1, et 2,7 µg/kg. Dans le cadre d'une étude portant sur 234 aliments prêts à manger représentant environ 5 000 types de denrées caractéristiques de l'alimentation des Américains, on a trouvé du « Chlorowax 500C » une fois, dans du pain blanc enrichi, à la concentration de 0,13 µg/g (KAN-DO Office and Pesticides Team, 1995).

Au Canada, pratiquement l'intégralité des doses de PCCC absorbées dans chaque tranche d'âge par la population en général provient de l'alimentation. Santé Canada (2003) a estimé leur limite supérieure à 1,7 µg/kg de poids corporel/jour pour les enfants allaités au sein et à 0,01 µg/kg de poids corporel/jour pour ceux nourris au biberon. Dans les autres tranches d'âge, les valeurs étaient comprises entre 5,1 µg/kg de poids corporel/jour pour les adultes de plus de 60 ans et 26,0 µg/kg de poids corporel/jour pour les enfants qui n'étaient pas nourris au biberon. Le PISC a donné une dose journalière tolérable de 100 µg/kg de poids corporel/jour (1996).

2.5 Evaluation des dangers du point de vue des effets préoccupants

2.5.1 Toxicité

Wyatt et al. (1993) ont soumis des rats mâles à une exposition par gavage à deux PCCC (contenant 58 % et 56 % de chlore) pendant 14 jours. La PCCC à 58 % de chlore a provoqué, à la dose de 100 mg/kg de poids corporel/jour et aux doses supérieures, un accroissement notable, en rapport avec la dose, des poids absolu et relatif du foie. La PCCC à 56 % de chlore a provoqué, à la dose de 100 mg/kg de poids corporel/jour et aux doses supérieures, un accroissement notable, en rapport avec la dose, des poids absolu et relatif du foie. L'IRDC (1984) a observé, lors d'une étude de 13 semaines sur des rats, des accroissements du poids du foie et des reins ainsi qu'une hypertrophie du foie et de la thyroïde à des doses de 100 mg/kg de poids corporel/jour administrées oralement. La concentration sans effet observé (CSEO) était de 10 mg/kg de poids corporel/jour.

Le rapport d'évaluation des risques établi par l'Union européenne (CE 2000) résume les effets des PCCC sur les mammifères. Les PCCC peuvent causer des irritations minimales de la peau, présentent une faible toxicité aiguë pour les animaux, et ne sont pas mutagènes. Les études sur des rongeurs ont mis en évidence une augmentation proportionnelle à la dose de l'incidence d'adénomes et carcinomes hépatiques, thyroïdiens et rénaux. Selon le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC), il existe des preuves suffisantes de la cancérrogénicité (potentiellement cancérigène - groupe 2B) d'une paraffine chlorée commerciale possédant une chaîne de carbone de longueur C₁₂ et un degré de chloration moyen de 60 % pour les animaux de laboratoire (CIRC, 1990). Toutefois, les mécanismes d'induction de ces tumeurs et leur applicabilité aux humains continuent de faire l'objet de débats (CE 2000). Selon la classification de l'Union européenne, les PCCC appartiennent aux substances cancérigènes de catégorie 3. R40 : preuves limitées d'effets cancérigènes. L'Australie les a également classées comme dangereuses.

On ne possède aucune information concernant les effets sur la fertilité et le développement chez les humains. Aucune modification des organes reproducteurs n'a été observée au cours d'une étude de 13 semaines sur des rats et des souris auxquels on a administré des doses de 5 000 et de 2 000 mg/kg/j. Des effets sur le développement des rats ont été produits à une dose qui s'est également avérée gravement toxique pour les mères (2 000 mg/kg/j) mais pas aux doses inférieures (CE 2000).

Selon la CE (2005), les PCCC sont, de manière générale, faiblement toxiques, le principal problème en la matière étant la toxicité non spécifique en exposition répétée. Les concentrations maximales sans effet nocif observé (CSENO) du point de vue de la toxicité générale sont de 100 et, respectivement, 1 000 mg/kg/jour chez les rats et les souris.

2.5.2 Ecotoxicité

Micro-organismes

De nombreux essais utilisant une diversité d'espèces, de critères d'évaluation de la toxicité et de PCCC ont été effectués pour étudier la toxicité de ces substances sur les micro-organismes (Hildebrecht 1972, Birtley et al. 1980, Madeley et al., 1983c, Koh et Thiemann 2001, Sverdrup et al. 2006). Les valeurs minimales de la CSEO/CE₂₀ chez *Vibrio fischeri* ont été de 0,1 mg/l pour un chloroalcane C₁₀₋₁₃ à 56 % de chlore et de 0,05 mg/l pour un chloroalcane C₁₀₋₁₃ à 62 % de chlore (Koh et Thiemann 2001). Dans les sols, le seuil de nocivité a été déterminé par Sverdrup et al. (2006), qui ont trouvé une CE₁₀ de 570 mg/kg de poids sec pour une PCCC à 60 % de chlore.

Pelagos

Seul un nombre limité d'études sur la toxicité aquatique des PCCC ont été publiées depuis celles de Tomy et al. (1998a) et l'évaluation des risques réalisée par l'Union européenne (CE 2000). Les paragraphes qui suivent contiennent un résumé de ces études.

Le seuil de toxicité pour une espèce pélagique d'eau douce, calculé à partir de la CSEO (mortalité de la progéniture) pour *Daphnia magna* en exposition chronique d'une durée de 21 jours est de 8,9 µg/l (Thompson et Madeley 1983a). La CSEO est de 5 µg/l. D'autres effets sur les daphnies ont été observés à des concentrations similaires. Lors d'un essai statique à renouvellement de l'eau d'une durée de 14 jours, on a constaté une mortalité de 50 % après 5 jours à la concentration de 10 µg/l (Thompson and Madeley 1983a).

