

Distr. générale  
23 novembre 2015

Français  
Original : anglais



**Convention de Stockholm  
sur les polluants organiques  
persistants**

---

**Comité d'étude des polluants organiques persistants**  
**Onzième réunion**  
Rome, 19-23 octobre 2015

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

**Additif**

**Descriptif des risques concernant les paraffines chlorées à chaîne  
courte**

À sa onzième réunion, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a, par sa décision POPRC-11/3, adopté un descriptif des risques concernant les paraffines chlorées à chaîne courte établi sur la base du projet figurant dans la note du secrétariat (UNEP/POPS/POPRC.11/4). Le texte du descriptif des risques tel que modifié figure dans l'annexe du présent additif. La version originale du descriptif des risques n'a pas été revue par les services d'édition.

**Annexe**

**PARAFFINES CHLORÉES À CHAÎNE COURTE**

**DESCRIPTIF DES RISQUES**

Élaboré par le groupe de travail intersessions  
sur les paraffines chlorées à chaîne courte du  
Comité d'étude des polluants organiques persistants

**Octobre 2015**

## Table des matières

Résumé .....	4
1. Introduction .....	5
1.1 Identité chimique de la substance .....	5
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. Résumé des informations pertinentes pour 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
2.3 Devenir dans l'environnement .....	11
2.3.1 Persistance .....	11
2.3.2 Bioaccumulation .....	13
2.3.3 Potentiel de propagation à longue distance .....	16
2.4 Exposition .....	17
2.4.1 Concentrations atmosphériques .....	17
2.4.2 Effluents des stations d'épuration des eaux usées, boues d'épuration et sols .....	18
2.4.3 Eaux de mer et eaux superficielles .....	19
2.4.4 Sédiments .....	20
2.4.5 Biotes .....	22
2.4.6 Exposition humaine .....	25
2.5 Évaluation des dangers du point de vue des effets préoccupants .....	26
2.5.1 Toxicité pour les mammifères .....	26
2.5.2 Écotoxicité .....	29
2.6 Interactions toxicologiques entre diverses substances chimiques .....	31
3. Synthèse de l'information .....	32
4. Conclusion .....	38
5. Bibliographie .....	39

## Résumé

1. Des rejets de paraffines chlorées à chaîne courte (PCCC) peuvent se produire lors de la production, du stockage, du transport, de l'utilisation et de l'élimination de PCCC ou de produits en contenant. Les effluents provenant du nettoyage des installations et les déchets de fluide d'usinage de métaux constituent des sources de contamination pour les écosystèmes aquatiques. Des émissions importantes ont été signalées dans les régions industrialisées pratiquant le recyclage de déchets électroniques et dans les régions densément peuplées. Les données, même limitées, permettent de supposer que les principales sources de rejets de PCCC sont la préparation et la fabrication de produits qui en contiennent, tels que les matières plastiques en chlorure de polyvinyle (PVC), et leur emploi dans les fluides d'usinage. Les PCCC, autrefois largement utilisées dans plusieurs pays, ont connu une baisse dans plusieurs pays ces dernières années, tandis que dans d'autres la production de mélanges de paraffines chlorées, y compris de PCCC, a augmenté.

2. La dégradation des PCCC par hydrolyse ne devrait pas être importante. Les études menées sur leur dégradation et sur des carottes sédimentaires datées indiquent une persistance supérieure à un an dans les sédiments. Leur demi-vie dans l'atmosphère varie de 0,81 à 10,5 jours, ce qui signifie qu'elles sont relativement persistantes dans l'air. Leur présence a été décelée dans divers échantillons environnementaux (air, sédiments, eau, eaux usées, poissons, oiseaux, mammifères terrestres et marins) ainsi que dans des zones reculées telles que l'Arctique et l'Antarctique, fournissant la preuve de leur propagation à longue distance.

3. Les données empiriques (de laboratoire et de terrain) et les données de modélisation indiquent toutes que les PCCC peuvent s'accumuler dans les biotes. 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 en milieu réel pour la truite lacustre se situaient entre 16 440 et 26 650 L/kg poids humide. Pour les poissons de mer, un facteur de bioaccumulation moyen de 125 892 L/kg poids humide a été déterminé. Chez les crevettes (arthropodes marins), un facteur de bioaccumulation pouvant aller jusqu'à 63 096 L/kg poids humide a été mesuré. La modélisation a donné des facteurs de bioaccumulation supérieurs à 5 000 pour toutes les PCCC. Dans certains réseaux alimentaires, y compris dans l'Arctique, on a pu observer des facteurs de bioamplification et d'amplification trophique supérieurs à 1, indiquant un potentiel de bioamplification et de transfert le long de la chaîne trophique. Des concentrations élevées de PCCC dans les organismes situés au sommet de la chaîne alimentaire, en particulier les mammifères marins, et les biomes dulcicoles (tels que bélugas, baleines, phoques annelés, et diverses espèces de poisson), fournissent une preuve supplémentaire de bioaccumulation.

4. Les invertébrés d'eau douce et marins semblent particulièrement sensibles aux PCCC, avec des CSEO chroniques de 5 µg/L pour *Daphnia magna* et de 7,3 µg/L pour le genre *mysis*. Chez la truite, on a observé de graves histopathologies hépatiques, avec des CMEQ de 0,79 à 5,5 µg/g (corps entier).

5. Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) considère certaines PCCC (longueur moyenne de la chaîne carbonée C<sub>12</sub>, chloration moyenne 60 %) comme potentiellement cancérigènes (groupe 2B). Toutefois, les mécanismes d'induction de ces tumeurs et la pertinence pour la santé humaine des études à partir desquelles cette classification a été établie font l'objet de débats. En 1998, le Comité scientifique de l'Union européenne sur la toxicité, l'écotoxicité et l'environnement a laissé entendre que la découverte de tumeurs pulmonaires chez le rat mâle pourrait avoir de l'importance pour l'homme mais a conclu dans sa caractérisation des risques que l'utilisation de PCCC ne présente pas de risque appréciable pour les consommateurs et les personnes exposées via l'environnement (CSTEE, 1998). Le rapport d'évaluation des risques établi par l'Union européenne (CE 2000) résume les effets des PCCC sur les mammifères. Selon ce rapport, les études pratiquées sur des rongeurs ont mis en évidence une augmentation, de façon proportionnelle à la dose, de l'incidence des adénomes et des carcinomes hépatiques, thyroïdiens et rénaux. On en a conclu qu'il était impossible d'exclure l'éventualité de leur apparition chez l'homme. De récentes études ont cependant montré que le mécanisme d'induction des tumeurs rénales ne suivait pas le modèle normal de néphropathie spécifique aux rats mâles; on ne pouvait donc pas savoir si le mécanisme en question était spécifique aux rats ou non. Une évaluation plus récente réalisée par l'Union européenne dans le cadre de la procédure d'identification des substances particulièrement préoccupantes au titre du règlement européen sur l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des produits chimiques (REACH) conclut que l'exposition aux PCCC produit chez les mammifères des effets sur le foie, la thyroïde et les reins qui se manifestent, après quelques semaines ou quelques mois, sous la forme d'un accroissement pondéral et de modifications histologiques de ces organes, mais peuvent dégénérer en adénomes et carcinomes à la suite d'une exposition chronique (CE 2000, ECHA 2008, Serrone 1987).

6. En résumé, la réglementation croissante des PCCC a entraîné une diminution de leur consommation dans certains pays. Toutefois, il semblerait, d'après les données disponibles, que des quantités appréciables soient encore utilisées et rejetées dans plusieurs pays. Les données empiriques et de modélisation indiquent que les PCCC sont persistantes, bioaccumulables 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 des organiques persistants.

7. Les PCCC sont persistantes dans les sédiments et se rencontrent en quantités mesurables dans ceux de différents lacs de l'Arctique. Elles sont particulièrement toxiques pour les invertébrés aquatiques et vu le rôle essentiel joué par ces derniers au sein de l'écosystème aquatique, il y a lieu de se préoccuper des concentrations de PCCC mesurées et de leurs effets toxiques éventuels sur les invertébrés vivant dans les sédiments et autres invertébrés. Leur bioaccumulation dans les tissus des poissons d'eau douce et des poissons de mer est, de même, extrêmement préoccupante vu les effets observés chez les poissons à de faibles concentrations. À l'échelle régionale, les concentrations mesurées dans les eaux peuvent dépasser les seuils de toxicité pour les poissons.

8. Bien que leurs concentrations dans les eaux des régions reculées soient peu élevées, les PCCC sont présentes dans le biote de l'Arctique à des concentrations comparables à celles des polluants organiques persistants connus, ce qui indique une contamination généralisée. On en a notamment trouvé chez des mammifères terrestres et marins dont les populations autochtones de l'Arctique se nourrissent. On en a également trouvé dans le lait maternel humain, aussi bien dans cette région que dans les régions tempérées. Qui plus est, une exposition simultanée aux PCCC, à d'autres paraffines chlorées ayant des modes d'action similaires et à d'autres polluants organiques persistants pourrait augmenter les risques d'interactions toxiques.

9. On peut donc conclure, sur la base des preuves disponibles, que les PCCC sont susceptibles, du fait de leur propagation à longue distance dans l'environnement, d'avoir des effets nocifs importants sur la santé humaine et l'environnement qui justifient l'adoption de mesures au niveau international.

## 1. Introduction

10. Le 26 juillet 2006, la Communauté européenne et ses États membres, qui sont Parties à la Convention de Stockholm, ont proposé d'inscrire les paraffines chlorées à chaîne courte (PCCC) aux Annexes A, B, ou C de la Convention (UNEP/POPS/POPRC.2/INF/6, résumé dans le document UNEP/POPS/POPRC.2/14).

### 1.1 Identité chimique de la substance

11. Le descriptif des risques concerne les paraffines chlorées à chaîne courte (chloroalcane  $C_{10-13}$ ) ayant un degré de chloration supérieur à 48 %, qui portent le n° CAS 85535-84-8 et le n° EINECS 287-476-5 (chloroalcane  $C_{10-13}$ ). Ce numéro CAS désigne les produits commerciaux obtenus par chloration d'une fraction hydrocarbonée constituée de n-alcane possédant une chaîne de carbone de longueur comprise entre 10 et 13 atomes, sans toutefois préciser le degré de chloration. On notera qu'il existe d'autres numéros CAS désignant des produits qui contiennent des PCCC, comme par exemple le n° CAS 63449-39-8<sup>1</sup>. Les produits proposés pour inscription sur les listes de la Convention de Stockholm sont les paraffines chlorées à chaîne courte possédant un degré de chloration supérieur à 48 % (en poids). La figure 1-1 montre deux exemples de molécules qu'on pourrait trouver dans un tel produit.

<sup>1</sup> Liste des substances chimiques toxiques de la catégorie des alcanes polychlorés et Directives pour l'établissement des rapports, section 3, page 9, <http://www2.epa.gov/sites/production/files/documents/1999polychloroalkanes.pdf>

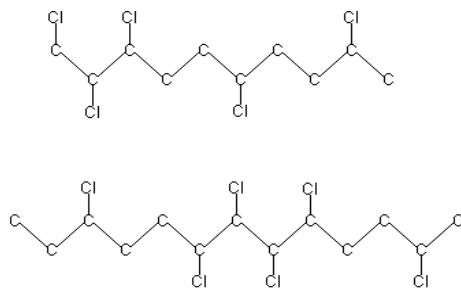


Figure 1-1. Structure de deux PCCC ( $C_{10}H_{17}Cl_5$  et  $C_{13}H_{22}Cl_6$ ).

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

12. Le Comité d'étude des polluants organiques persistants a évalué la proposition concernant les PCCC par rapport aux critères énoncés à l'Annexe D de la Convention de Stockholm à sa deuxième réunion, tenue à Genève du 6 au 10 novembre 2006. Il a conclu que les paraffines chlorées à chaîne courte répondaient aux critères de sélection spécifiés à l'Annexe D de la Convention (UNEP/POPS/POPRC.2/17, décision POPRC-2/8, annexe). À sa huitième réunion, le Comité a convenu de réviser le projet de descriptif des risques pour examen à sa onzième réunion (UNEP/POPS/POPRC.8/16, annexe IV).