Le seuil de toxicité pour les espèces marines les plus sensibles est de 7,3 µg/l, valeur obtenue à partir de la CSEO en exposition chronique de 28 jours pour la mysis (*Mysidopsis bahia*) (Thompson et Madeley 1983b). Thompson et Madeley (1983c) ont déterminé, au cours d'une étude de 10 jours, une CSEO de 12,1 µg/l pour l'algue marine *Skeletonema costatum*. Les effets toxiques étaient passagers et aucun effet n'avait été constaté à n'importe quelle concentration après 7 jours. Dans le cadre d'une étude de 12 heures en système à écoulement continu, Thompson et Shillabeer (1983) ont exposé des groupes de 30 moules (*Mytilus edulis*) à des concentrations de 2,3 et 9,3 µg/l de

PCCC contenant 58 % de chlore. Ils n'ont observé aucune mortalité mais ont constaté une inhibition de la croissance à la dose de 9,3 µg/l.

Fisk et al. (1999) ont étudié la toxicité de quatre chloroalcanes C₁₀, C₁₁ et C₁₂ (mélanges d'isomères possédant des chaînes de même longueur) pour les embryons du médaka (*Oryzias latipes*). Ils ont trouvé des concentrations minimales avec effet nocif observé (CMENO) allant de 55 µg/l pour le C₁₂H₂₀Cl₇ à 460 µg/l pour le C₁₀H₁₆Cl₇. Au nombre des effets sur les œufs et les larves au cours des 20 premiers jours après la ponte, ils ont remarqué une migration du globule d'huile et un amincissement des vaisseaux sanguins entre la tête et ce dernier. La toxicité s'est révélée indépendante de la longueur de la chaîne de carbone et du degré de chloration. Ils ont avancé l'hypothèse d'une toxicité induite par narcose pour les embryons.

Fisk et al. (1996, 2000) se sont penchés sur l'accumulation de plusieurs PCCC (à 56-69 % de chlore) marquées au carbone 14 chez les jeunes truites arc-en-ciel (poids initiaux de 2 à 7 g) après exposition pendant 40 jours à une dose journalière correspondant à 1,5 % du poids corporel moyen. Aucun des composés n'a exercé un effet négatif sur la croissance ou l'index hépato-somatique.

Cooley et al. (2001) ont examiné le comportement et l'histologie hépatique et thyroïdienne de jeunes truites arc-en-ciel exposées par le biais de leur alimentation aux quatre composés C₁₀, C₁₁ et C₁₂ que Fisk et al. (1999) ont utilisés dans leur étude. Ils ont observé des effets typiques d'un mode d'action narcotique : réaction de frayeur retardée ou absente et anorexie. Les sujets exposés au C₁₀H₁₅Cl₇ et au C₁₁H₁₈Cl₆ (à des concentrations dans le corps entier de 0,92 et 5,5 µg/g de poids humide, respectivement) ont présenté de graves histopathologies hépatiques, en l'occurrence des lésions fibreuses étendues et des nécroses, qui n'apparaissent pas chez ceux du groupe de contrôle et ceux exposés à des concentrations moins élevées. Aucune lésion thyroïdienne n'a été observée. Les CMEO pour les C₁₀₋₁₂ ont été, chez ces poissons, de 0,79 à 5,5 µg/g pour les concentrations dans le corps entier après exposition par voie alimentaire et de 0,84 à 74 µg/g pour la nourriture.

Buryskova et al. (2006) ont observé chez les grenouilles *Xenopus laevis* exposées à un mélange commercial de PCCC (C₁₂ à 56 % de chlore) des malformations et une inhibition de la croissance des embryons à partir d'une concentration de 5 mg/l. Les résultats étaient indépendants du degré de chloration.

Benthos

Di Toro et al. (1991) ont adopté une méthode de partage à l'équilibre utilisant le seuil de toxicité chronique pour l'espèce d'invertébrés aquatiques d'eau douce la plus sensible (8,9 µg/l) pour estimer la toxicité pour les organismes benthiques, étant donné qu'aucune mesure valide des effets sur les organismes vivant dans les sédiments n'est disponible. Ils ont estimé la CMEO_{benthique} à 35,5 mg/kg de poids sec (Environnement Canada 2004).

Organismes terricoles

Bezchlebová et al. (2007) ont examiné les effets exercés par des PCCC contenant 64 % de chlore sur cinq espèces d'organismes (collembolles, vers de terre et nématodes) et de micro-organismes (pour la transformation du carbone) vivant dans le sol. Ils ont constaté que les collembolles, avec une CL₅₀ (survie des adultes) de 5 733 mg/kg, une CE₅₀ de 1 230 mg/kg et une CE₁₀ (reproduction) de 660 mg/kg de poids sec, étaient les organismes les plus sensibles. Sverdrup et al. (2006), qui ont étudié les effets de PCCC à 60 % de chlore sur les vers de terre, les bactéries nitrifiantes et le trèfle violet ont trouvé que les bactéries nitrifiantes, avec une CE₁₀ de 570 mg/kg de poids sec étaient les plus sensibles.

Dans une étude réalisée par Sochová et al. (2007) avec des nématodes (*Caenorhabditis elegans*) vivant à l'état libre dans le sol comme sondes de toxicité pour sept polluants, dont des PCCC (étiquetées comme des C₁₂ à 64 % de chlore mais comprenant 6 % de C₁₀, 37 % de C₁₁, 32 % de C₁₂ et 25 % de C₁₃), ces dernières n'ont fait preuve d'aucune toxicité après 24 heures mais se sont révélées être parmi les substances les plus toxiques après 48 heures. Cette augmentation de l'effet avec la longueur de l'exposition a été attribuée à l'absorption de plus grandes quantités au fil du temps. La sensibilité a été similaire à celle mentionnée par Bezchlebová et al. (2007) pour *Folsomia candida* pour mais inférieure à celle de *Eisenia fetida* et de *Enchytraeus albidus*.