## 1.3 Sources des données

13. Le descriptif des risques concernant les PCCC s'appuie sur des informations rassemblées par l'Union européenne dans sa proposition au Comité (UNEP/POPS/POPRC.2/INF/6). Il comprend également des informations tirées de documents d'évaluation des risques préparés par le Canada (Environnement Canada) et le Royaume-Uni (DEFRA). Les informations soumises en 2007, 2010 et 2015 par plusieurs Parties et observateurs du Comité conformément à l'Annexe E ont été examinées et toutes les informations supplémentaires prises en compte, le cas échéant, de même que les informations communiquées par les Parties et les observateurs aux troisième et cinquième réunions du Comité. Le rapport détaillé mais non actualisé qui a servi de base à l'établissement du descriptif des risques et la liste complète des références correspondantes se trouvent dans le document UNEP/POPS/POPRC.5/INF/18.

## 1.4 Statut de la substance chimique au regard des conventions internationales

14. En août 2005, la Communauté européenne a proposé d'ajouter les paraffines chlorées à chaîne courte au Protocole d'Aarhus à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontières à longue distance relatif aux polluants organiques persistants, estimant que ces substances répondaient aux critères énoncés dans la décision 1998/2 de l'organe exécutif pour ce qui est de la persistance, des risques d'effets nocifs, de la bioaccumulation et des risques de propagation à longue distance. Les PCCC ont été ajoutés aux Annexes I et II du Protocole d'Aarhus de 1998 en décembre 2009, à la vingt-septième session de l'organe exécutif. L'Annexe II limite l'emploi des PCCC à l'ignifugation du caoutchouc des convoyeurs à bande utilisés dans les mines et à l'étanchéification des barrages et stipule que des mesures pour éliminer ces utilisations devraient être prises dès que d'autres procédés appropriés sont disponibles.

15. En 1995, la Commission OSPAR (Oslo/Paris) pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est a adopté une décision sur les PCCC (décision 95/1). Cette décision et les mesures prises ultérieurement par l'Union européenne réglementent les principales utilisations et sources de PCCC. En 2006, la Commission OSPAR a réalisé une évaluation globale de l'application de la décision PARCOM 95/1 sur les PCCC, adoptée par la Commission de Paris (OSPAR 2006). Cette évaluation a été établie à partir des rapports d'application nationaux reçus de 9 des 15 Parties contractantes auxquelles on avait demandé de faire rapport, durant le cycle de réunions de 2005-2006, sur les mesures prises au niveau national. Toutes les Parties contractantes ont pris des mesures pour appliquer la décision PARCOM 95/1. Certaines ont déclaré qu'elles avaient interdit toutes les utilisations des PCCC, ou qu'elles en avaient interdit quelques-unes et réduit les autres. De manière générale, ces mesures portaient sur les utilisations visées par la Directive européenne 2002/45/CE.

16. De même, la Commission pour la protection de l'environnement marin de la mer Baltique (HELCOM) a inscrit les PCCC sur sa liste de substances dangereuses. Le 15 novembre 2007, la Commission a inclus les PCCC dans son Plan d'action pour la mer Baltique. Les Parties contractantes ont convenu de s'attacher, à partir de 2008, à réglementer strictement l'utilisation de plusieurs

substances dangereuses, dont les PCCC, dans l'ensemble du bassin de la mer Baltique. Sont considérées comme dangereuses les substances qui se sont révélées persistantes, bioaccumulables et toxiques ou très persistantes et très bioaccumulables (selon une communication au titre de l'Annexe E faite en 2010 par la Lituanie).

## 2. Résumé des informations pertinentes pour le descriptif des risques

### 2.1 Propriétés physico-chimiques

17. Des informations sur les propriétés physiques et chimiques de divers congénères et mélanges de PCCC sont disponibles (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 de vapeur estimées et mesurées se situent entre 0,028 et  $2,8 \cdot 10^{-7}$  Pa (Drouillard *et al.* 1998a, BUA 1992). Celle des PCCC à 50 % de chlore en poids est de 0,021 Pa à 40 °C (réf. : SRAR-199-ECJRC). À l'état de liquides sous-refroidis, les principaux constituants des PCCC contenant entre 50 et 60 % de chlore devraient avoir des pressions de vapeur allant de  $1,4 \cdot 10^{-5}$  à 0,066 Pa à 25 °C (Tomy *et al.* 1998a). Les constantes de la loi de Henry étant comprises entre 0,7 et 18 Pa.m<sup>3</sup>/mole (Drouillard *et al.* 1998a), on peut en déduire que les PCCC sont capables de passer de la phase dissoute à la phase particulaire et, redevenues mobiles, de se redistribuer dans l'environnement. Les valeurs mesurées de la solubilité dans l'eau des chloroalcanes C<sub>10-12</sub> varient entre 400 et 960 µg/L (Drouillard *et al.* 1998b), tandis que les valeurs estimées pour les mélanges de chloroalcanes C<sub>10</sub> et C<sub>13</sub> vont de 6,4 à 2 370 µg/L (BUA 1992). La solubilité dans l'eau des PCCC contenant 59 % de chlore est comprise entre 150 et 470 µg/L à 20 °C (réf. : SRAR-199-ECJRC). Les logarithmes des coefficients de partage octanol-eau (log K<sub>oe</sub>) sont généralement supérieurs à 5, avec des extremums de 4,48 et 8,69. Pour les PCCC contenant entre 49 et 71 % de chlore, le log K<sub>oe</sub> se situe entre 4,39 et 5,37 (réf. : SRAR-199-ECJRC). Hilger *et al.* (2011) ont découvert que, pour une teneur donnée en chlore, le log K<sub>oe</sub> évoluait linéairement selon la longueur de la chaîne, tandis que pour une chaîne alcane donnée, une évolution polynomiale en fonction du degré de chloration était constatée. En outre, la position des atomes substitués influait fortement sur sa valeur. S'appuyant sur deux programmes d'étude quantitative des relations structure-propriétés (QSPR) et une série de données expérimentales, Gawor et Wania (2013) ont calculé les coefficients de partage pour toutes les composantes des PCCC et représenté graphiquement leur comportement en fonction de leur log K<sub>oa</sub> et log K<sub>ae</sub>. Pour les PCCC contenant entre 30 et 70 % de chlore, le log K<sub>ae</sub> se situe entre -6,05 (minimum) et 1,07 (maximum) et le log K<sub>oa</sub> entre 4,07 (minimum) et 12,55 (maximum).

18. Compte tenu de la complexité bien connue des mélanges, l'analyse chimique des PCCC constitue un véritable défi. Faute d'une caractérisation plus complète des mélanges et de normes individuelles adaptées, la quantification se fait généralement à partir d'un produit technique, ce qui constitue une source d'erreurs importantes si la composition de l'échantillon ne suit pas la norme (Bayen *et al.* 2006; Reth *et al.* 2006, cité dans Vorkamp et Riget 2014). Sverko *et al.* (2012) soulignent qu'il faudrait faire des efforts concertés au niveau mondial pour normaliser les méthodes d'analyse des PCCC. La technologie la plus avancée pour détecter les paraffines chlorées est la chromatographie bidimensionnelle en phase gazeuse avec détection par capture d'électrons. Cette méthode permet d'identifier qualitativement les groupes d'isomères selon la longueur de la chaîne de carbone et le degré de chloration. Une étude de la littérature scientifique montre que la méthode de détection et de quantification la plus répandue est la chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse à capture d'électrons (ions négatifs) à haute ou basse résolution (GC-ECNI-MS) (observation communiquée au Comité le 27 février 2015 par le Conseil mondial du chlore (WCC) au sujet du descriptif des risques concernant les PCCC).

## 2.2 Sources

### 2.2.1 Production

19. Des paraffines chlorées à chaîne de diverses longueurs sont actuellement produites en Russie, en Inde, en Chine, au Japon et au Brésil. La Chine est actuellement le plus gros producteur de paraffines chlorées, avec une production annuelle en augmentation, qui serait passée de 600 000 tonnes métriques en 2007 (Fiedler 2010) à 1 million de tonnes en 2009 (Chen *et al.* 2011). Toutefois, les informations requises à l'Annexe E communiquées par la Chine (2014) ne contiennent pas de données précises sur la production de PCCC; en effet, les données de production portent sur plusieurs produits contenant des paraffines chlorées, sans distinction entre les PCCC et les autres types de chloroalcanes. Les plus abondantes sont les PC-42, PC-52 et PC-70 (les autres sont les PC-13, PC-30, PC-40, PC-45, PC-55 et PC-60). Pour certains pays, très peu d'informations sur la production de PCCC sont disponibles.

20. Les estimations de la production européenne pour l'année 2010 s'établissaient, selon l'organisation Euro Chlor, à 45 000 tonnes pour l'ensemble des chloroalcanes (van Wijk 2012, cité dans une communication faite au titre de l'Annexe E en 2014 par les Pays-Bas). La production a cessé en 2012 (observation communiquée au Comité par le Conseil mondial du chlore (WCC) le 27 février 2015 au sujet du descriptif des risques concernant les PCCC).

21. Selon Sverko *et al.* (2012), la production totale de PCCC aux États-Unis et en Europe se situerait entre 7 500 et 11 300 tonnes par an. Les États-Unis ont fourni au titre de l'Annexe E, en 2014, des informations indiquant une production totale de paraffines chlorées à chaîne courte (PCCC) et de paraffines chlorées à chaîne moyenne (PCCM) de 45 000 tonnes en 2007. L'Association américaine des producteurs de paraffines chlorées (Chlorinated Paraffins Industry Association (CPIA)) a fourni en 2010, au titre de l'Annexe E, des informations sur la production annuelle de PCCC en Amérique du Nord pour la période 2000-2009. Les informations recueillies portaient, toutefois, sur des paraffines chlorées de longueurs de chaîne différentes. La production, qui était d'environ 3 700 tonnes, a plafonné à environ 4 000 tonnes en 2001, pour diminuer progressivement jusqu'à 800 tonnes en 2009. Aux États-Unis, les PCCC sont identifiées par plusieurs numéros CAS. D'autre part, les informations collectées ne portent pas seulement sur les PCCC mais aussi sur d'autres paraffines de différentes longueurs de chaîne. Il importe de noter, toutefois, que les États-Unis ont cessé de produire et d'utiliser des PCCC depuis 2012. Au Brésil, la production de PCCC serait de 150 tonnes par an (selon une communication faite au titre de l'Annexe E en 2007).

22. Aucun des pays suivants ne produit de PCCC : Maurice (observations communiquées au Comité le 7 avril 2008 au sujet du descriptif des risques concernant les PCCC), Australie, Bulgarie, Canada, Costa Rica, Équateur, Lituanie, Mali, République dominicaine, Serbie et Sri Lanka (selon des communications faites au titre de l'Annexe E en 2010 et en 2014). Il en est de même de Monaco, qui ne produit ni n'utilise de PCCC (selon une communication faite au titre de l'Annexe E en 2010).

23. Entre mars 1998 et mars 2000, environ 360 tonnes de PCCC ont été importées par l'Australie, selon des informations communiquées par cette Partie. Toutefois, une compagnie a cessé d'importer des PCCC en 2002 (NICNAS 2004). Le Canada a déclaré une consommation annuelle totale de paraffines chlorées d'environ 3 000 tonnes en 2000 et 2001 (Environnement Canada 2003a). En 2002, la République de Corée a importé environ 156 tonnes de PCCC (n° CAS 85535-84-8) (observation communiquée au Comité le 7 avril 2008 au sujet du descriptif des risques concernant les PCCC). En 2005 et 2006, la Croatie a importé des quantités de PCCC de l'ordre de 2,3 à 2,7 et 1,2 à 1,5 tonnes, respectivement, comme composantes de retardateurs de flamme, dans une proportion de  $13 \pm 1$  % (selon une communication faite au titre de l'Annexe E en 2010). En 2008, l'Argentine a importé une quantité de 40,02 tonnes dans un port d'entrée et, en 2009, 53,688 tonnes dans deux autres ports d'entrée (selon une communication faite au titre de l'Annexe E en 2010). En 2013, la République dominicaine a importé 11,880 tonnes (selon une communication faite au titre de l'Annexe E en 2014).