Oiseaux

La CE (2000) mentionne une étude des effets reprotoxiques produits sur le colvert par l'exposition via la nourriture à des PCCC C₁₀₋₁₂ à 58 % de chlore. L'étude s'est effectuée sur une période de 22 semaines comprenant une période pré-ponte sans photostimulation d'une durée de 9 semaines, une période pré-ponte avec photostimulation d'une durée de 3 semaines et une période de ponte avec photostimulation d'une durée de 10 semaines. La photostimulation servait à induire la ponte. Les œufs étaient collectés sur une période de 10 semaines et les canetons observés pendant 14 jours. La substance étudiée n'était pas administrée à ces derniers. Les concentrations moyennes mesurées dans la nourriture étaient de 19, 168 et 954 mg/kg. La concentration minimale à laquelle de légers effets se sont fait sentir a été de 954 mg/kg de nourriture. Elle a causé une diminution peu importante (0,020 mm) mais statistiquement significative de l'épaisseur moyenne des coquilles. Bien qu'il s'agisse d'une baisse sensible, l'épaisseur des coquilles

se trouvait encore dans la fourchette des valeurs normales données dans les directives de la CE (0,35 – 0,39 mm). Aucune hausse du taux de fêlure n’a été observée à cette dose. Les sujets traités n’ont affiché aucune différence notable par rapport au groupe de contrôle aux plans du nombre des œufs pondus, du nombre d’œufs présentant une coquille fêlée et du poids moyen des œufs.

Dans une étude réalisée par Ueberschär et al. (2007), on a administré, par le biais de la nourriture, des PCCC techniques (C₁₀₋₁₃ à 60% de chlore) à des concentrations allant jusqu’à 100 mg/kg de nourriture à des poules âgées de 24 à 32 semaines. Aucun effet notable sur la santé, les poids relatifs des organes ou la performance (fréquence de ponte, poids des œufs, consommation alimentaire) des animaux exposés n’a été observé. Les poids relatifs des organes n’ont subi aucune modification appréciable, sauf celui du pancréas, qui a diminué chez les poules traitées avec une dose de 77 mg/kg de nourriture. Moins de 1 % des PCCC ingérées restaient dans le corps ; 1,5 % étaient éliminées dans les jaunes d’œufs et 30 % évacuées dans les urines et les excréments.

Résumé de l’écotoxicologie des PCCC

Les seuils de toxicité pour les espèces les plus sensibles sont résumés dans le tableau 2-4.

Tableau 2-4: Résumé des principales CMEO/CSEO ou CE_x en matière d’écotoxicité des PCCC

Espèce/domaine d’action	Effet	CSEO	CMEO ou CE _x	Référence
Organismes pélagiques (<i>Daphnia magna</i>)	Mortalité de la progéniture après 21 jours	5 µg/l	8.9 µg/l	Thompson et Madeley (1983a)
Organismes benthiques	Partage à l’équilibre, étude de 21 jours sur <i>Daphnia magna</i>		35,5 mg/kg poids sec	Environnement Canada 2004, données fournies par Thompson et Madeley 1983a
Poissons (embryons de médaka, effets sur les premiers stades de la vie)	Etude de 20 jours, migration du globule d’huile et rétrécissement des vaisseaux sanguins	9,6 µg/L	55 µg/L	Fisk et al (1999)
Organismes terricoles	Partage à l’équilibre, étude de 21 jours sur <i>Daphnia magna</i>		35,5 mg/kg poids sec	Environnement Canada 2004, données fournies par Thompson et Madeley 1983a
Micro-organismes (bactéries nitrifiantes du sol)	Nitrification du sol		CE ₁₀ nominale de 570 mg/kg poids sec	Sverdrup et al. (2006)
Oiseaux (reproduction chez le colvert)	Amincissement de la coquille des œufs	168 mg/kg de nourriture	954 mg/kg de nourriture	CE (2000)

3. Synthèse des informations

Les PCCC sont persistantes, bioaccumulatives et toxiques pour certaines espèces . Elles peuvent se propager jusqu’à des régions reculées.

La consommation totale annuelle déclarée de PCCC était élevée dans de nombreux pays mais certains, dont le Canada, la Suisse et l’Australie l’ont sensiblement réduite au cours des dernières années . Des rejets de ces substances peuvent se produire durant leur production, leur entreposage, leur transport et leur utilisation. Les effluents provenant du lavage des installations et les déchets de fluides d’usage des métaux peuvent constituer des sources de contamination pour les écosystèmes aquatiques. Bien que les données disponibles soient limitées, les principales sources de rejets de PRCC sont probablement la préparation et la fabrication de produits en contenant comme, par exemple, les matières plastiques, notamment le chlorure de polyvinyle (PVC), et l’emploi dans les fluides utilisés pour le travail des métaux.

On ne pense pas que les PCCC subissent une dégradation importante par hydrolyse. Des carottes de sédiments datées indiquent une persistance supérieure à un an dans les sédiments. Leurs demi-vies dans l’atmosphère varient de 0,81 à 10,5 jours, ce qui signifie qu’elles sont relativement persistantes dans l’air. Leurs pressions de vapeur se trouvent dans la même fourchette que celles de polluants organiques persistants connus qui subissent une propagation atmosphérique à longue distance. Leurs constantes de Henry indiquent qu’elles tendent, dans certaines conditions, à passer du milieu aquatique au milieu aérien, ce qui facilite leur transport éolien. Leur présence a été décelée dans plusieurs échantillons prélevés dans l’environnement (air, sédiments, eau, eaux usées, poissons et mammifères

marins), et dans des zones reculées telles que l'Arctique. Les résultats de la modélisation (outil d'évaluation du potentiel de propagation à longue distance de l'OCDE) montrent qu'elles possèdent des propriétés similaires à celles de POP qui se propagent sur de longues distances. Les concentrations relevées dans le biote et les sédiments dans des endroits reculés de l'Arctique confirment l'existence d'une telle propagation.