24. Des informations sur les quantités de paraffines chlorées importées par l'Équateur ont été fournies par ce pays, sans spécifier la longueur de chaîne (selon une communication faite au titre de l'Annexe E en 2010). Entre 1990 et 2010, 8 000 tonnes de paraffines chlorées ont été importées, dont 4 500 tonnes durant la période 2005-2010. Le Mexique a déclaré avoir importé 18 000 tonnes de paraffines chlorées, sans spécifier la longueur de chaîne, entre 2002 et 2010 (selon une communication faite au titre de l'Annexe E en 2010).

## 2.2.2 Utilisations et rejets dans l'environnement

25. Au Canada et dans l'Union européenne, les principales utilisations et sources de rejets de PCCC étaient autrefois liées au travail des métaux (Environnement Canada 2003a, Euro Chlor 1995, OSPAR 2001). Stiehl *et al.* (2008) avaient prévu que le recours aux PCCC comme retardateurs de flamme risquait d'augmenter suite à l'interdiction des mélanges commerciaux de pentaBDE. En 1994, l'Union européenne consommait 9 400 tonnes de PCCC par an pour le travail des métaux. Petersen (2012) a signalé un maximum d'environ 14 000 tonnes par an pour la période 1978-1988. On trouve également des PCCC dans les peintures, adhésifs et enduits, agents de graissage du cuir, plastiques et caoutchouc, retardateurs de flamme, textiles et polymères. Les quantités utilisées dans l'Union européenne ont été ramenées de 13 000 à 4 000 tonnes par an pour toutes les utilisations, entre 1994 et 1998. Depuis 2002, l'utilisation de PCCC pour le travail des métaux et le graissage du cuir y est soumise aux restrictions prévues par la Directive européenne 2002/45/CE (limitant à 1 % les concentrations de PCCC autorisées dans les fluides d'usinage et les agents de graissage des cuirs). En se basant sur la consommation de 2004, on estime que le volume total des rejets de PCCC dans les 25 pays qui composaient alors l'Union européenne se situait entre 4,7 et 9,5 t/an pour les eaux superficielles; 7,4 et 19,6 t/an pour les eaux usées; 0,6 et 1,8 t/an pour l'air; et 8,7 et 13,9 t/an pour les sols dans les zones industrielles et urbaines (informations au titre de l'Annexe E fournies par



l'Allemagne en 2010, citant l'Agence européenne des produits chimiques – établissement de la liste des substances prioritaires et renseignements généraux sur les chloroalcanes C<sub>10-23</sub> au titre de l'Annexe XIV). Une estimation plus récente de la consommation (Zarogiannis et Nwaogu 2010) établit la quantité de PCCC consommée dans l'Union européenne à 530 tonnes en 2009 (informations au titre de l'Annexe E fournies par les Pays-Bas en 2014). Dans l'Union européenne, les PCCC sont restreintes par le Règlement (CE) no 519/2012 concernant les polluants organiques persistants, qui en interdit toutes les utilisations sauf pour les convoyeurs à bande utilisés dans les mines et l'étanchéification des barrages. Une interdiction totale est proposée dans le futur. On ne possède aucune preuve de l'existence de sources naturelles importantes de paraffines chlorées (U.K. Environment Agency 2003a).

26. Les PCCC ont été interdites en Norvège en 2002. On suppose, par conséquent, que leurs émissions dans ce pays sont aujourd'hui infimes. De petites quantités de PCCC pourraient néanmoins être rejetées dans l'environnement par de vieux produits et matériaux encore en usage ou par des articles importés. Selon les estimations, les rejets en Norvège ont été réduits de 73 % sur la période 1995-2010, passant de 1 tonne environ en 1995 à 0,3 tonne en 2010 (Agence norvégienne pour la protection de l'environnement 2014a). Malgré la réglementation dont elles font l'objet, on continue à trouver des PCCC dans l'environnement et le biote, notamment dans des échantillons d'air et de tissus animaux prélevés dans le Svalbard (Agence norvégienne pour la protection de l'environnement 2014 a, b, c, 2013).

27. Aux États-Unis, les PCCC étaient autrefois utilisées en premier lieu comme composantes des liquides de lubrification et de refroidissement pour l'usinage des métaux et, en deuxième position, comme plastifiant secondaire et retardateur de flamme dans l'industrie du plastique, notamment pour le PVC (USEPA 2009). Aujourd'hui, ce pays ne s'en sert plus. Au Japon, le secteur de l'usinage des métaux a volontairement cessé de les employer à partir de 2007 (Harada *et al.* 2012).

28. En Suisse, la consommation de PCCC était de 70 tonnes en 1994. On estime qu'elle a, depuis, baissé de 80 % (informations fournies en 2007 au titre de l'Annexe E). Les PCCC étaient surtout utilisées dans les enduits étanches. Elles ont aussi servi à remplacer les PCB dans les joints d'étanchéité (notamment pour les raccords et dans les bâtiments), ce qui peut constituer une source de rejets lors de la rénovation des bâtiments. La Pologne, où les PCCC s'utilisent comme retardateurs de flamme dans les bandes de convoyeurs en caoutchouc (informations fournies en 2010 au titre de l'Annexe E), a produit 16,4 % des 237,88 tonnes vendues dans l'Union européenne en 2007, soit environ 39 tonnes, sur lesquelles 23,062 tonnes ont servi à ignifuger de tels convoyeurs. La Roumanie a utilisé environ 23,7 tonnes de PCCC comme plastifiants (informations fournies en 2010 au titre de l'Annexe E). Le Brésil déclare en utiliser 300 tonnes par an comme retardateurs de flamme dans le caoutchouc et les tapis et accessoires de voiture (informations fournies en 2007 au titre de l'Annexe E). En Australie, la consommation dans le secteur de l'usinage des métaux a diminué de 80 % entre 1998/2000 et 2002 pour atteindre environ 25 tonnes par an (NICNAS 2004). En République de Corée, en 2006, les PCCC étaient surtout utilisées comme lubrifiants et additifs. On ne dispose d'aucune information sur les tendances en matière de rejets ni de données quantitatives (observation communiquée au Comité le 7 avril 2008 au sujet du descriptif des risques concernant les PCCC). L'île Maurice utiliserait également ces substances (observation communiquée au Comité le 7 avril 2008 au sujet du descriptif des risques concernant les PCCC). Le Sénégal en utilise aussi, en quantités inconnues (observation communiquée au Comité le 8 mai 2015 au sujet du descriptif des risques concernant les PCCC). Au Honduras, les PCCC, qui se rencontrent dans des articles et des produits intermédiaires importés, en quantités inconnues, s'utilisent aussi dans la fabrication de PVC, d'additifs pour peintures et enduits, de pièces automobiles et de câbles électriques (informations fournies en 2010 au titre de l'Annexe E). L'Argentine en importe surtout pour la fabrication de matières plastiques (informations fournies en 2010 au titre de l'Annexe E). Peu d'informations ont été publiées sur l'utilisation des PCCC comme fluides de forage de puits de gaz et de pétrole, bien que l'existence de divers brevets en atteste l'utilisation à cette fin (IPEN, 2015).

29. Des rejets anthropiques de PCCC dans l'environnement peuvent avoir lieu lors de la production, du stockage et du transport de ces substances, de l'utilisation de produits industriels ou grand public qui en contiennent, et de l'élimination, de l'incinération et de la mise en décharge de déchets. Les sources potentielles de rejets aquatiques liés à la fabrication sont, entre autres, les déversements accidentels, le lavage des installations et le drainage des eaux de pluie. Les PCCC se trouvant dans les fluides d'usinage des métaux peuvent également être libérées dans le milieu aquatique lors de l'élimination de fûts usagés, en cas d'entraînement de produits et pendant la vidange de baignoires épuisées (Gouvernement canadien 1993a). De même, l'Équateur a fait observer que le nettoyage des installations métallurgiques entraîne des rejets dans les écosystèmes aquatiques (informations fournies en 2010 au titre de l'Annexe E). Ces rejets se déversent dans les égouts et

aboutissent dans les stations de traitement des eaux usées. On ne possède actuellement aucune information sur les concentrations à l'entrée et à la sortie de ces stations.

30. Les données de surveillance montrent que, pour les zones industrialisées et densément peuplées, des volumes d'émissions élevés sont possibles (Chaemfa *et al.* 2014, Chen *et al.* 2011). Les autres rejets pourraient provenir des conteneurs d'huiles pour boîtes de vitesse; des fluides utilisés dans l'exploitation minière de roches dures et des équipements utilisés dans d'autres types d'exploitation minière; des fluides et des équipements employés dans la prospection pétrolière et gazière; de la fabrication de tuyaux sans soudure; du travail des métaux; et du fonctionnement des turbines sur les navires (CPIA 2002; Environnement Canada 2003b).

31. Au Canada, la mise en décharge est l'une des principales voies d'élimination des produits à base de polymères. Les paraffines chlorées devraient normalement rester stables dans ces produits, avec des pertes mineures par ruissellement des eaux de percolation. La lixiviation à partir des décharges devrait être négligeable en raison du lien fort qui unit les paraffines chlorées au sol. De faibles émissions de ces substances, qui sont effectivement dissoutes dans les polymères, pourraient se produire pendant des siècles après l'élimination (IPCS 1996).

32. Des paraffines chlorées incorporées dans des polymères pourraient également être libérées lors du recyclage des plastiques, qui peut faire appel à des méthodes telles que le découpage, le broyage et le lavage. Libérées sous forme de poussières lors de ces opérations, les paraffines chlorées s'adsorbent sur des particules en raison de leurs coefficients de sorption et de partage octanol-air élevés. Le taux des émissions dépend de la complexité des dispositifs de dépoussiérage dont sont équipées les installations (De Boer 2010).

33. Il a été récemment démontré que le recyclage intensif des déchets d'équipements électriques et électroniques était une source majeure de rejets de paraffines chlorées dans l'environnement (sédiments et biotes) (Chen *et al.* 2011; Luo *et al.* 2015). L'épandage de boues d'épuration et l'irrigation à l'aide d'eaux usées peuvent aussi être à l'origine de la présence de PCCC dans le sol (Zeng *et al.* 2011b, 2012b).

34. Selon Petersen (2012), les matériaux de construction incorporés dans les bâtiments et autres ouvrages représenteraient un réservoir de PCCC d'environ 25 000 tonnes. Ces PCCC se trouveraient pour la plus grande part dans les produits d'étanchéité et les revêtements, les produits d'ignifugation des caoutchoucs n'en renfermant qu'une fraction négligeable. Il a été calculé que le volume des déchets de PCCC provenant des bâtiments et constructions se montent à 1 200 tonnes par an. Pour les paraffines chlorées, les pertes éventuelles durant la production et le transport devraient être inférieures à celles se produisant durant l'utilisation des produits et leur élimination (Fiedler 2010).

35. Le Registre européen des rejets et transferts de polluants (E-PRTR)<sup>2</sup> est un dispositif en ligne mis en place par le Règlement (CE) n° 166/2006 en application du Protocole PRTR de la Commission économique pour l'Europe de l'ONU. Pour 2012, 17 installations ont signalé des rejets aquatiques de PCCC totalisant 301 kg, mais aucun rejet dans l'air ou le sol. Les principales sources sont les stations d'épuration des eaux usées urbaines, l'industrie chimique et le secteur de l'énergie. Les données de l'année 2007 semblent indiquer que les rejets dans l'eau se sont montés à 290 kg.