Les facteurs de bioaccumulation de 16 440 à 25 650 en calcul par rapport au poids humide obtenus chez les truites du lac Ontario montrent que les PCCC peuvent se bioaccumuler à des degrés élevés dans les biotes aquatiques. Cette constatation est appuyée par les données de modélisation du log K_{oe} et des facteurs de bioamplification. En outre, on a trouvé des facteurs de bioamplification supérieurs à 1 pour certaines de ces substances. Les concentrations élevées de PCCC mesurées dans les organismes de niveau trophique supérieur, notamment les mammifères marins et les animaux d'eau douce (par exemple beluga, phoque annelé et divers poissons), constituent des preuves supplémentaires de bioaccumulation. De fortes concentrations de PCCC ont également été détectées dans le lait maternel de femmes inuit du Nord Québec

Chez les organismes aquatiques les plus sensibles (*Daphnia magna*) la CSEO chronique est de 5 µg/l. Chez le médaka japonais, qui est également très sensible à ces substances, elle est de 9,6 µg/l. On a estimé la CSEO d'amincissement des coquilles d'œuf chez le colvert à 168 mg/kg de nourriture. Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) estime que certains homologues des PCCC (longueur moyenne C12, et degré de chloration moyen de 60 %) peuvent être cancérigènes (groupe 2B).

Les concentrations actuelles dans l'environnement sont en général inférieures à celles associées à des effets dans les études en laboratoire. Pour les organismes pélagiques, benthiques et terrioles, elles sont, à leur valeur maximale, de 50 à 200 fois plus basses que les seuils de toxicité pour les espèces les plus sensibles. Toutefois, ces marges ne tiennent compte d'aucun coefficient de sécurité. Dans certaines zones urbaines, les concentrations mesurées atteignent des niveaux proches de celles qui produisent des effets : Celles relevées dans les tissus des carpes du port de Hamilton et dans ceux des perchaudes de la rivière de Detroit sont comparables aux concentrations qui, en laboratoire, ont produit des effets histopathologiques chez la truite arc-en-ciel. Selon les estimations, la limite supérieure des doses absorbées quotidiennement par la population canadienne se trouve dans la fourchette des doses journalières tolérables pour ces composés. De plus, on a trouvé des PCCC dans le lait maternel des femmes de certaines communautés vivant dans des régions reculées.

4. Conclusion

En résumé, la réglementation croissante des PCCC a entraîné une diminution de leur utilisation. Toutefois, il semblerait, d'après les données disponibles, que des quantités importantes sont toujours utilisées et rejetées dans plusieurs pays. Les données empiriques et de modélisation disponibles indiquent clairement que les PCCC sont persistantes, bioaccumulatives et toxiques, notamment pour les organismes aquatiques et qu'elles se propagent sur de longues distances dans l'environnement. Elles sont considérées comme des polluants organiques persistants conformément aux décisions prises en application du Protocole d'Aarhus à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, relatif aux polluants organiques persistants.

On en conclut que les PCCC sont, du fait de leur propagation à longue distance dans l'environnement, susceptibles de provoquer des effets nocifs importants sur la santé humaine et/ou l'environnement, qui justifient l'adoption de mesures au niveau international.

References

- Atkinson, R. 1986. Kinetics and mechanisms of gas phase reactions of the hydroxyl radical with organic compounds under atmospheric conditions. *Chem. Rev.* 86: 69–201.
- Atkinson, R. 1987. Estimation of gas-phase hydroxyl radical rate constants for organic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 7: 435–442.
- Ballschmiter, K. 1994. [Determination of short and medium chain length chlorinated paraffins in samples of water and sediment from surface water.] Department of Analytical and Environmental Chemistry, University of Ulm, Ulm, Germany, May 10 (in German).
- Barber, J.L., Sweetman, A.J., Thomas, G.O., Braekveelt, E., Stern, G.A., Jones, K.C. 2005. Spatial and temporal variability in air concentrations of short-chain (C10-C13) and medium-chain (C14-C17) chlorinated n-alkanes measured in the U.K. atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 39: 4407-4415.
- Bengtsson, B. and E. Baumann-Ofstad. 1982. Long-term studies of uptake and elimination of some chlorinated paraffins in the bleak, *Alburnus alburnus*. *Ambio* 11: 38–40.
- Bezchlebová, J., J. Cernohláková, K. Kobeticová, J. Lána, I. Sochová, J. Hofman. 2007. Effects of short-chain chlorinated paraffins on soil organisms. *Ecotox. & Envir. Safety* 67:206-211.
- Bidleman, T.F., M. Alaee and G.A. Stern. 2001. New persistent chemicals in the Arctic environment. In: S. Kalhok (ed.), *Synopsis of research conducted under the 1999–2000 Northern Contaminants Program*. Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, Ontario. pp. 93–104.
- Birtley, R.D.N., D.M. Conning, J.W. Daniel, D.M. Ferguson, E. Longstaff and A.A.B. Swan. 1980. The toxicological effects of chlorinated paraffins in mammals. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 54: 514–525.
- Borgen, A.R., M. Schlabach and H. Gundersen. 2000. Polychlorinated alkanes in arctic air. *Organohalogen Compd.* 47: 272–274.
- Borgen, A.R., M. Schlabach, R. Kallenborn, G. Christensen and T. Skotvold. 2002. Polychlorinated alkanes in ambient air from Bear Island. *Organohalogen Compd.* 59: 303–306.
- BRE (Building Research Establishment). 1998. Use category document — Plastics additives. Revised draft for discussions, June [cited in U.K. Environment Agency 2003a,b].
- BRMA (British Rubber Manufacturers' Association Ltd.). 2001. Personal communication. February 5 [cited in U.K. Environment Agency 2001].
- BUA (Beratergremium für Umweltrelevante Alstoffe). 1992. Chlorinated paraffins. German Chemical Society (GDCh) Advisory Committee on Existing Chemicals of Environmental Relevance, June (BUA Report 93).
- Buryskova, B., Blaha, L., Vrskova, D., Simkova, K., and B. Marsalek. 2006. Sublethal toxic effects and induction of glutathione S-transferase by short chain chlorinated paraffins (SCCPs) and C-12 alkane (dodecane) in *Xenopus laevis* frog embryos. *Acta Vet. Brno.* 75: 115-122.
- Camford Information Services. 2001. CPI product profile: Chlorinated paraffins. Toronto, Ontario. 2 pp.
- Campbell, I. and G. McConnell. 1980. Chlorinated paraffins in the environment. 1. Environmental occurrence. *Environ. Sci. Technol.* 10: 1209–1214.
- CEFAS (Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science). 1999. Sampling the levels of short and medium chain length chlorinated paraffins in the environment. Final report for the Department of the Environment, Transport and the Regions. Burnham-on-Crouch, U.K. [cited in U.K. Environment Agency 2003a,b].
- Cooley, H.M., A.T. Fisk, S.C. Weins, G.T. Tomy, R.E. Evans and D.C.G. Muir. 2001. Examination of the behavior and liver and thyroid histology of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to high dietary concentrations of C₁₀, C₁₁, C₁₂ and C₁₄ polychlorinated alkanes. *Aquat. Toxicol.* 54: 81–99.