36. Au Canada, les données transmises depuis 1999 à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) montrent que les quantités de paraffines chlorées (à chaîne courte, moyennes et longues) rejetées dans l'environnement canadien par les compagnies qui répondent aux critères de déclaration de l'INRP<sup>3</sup> sont minimales. En 2001-2002, l'INRP a signalé la mise en décharge prévue de 1,45 tonne de paraffines chlorées et le recyclage de 1,94 tonne suite à la récupération de produits organiques provenant de deux entreprises basées dans l'Ontario. Ces deux entreprises utilisent des PCCC, l'une comme éléments de préparation dans la fabrication de fils et de câbles, l'autre comme additifs dans des peintures et des revêtements. En 2005, l'INRP a signalé qu'une entreprise située dans l'Ontario avait éliminé 0,023 tonne de chloroalcanes<sup>10-13</sup> (n° CAS 85535-84-8) hors site et que 2,967 tonnes avaient été recyclées, également hors site.

37. Aux États-Unis, les PCCC doivent être déclarées à l'organisme en charge de l'inventaire des rejets toxiques, le Toxic Release Inventory (TRI), dans le cadre d'une catégorie plus large d'alcanes polychlorés, qui sont tous des espèces C<sub>10-13</sub> saturées avec une teneur moyenne en chlore de 40 à 70 %. Les informations soumises par les États-Unis durant la période consacrée à la communication d'observations indiquaient que, selon les données transmises au TRI pour l'année 2005, une quantité totale de 19,404 tonnes d'alcanes polychlorés avait été déclarée. Il s'agissait, d'une part, de substances

<sup>2</sup> <http://prtr.ec.europa.eu/PollutantReleases.aspx>

<sup>3</sup> [http://www.ec.gc.ca/pdb/querysite/query\\_e.cfm](http://www.ec.gc.ca/pdb/querysite/query_e.cfm), consulté le 9 août 2007.

destinées à être éliminées sur site ou hors site, et, d'autre part, de rejets d'installations industrielles américaines soumises à obligation de déclaration, lesquels comprenaient 693 kg d'émissions fugaces dans l'air; 880 kg d'émissions ponctuelles dans l'air; et 3,2 kg de déversements dans les eaux de surface (les données du TRI pour l'année 2005, gelées le 15/11/2006 et rendues publiques le 22/03/2007, sont disponibles à l'adresse [www.epa.gov/tri](http://www.epa.gov/tri)). Les données du TRI pour 2013 indiquent un chiffre de 192 kg pour les rejets totaux. Comme l'industrie du gaz et du pétrole n'est pas tenue de communiquer des données au TRI, les rejets atmosphériques et aquatiques peuvent avoir été sous-estimés (observation communiquée au Comité le 27 février 2015 au sujet du descriptif des risques concernant les PCCC). L'utilisation des PCCC a cessé aux États-Unis à la suite d'un décret de consentement entre le Gouvernement fédéral et le dernier fabricant de ces substances motivé par les préoccupations concernant leur persistance, leur bioaccumulation et leur toxicité (informations fournies en 2014 au titre de l'Annexe E).

38. Des polluants organiques persistants inscrits sur les listes peuvent se dégager accidentellement des caoutchoucs et mousses de polyuréthane traités aux paraffines chlorées. Takasuga *et al.* (2012) ont détecté des taux élevés de contamination par les PCB et HCB, mesurables en ppm, consécutivement à une modification du procédé de fabrication des paraffines chlorées.

## 2.3 Devenir dans l'environnement

### 2.3.1 Persistance

#### Persistance dans l'air

39. Les demi-vies atmosphériques des PCCC estimées sur la base de leur réaction avec des radicaux hydroxyles varient entre 0,81 et 10,5 jours, si l'on garde la valeur par défaut de  $1,5 \cdot 10^6$  molécules/cm<sup>3</sup> utilisée dans le modèle AOPWIN (v. 1.86) pour la concentration atmosphérique de radicaux hydroxyle durant les heures d'ensoleillement (Meylan et Howard, 1993; Atkinson 1986, 1987). Avec une concentration de radicaux hydroxyles de  $5 \cdot 10^5$  molécules/cm<sup>3</sup>, valeur moins élevée généralement utilisée dans l'Union européenne comme moyenne quotidienne (sur 24 heures) pour les atmosphères relativement non polluées, on obtient des résultats compris entre 1,2 et 15,7 jours. Il convient de noter que les taux de réaction des radicaux hydroxyles varient dans le temps, en fonction de l'ensoleillement quotidien moyen, de sorte qu'une concentration de  $5 \cdot 10^5$  molécules/cm<sup>3</sup> n'est peut-être pas typique des latitudes septentrionales, puisque les concentrations de radicaux hydroxyles diminuent à mesure qu'on remonte vers le Nord. En outre, la forte adsorption des paraffines chlorées sur les particules atmosphériques aux faibles températures ambiantes qui caractérisent les latitudes élevées peut limiter l'oxydation atmosphérique. Li *et al.* (2014b) ont trouvé, à partir d'un modèle de relation quantitative structure-activité (QSAR) nouvellement mis au point utilisant la théorie de la densité fonctionnelle et d'une concentration de radicaux OH de  $9,7 \cdot 10^5$  molécules/cm<sup>3</sup>, que les homologues C<sub>10-11</sub>, C<sub>15-8</sub> et C<sub>12</sub>Cl<sub>6-8</sub> tendent à avoir une longue durée de vie dans l'air ( $\tau$  entre 3 et 15 jours). Les homologues C<sub>10-13</sub> (en particulier les C<sub>13</sub>) avec un nombre d'atomes de chlore inférieur à 9 ont une durée de vie encore plus longue. Les données de surveillance suggèrent que les homologues C<sub>10-11</sub> Cl<sub>5-7</sub> constituent le groupe dominant en phase gazeuse et que les homologues C<sub>11-12</sub> Cl<sub>6-8</sub> sont les plus abondants dans les échantillons de dépôts atmosphériques. Il est rare que l'on détecte des C<sub>13</sub> dans l'air car ils sont moins volatils (Ma *et al.* 2014c).