- CPIA (Chlorinated Paraffins Industry Association). 2000. Comments of the Chlorinated Paraffins Industry Association on the risk assessment for medium-chain chlorinated paraffins. Washington, D.C.
- CPIA (Chlorinated Paraffins Industry Association). 2002. Comments on the draft report "Short chain chlorinated paraffins (SCCPs) substance dossier" (draft March 2). Correspondence to G. Filyk, Environment Canada, from R. Fensterheim, CPIA, May 17.
- Di Toro, D.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R.C. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas and P.R. Paquin. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 1541–1583.
- Drouillard, K.G., G.T. Tomy, D.C.G. Muir and K.J. Friesen. 1998a. Volatility of chlorinated n-alkanes (C₁₀₋₁₂): vapour pressures and Henry's law constants. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 1252–1260.
- Drouillard, K.G., T. Hiebert, P. Tran, G.T. Tomy, D.C.G. Muir and K.J. Friesen. 1998b. Estimating the aqueous solubilities of individual chlorinated n-alkanes (C₁₀₋₁₂) from measurements of chlorinated alkane mixtures. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 1261–1267.
- EC (European Commission). 2000. European Union risk assessment report. 1st Priority List Vol. 4: alkanes, C₁₀₋₁₃, chloro-. European Chemicals Bureau, Luxembourg. 166 pp. (EUR 19010; ISBN 92-828-8451-1).
- EC (European Commission). 2003. Technical guidance document on risk assessment. Part II: Environmental risk assessment. Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances. European Chemical Bureau, Luxembourg. [cited in Bezchlebová et al. 2007]
- EC (European Commission) 2005. Risk profile and summary report for short-chained chlorinated paraffins (SCCPs). Dossier prepared from the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Protocol on Persistent Organic Pollutants. European Commission, DG Environment.
- Environment Canada. 2003a. Data collected from "Notice with Respect to Short-, Medium- and Long-chain Chlorinated Paraffins." Canada Gazette, Part I, November 30, 2002.
- Environment Canada. 2003b. Short chain chlorinated paraffins (SCCPs) substance dossier. Final draft II, revised May 16. Prepared for United Nations Economic Commission for Europe Ad hoc Expert Group on Persistent Organic Pollutants.
- Environment Canada. 2004. Follow-up report on PSL1 substance for which there was insufficient information to conclude whether the substance constitutes a danger to the environment; Chlorinated Paraffins. Existing Substances Division, Environment Canada, Gatineau, Quebec.
- EU (European Union). 2003. Technical guidance document on risk assessment, Part II. Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau, EU Joint Research Centre (EUR 20418 EN/2).
- Euro Chlor. 1995. As reported in letter from ICI dated 12/7/95 [cited in EC 2000].
- Fisk, A., C. Cymbalisky, A. Bergman and D.C.G. Muir. 1996. Dietary accumulation of C₁₂- and C₁₆-chlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Toxicol. Chem.* 15(10): 1775–1782.
- Fisk, A.T., S.C. Wiens, G.R.B. Webster, A. Bergman and D.C.G. Muir. 1998a. Accumulation and depuration of sediment-sorbed C₁₂ and C₁₆ polychlorinated alkanes by oligochaetes (*Lumbriculus variegatus*). *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 2019–2026.
- Fisk, A.T., C.D. Cymbalisky, G.T. Tomy and D.C.G. Muir. 1998b. Dietary accumulation and depuration of C₁₀-, C₁₁- and C₁₄-polychlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquat. Toxicol.* 43: 209–221.
- Fisk, A.T., G.T. Tomy and D.C.G. Muir. 1999. The toxicity of C₁₀-, C₁₁-, C₁₂- and C₁₄-polychlorinated alkanes to Japanese medaka (*Oryzias latipes*) embryos. *Environ. Toxicol. Chem.* 18: 2894–2902.
- Fisk, A.T., G.T. Tomy, C.D. Cymbalisky and D.C.G. Muir. 2000. Dietary accumulation and quantitative structure activity relationships for depuration and biotransformation of short, medium and long carbon chain polychlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 1508–1516.

Government of Canada. 1993a. Priority Substances List assessment report. Chlorinated paraffins. Minister of Supply and Services, Ottawa, Ontario (ISBN 0-662-20515-4; Catalogue No. En40-215/17E).

Government of Canada. 1993b. Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List supporting document. Chlorinated paraffins. Environment Canada and Health and Welfare Canada. 66 pp.

Health Canada. 2003. Follow-up report on a PSL1 substance for which data were insufficient to conclude whether the substance was “toxic” to human health. Medium- and long-chain chlorinated paraffins. Draft, October. Environmental Substances Division, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Ottawa, Ontario.

Hildebrecht, C.O. 1972. Biodegradability study on chlorinated waxes. Environlab Inc., Plainville, Ohio (Laboratory Report No. 50-0405-001) [cited in EC 2000 and Madeley and Birtley 1980].

Hill, R.W. and B.G. Maddock. 1983a. Effect of a chlorinated paraffin on embryos and larvae of the sheepshead minnow *Cyprinodon variegatus*. – study 1. ICI Confidential Report BL/B/2326.

Hill R W and Maddock B G (1983b). Effect of a chlorinated paraffin on embryos and larvae of the sheepshead minnow *Cyprinodon variegatus* – study 2. ICI Confidential Report BL/B/2327.

IARC (International Agency for Research on Cancer). 1990. Summaries and Evaluations CHLORINATED PARAFFINS (Group 2B) Vol. 48. p 55.

IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1984a. Heptachlor. World Health Organization, Geneva (Environmental Health Criteria 38).

IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1984b. Mirex. World Health Organization, Geneva (Environmental Health Criteria 44).

IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1991. Lindane. World Health Organization, Geneva (Environmental Health Criteria 124).

IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1996. Chlorinated paraffins. World Health Organization, Geneva. 181 pp. (Environmental Health Criteria 181).

IRDC (International Research and Development Corporation). 1984. 13-week oral (gavage) toxicity study in rats with combined excretion, tissue level and elimination studies; determination of excretion, tissue level and elimination after single oral (gavage) administration to rats. Chlorinated paraffin: 58% chlorination of short chain length n-paraffins; ¹⁴C labeled CP. Mattawan, Michigan. 350 pp. (Report No. 438-029/022) [cited in IPCS 1996].

Jansson, B., R. Andersson, L. Asplund, K. Litzen, K. Nylund, U. Sellstrom, U. Uvemo, C. Wahlberg, U. Wideqvist, T. Odsjo and M. Olsson. 1993. Chlorinated and brominated persistent organic compounds in biological samples from the environment. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1163–1174.

KAN-DO Office and Pesticides Team. 1995. Accumulated pesticide and industrial chemical findings from a ten-year study of ready-to-eat foods. *J. Assoc. Off. Anal. Chem. Int.J AOAC Int.* 78 (3): 614–631.

KEMI (Swedish National Chemicals Inspectorate). 1991. Chlorinated paraffins. In: L. Freij (ed.), Risk reduction of chemicals: A government commission report. Solna, Sweden. pp. 167–198 [cited in IPCS 1996].

Koh, I.-O. and W.H.-P. Thiemann. 2001. Study of photochemical oxidation of standard chlorinated paraffins and identification of degradation products. *J. Photochem. Photobiol. A* 139: 205–215.

Lahaniatis, M.R., Coelhan, M., H. Parlar. 2000. Clean-up and quantification of short and medium chain polychlorinated n-alkanes in fish, fish oil, and fish feed. *Organohalogen Compounds.* 47: 276-279.

Madeley, J. and R. Birtley. 1980. Chlorinated paraffins and the environment. 2. Aquatic and avian toxicology. *Environ. Sci. Technol.* 14: 1215–1221 [cited in U.K. Environment Agency 2003b].

Madeley, J.R. and B.G. Maddock. 1983a. The bioconcentration of a chlorinated paraffin in the tissues and organs of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2310).

Madeley, J.R. and B.G. Maddock. 1983b. Toxicity of a chlorinated paraffin to rainbow trout over 60 days. Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2203).

- Madeley, J.R. and R.S. Thompson. 1983. Toxicity of chlorinated paraffin to mussels (*Mytilus edulis*) over 60 days. (iv) Chlorinated paraffin – 58% chlorination of short chain length n-paraffins. Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2291).
- Madeley, J.R., E. Gillings and L.F. Reynolds. 1983a. The determination of the solubility of four chlorinated paraffins in water. Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2301).
- Madeley J.R., R.S. Thompson and D. Brown 1983b. The bioconcentration of a chlorinated paraffin by the common mussel (*Mytilus edulis*). Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2351).
- Madeley, J.R., A.J. Windeatt and J.R. Street. 1983c. Assessment of the toxicity of a chlorinated paraffin to the anaerobic sludge digestion product. Imperial Chemical Industries Ltd., Brixham Laboratory, Devon, U.K. 25 pp. (Report No. BL/B/2253).
- Marvin, C.H., S. Painter, G.T. Tomy, G.A. Stern, E. Braekvelt and D.C.G. Muir. 2003. Spatial and temporal trends in short-chain chlorinated paraffins in Lake Ontario sediments. *Environ. Sci. Technol.* 37(20): 4561–4568.
- Meylan, W.M. and P.H. Howard. 1993. Computer estimation of the atmospheric gas-phase reaction rate of organic compounds with hydroxyl radicals and ozone. *Chemosphere* 12: 2293–2299.
- Ministry of the Environment (Japan). 2006. Chemicals in the Environment; Report on Environmental Survey and Monitoring of Chemicals in FY 2005. Environmental Health Department, Ministry of the Environment, Ministry of Japan. March 2006.
- Muir, D.C.G., M. Alae and G.A. Stern. 1999. Polychlorinated (C₁₀–C₁₃) n-alkanes (SCCPs) and brominated diphenyl ethers (BDPEs) in the Canadian environment. Paper presented at Workshop on Persistent Organic Pollutants and Heavy Metals, Durham, North Carolina.
- Muir, D.C.G., D. Bennie, C. Teixeira, A.T. Fisk, G.T. Tomy, G.A. Stern and M. Whittle. 2001. Short chain chlorinated paraffins: Are they persistent and bioaccumulative? In: R. Lipnick, B. Jansson, D. Mackay and M. Patreas (eds.), *Persistent, bioaccumulative and toxic substances*. Vol. 2. ACS Books, Washington, D.C. pp. 184–202.
- Muir, D., E. Braekvelt, G. Tomy and M. Whittle. 2002. Analysis of medium chain chlorinated paraffins in Great Lakes food webs and in a dated sediment core from Lake St. Francis in the St. Lawrence River system. Preliminary report to Existing Substances Branch, Environment Canada, Hull, Quebec. 9 pp.
- Muir, D., C. Teixeira, E. Braekvelt, G. Tomy and M. Whittle. 2003. Medium chain chlorinated paraffins in Great Lakes food webs. *Organohalogen Compd.* 64: 166–169.
- Murray, T.M., D.H. Frankenberry, D.H. Steele and R.G. Heath. 1988. Chlorinated paraffins: A report on the findings from two field studies, Sugar Creek, Ohio and Tinkers Creek, Ohio. Vol. 1. Technical report. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 150 pp. (EPA/560/5 87/012).
- Nicholls, C.R., C.R. Allchin and R.J. Law. 2001. Levels of short and medium chain length polychlorinated n-alkanes in environmental samples from selected industrial areas in England and Wales. *Environ. Pollut.* 114: 415–430.
- NICNAS. 2004. Environmental exposure assessment of short chain chlorinated paraffins (SCCPs) in Australia July, 2004. A follow up report to the National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme (NICNAS) Short chain chlorinated paraffins (SCCPs) priority existing chemical assessment report No. 16.
- Omori, T., T. Kimura and T. Kodama. 1987. Bacterial cometabolic degradation of chlorinated paraffins. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 25: 553–557.
- OSPAR (Oslo-Paris Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic). 2001. OSPAR draft background document on short chain chlorinated paraffins. 65 pp. (OSPAR 01/4/8-E).
- Peters, A.J., G.T. Tomy, K.C. Jones, P. Coleman and G.A. Stern. 2000. Occurrence of C₁₀–C₁₃ polychlorinated n-alkanes in the atmosphere of the United Kingdom. *Atmos. Environ.* 34: 3085–3090.
- Pribylová, P., J. Klánová, and I. Holoubek. 2006. Screening of short- and medium chain chlorinated paraffins in selectd riverine sediments and sludge from the Czech Republic. *Environ. Pollut.* 144:248-254.

- Reiger, R. and K. Ballschmiter. 1995. Semivolatile organic compounds polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD), dibenzofurans (PCDF), biphenyls (PCBs), hexachlorobenzene (HCB), 4,4'-DDE and chlorinated paraffins (CP) as markers in sewer films. *Fresenius J. Anal. Chem.* 352: 715–724.
- Renberg, L., G. Sundström and K. Sundh-Nygård. 1980. Partition coefficients of organic chemicals derived from reversed phase thin layer chromatography. Evaluation of methods and application on phosphate esters, polychlorinated paraffins and some PCB-substitutes. *Chemosphere* 9: 683–691.
- Renberg, L., M. Tarkpea and G. Sundström. 1986. The use of the bivalve *Mytilus edulis* as a test organism for bioconcentration studies. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 11: 361–372.
- Reth, M., Zencak, Z., Oehme, M. 2005. First study of congener group patterns and concentrations of short- and medium-chain chlorinated paraffins in fish from the North and Baltic Sea. *Chemosphere* 58: 847-854.
- Reth, M., Ciric, A., Christensen, G.N., Heimstad, E.S., and M. Oehme. 2006. Short- and medium-chain chlorinated paraffins in biota from the European Arctic- differences in homologue group patterns. *Sci. Tot. Environ.* 367: 252-260.
- SFT. 2002. Kartlegging av bromerte flammehemmere og klorete parifiner. Rapport 866/02. Norwegian Pollution Control Authority.
- Sijm, D.T.H.M. and T.L. Sinnige. 1995. Experimental octanol/water partition coefficients of chlorinated paraffins. *Chemosphere* 31: 4427–4435.
- Sochová, I., J. Hofman, and I. Holoubek. 2007. Effects of seven organic pollutants on soil nematode *Caenorhabditis elegans*. *Environment International.* 33:798-804.
- Stern, G.A. and M. Evans. 2003. Persistent organic pollutants in marine and lake sediments. In: Canadian Arctic Contaminants Assessment Report II. Sources, occurrence, trends and pathways in the physical environment. Northern Contaminants Program, Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, Ontario. pp. 100–115.
- Stevens, J.L., G.L. Northcott, G.A. Stern, G.T. Tomy and K.C. Jones. 2002. PAHs, PCBs, PCNs, organochlorine pesticides, synthetic musks and polychlorinated n-alkanes in UK sewage sludge: survey results and implications. *Environ. Sci. Technol.* 37: 462–467.
- Stolzenberg, H.-C. 1999. Short chained chlorinated paraffins. Presented at the Organisation for Economic Co-operation and Development Expert Meeting, Geneva, Switzerland. UmweltBundesAmt, Berlin, Germany.
- Sverdrup, L.E., T. Hartnik, E. Mariussen, J. Jensen. 2006. Toxicity of three halogenated flame retardants to nitrifying bacteria, red clover (*Trifolium pratense*) and a soil invertebrate (*Enchytraeus crypticus*). *Chemosphere* 64(1): 96-103.
- Thomas, G.O. and K.C. Jones. 2002. Chlorinated paraffins in human and bovine milk-fat. A report on a research project funded by the Euro Chlor Chlorinated Paraffins Sector Group. Department of Environmental Sciences, Lancaster University, Lancaster, U.K. [cited in U.K. Environment Agency 2003a,b].
- Thomas G. O., Braekevelt E., Stern G., Martin F. L. and Jones K. C. (2003). Further work on chlorinated paraffins in human milk-fat. A report on a research project funded by the Eurochlor Chlorinated Paraffin Sector Group. Department of Environmental Sciences, Lancaster University. [cited in U.K. Environment Agency 2007].
- Thompson, R.S. and J.R. Madeley. 1983a. The acute and chronic toxicity of a chlorinated paraffin to *Daphnia magna*. Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report BL/B/2358).
- Thompson, R.S. and J.R. Madeley. 1983b. The acute and chronic toxicity of a chlorinated paraffin to the mysid shrimp (*Mysidopsis bahia*). Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report BL/B/2373).
- Thompson, R.S. and J.R. Madeley. 1983c. Toxicity of a chlorinated paraffin to the marine alga *Skeletonema costatum*. ICI Confidential Report BL/B/2328.
- Thompson R. S. and Noble H. (2007). Short-chain chlorinated paraffins (C10-13, 65% chlorinated): Aerobic and anaerobic transformation in marine and freshwater sediment systems. Draft Report No BL8405/B. Brixham Environmental Laboratory, AstraZeneca UK Limited.
- Thompson, R.S. and N. Shillabeer. 1983. Effect of a chlorinated paraffin on the growth of mussels (*Mytilus edulis*). ICI Confidential Report BL/B/2331.

- Tomy, G.T. 1997. The mass spectrometric characterization of polychlorinated n-alkanes and the methodology for their analysis in the environment. Thesis, University of Manitoba, Winnipeg, Manitoba [cited in Tomy et al. 1998a, 1999].
- Tomy, G.T., G.A. Stern, D.C.G. Muir, A.T. Fisk, D. Cymbalisky and J.B. Westmore. 1997. Quantifying C₁₀–C₁₃ polychloroalkanes in environmental samples by high resolution gas chromatography/electron capture negative ion mass spectrometry. *Anal. Chem.* 69: 2762–2771.
- Tomy, G.T., A.T. Fisk, J.B. Westmore and D.C.G. Muir. 1998a. Environmental chemistry and toxicology of polychlorinated n-alkanes. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 158: 53–128.
- Tomy, G., G. Stern, K. Koczanski and T. Halldorson. 1998b. Polychloro-n-alkanes in beluga whales from the Arctic and the St. Lawrence River estuary. *Organohalogen Compd.* 35: 399–401.
- Tomy, G.T., G.A. Stern, W.L. Lockhart and D.C.G. Muir. 1999. Occurrence of C₁₀–C₁₃ polychlorinated n-alkanes in Canadian mid-latitude and Arctic lake sediments. *Environ. Sci. Technol.* 33: 2858–2863.
- Tomy, G.T., D.C.G. Muir, G.A. Stern and J.B. Westmore. 2000. Levels of C₁₀–C₁₃ polychloro-n-alkanes in marine mammals from the Arctic and the St. Lawrence River estuary. *Environ. Sci. Technol.* 34: 1615–1619.
- Turner, L.J. 1996. ²¹⁰Pb dating of sediments from the St. Lawrence River (Core 087, Station TCT1). Ontario. National Water Research Institute, Burlington, Ontario. 27 pp. (NWRI Contribution 96-28).
- Ueberschär, K.H., S. Dänicke, S. Matthes. 2007. Dose-response feeding study of short chain chlorinated paraffins (SCCPs) in laying hens: effects on laying performance and tissue distribution, accumulation and elimination kinetics. *Mol. Nutr. Food Res.* 51(2): 248-254.
- U.K. Environment Agency. 2001. Long-chain chlorinated paraffins. Environmental risk assessment report. Draft, November. Prepared by Building Research Establishment Ltd. for Chemicals Assessment Section, U.K. Environment Agency, Wallingford, Oxfordshire, U.K. 184 pp.
- U.K. Environment Agency. 2003a. Risk assessment of alkanes, C₁₄₋₁₇, chloro. Draft document, February. Prepared by Building Research Establishment Ltd. for Chemicals Assessment Section, U.K. Environment Agency, Wallingford, Oxfordshire, U.K. 326 pp.
- U.K. Environment Agency. 2003b. Updated risk assessment of alkanes, C₁₀₋₁₃, chloro. Environmental draft, July. Prepared by Building Research Establishment Ltd. for Chemicals Assessment Section, U.K. Environment Agency, Wallingford, Oxfordshire, U.K. 104 pp.
- U.K. Environment Agency. 2007. Updated Risk Assessment of Alkanes, C10-13, Chloro. CAS Number: 85535-84-8. EINECS Number: 287-476-5. Combined Draft of April 2007. UK Environment Agency, Oxfordshire, U.K. 139 pp.
- Wania, F. 2003. Assessing the potential of persistent organic chemicals for long-range transport and accumulation in polar regions. *Environ. Sci. Technol.* 37(7): 1344–1351.
- Wegmann, F., M. MacLeod and M. Scheringer. 2007. POP Candidates 2007: Model results on overall persistence and long-range transport potential using the OECD Pov & LRTAP screening tool. Available at: <http://www.sust-chem.ethz.ch/downloads>.
- Wyatt, I., C.T. Coutts and C.R. Elcombe. 1993. The effect of chlorinated paraffins on hepatic enzymes and thyroid hormones. *Toxicology* 77(1/2): 81–90.
- Zitko, V. and E. Arsenault. 1974. Chlorinated paraffins: Properties, uses, and pollution potential. Fisheries and Marine Service, Environment Canada, St. Andrews, New Brunswick. 38 pp. (Technical Report No. 491).