#### Persistance dans l'eau

40. Bien qu'une dégradation lente des PCCC par hydrolyse soit possible (selon des informations fournies en 2010 par le Costa Rica au titre de l'Annexe E<sup>4</sup>), on ne s'attend pas à ce qu'elles se dégradent de manière appréciable sous l'effet de tels processus de dégradation abiotique (PISC 1996; U.K. Environment Agency 2003a, b). Koh et Thiemann (2001) ont constaté une photolyse rapide de mélanges de PCCC dissous dans de l'acétone en solution aqueuse sous l'effet d'une exposition à la lumière ultraviolette (lampe à arc au mercure; 254 à 436 nm), les demi-vies étant alors de 0,7 à 5,2 heures. Dans l'eau pure, la demi-vie, dans les mêmes conditions, d'un produit à base de PCCC contenant 52 % de chlore en poids était de 12,8 heures. Si ces résultats suggèrent que la photolyse pourrait être une des voies de dégradation de certaines catégories de PCCC, la pertinence environnementale de cette étude est discutable car 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 à des latitudes plus élevées; par ailleurs, l'utilisation d'acétone dans ce genre d'étude est discutable puisque ce solvant possède des propriétés photosensibilisantes.

<sup>4</sup> Données sur les caractéristiques des paraffines chlorées issues d'un projet du Royaume-Uni sur les aires marines protégées, [http://www.ukmarinesac.org.uk/activities/water-quality/wq8\\_35.htm](http://www.ukmarinesac.org.uk/activities/water-quality/wq8_35.htm)

41. Dans les informations qu'elle a soumises en 2010 au titre de l'Annexe E, la CPIA a donné les résultats d'un essai prolongé de biodégradabilité immédiate en flacon fermé effectué sur un produit à base de PCCC contenant 49,75 % de chlore en poids (Cereclor 50LV) selon le protocole OCDE 301, modifié pour porter la durée de l'essai à 56 jours. Les PCCC étant peu solubles dans l'eau, un solvant (huile de silicone) ou un émulsifiant (polyalkoxylate d'alkylphénol) a été employé pour augmenter la biodisponibilité de la substance testée, comme préconisé par le protocole OCDE 301. Des boues secondaires activées ou de l'eau de rivière ont servi d'inoculum. Aucun test sur des échantillons à blanc ne contenant que le solvant ou l'émulsifiant n'a été pratiqué. Les échantillons émulsifiés ont été les seuls à subir une biodégradation supérieure à 60 %, qui a été obtenue avec le polyalkoxylate d'alkylphénol, ce pourcentage ayant été dépassé dans les 28 jours lorsque l'inoculum était constitué d'eau de rivière. Dilué dans de l'huile de silicone, le produit a subi une dégradation de 33 % en 56 jours. Cette PCCC peu chlorée ne remplit donc le critère de biodégradabilité immédiate qu'une fois émulsifiée et mélangée à un inoculum fait d'eau de rivière. Dans le cas d'un inoculum constitué de boues, un taux de dégradation assez faible s'observait en 28 jours, mais une dégradation notable (55 %) pouvait se constater au bout de 42 jours en présence d'un émulsifiant. On ignore, par ailleurs, si l'utilisation d'un agent tensioactif pour augmenter la biodisponibilité afin d'estimer la biodégradabilité réelle dans les écosystèmes aquatiques, d'autant que les résultats des études sur la biodégradation et ceux de la surveillance dans les sédiments sont conflictuels. On ignore à quel point les PCCC présentant un degré de chloration plus élevé se dégraderaient dans des conditions analogues. Les études sur la biodégradation des PCCC dans les sédiments donnent à penser que les substances peu chlorées sont beaucoup plus biodégradables.

42. Lu (2012) est parvenu à isoler une souche (N35) de *Pseudomonas* sp. capable de dégrader les PCCC dans des microcosmes constitués de cultures pures et de boues d'épuration.

#### **Persistance dans les sols et les sédiments**

43. Dans le cadre des essais qu'ils ont effectués pour mesurer la demande biochimique en oxygène (DBO), 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 chloroalcanes C<sub>12</sub> (contenant 56 % et 69 % de chlore) marqués au carbone 14 dans des sédiments aérobies. Leurs demi-vies dans ces conditions ont été, respectivement, de 12 ± 3,6 jours et 30 ± 2,6 jours.

44. Une étude de la biodégradation aérobie et anaérobie des PCCC dans les sédiments d'eau douce et marins a été entreprise (Thompson et Noble 2007, in U.K. Environment Agency 2007) en utilisant du n-décane et du n-tridécanes marqués au carbone 14 et en appliquant la Ligne directrice 308 de l'OCDE pour les essais de produits chimiques. Les auteurs ont estimé les demi-vies moyennes par minéralisation [production de dioxyde de carbone ou de méthane] en aérobiose, pour un chloroalcane C<sub>10-13</sub> contenant 65 % de chlore en poids, à 1 630 jours en milieu dulçaquatique et 450 jours en milieu marin. La minéralisation dans les sédiments anaérobies s'est révélée faible voire nulle.

45. Les profils de concentration des résidus de PCCC dans les sédiments du lac Winnipeg, dans le Manitoba, et du lac Fox, dans le Yukon, attestent la présence de PCCC dans la couche sédimentaire correspondant à l'année 1947 (Tomy *et al.* 1999). Dans les sédiments de la partie occidentale du bassin du lac Ontario, leur présence remonterait à 1949. La plus forte concentration (800 ng/g poids sec) a été relevée dans la couche datée 1971 (Muir *et al.* 1999a). On a également détecté des PCCC dans une carotte sédimentaire 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 que celles du lac Ontario (Muir *et al.* 1999a; 2002). Les valeurs les plus élevées avaient une date médiane de 1985 ± 4 ans (Turner 1996). Dans les sédiments, les groupes prédominants étaient les homologues C<sub>11</sub> et C<sub>12</sub>. Iozza *et al.* (2008) ont mesuré les concentrations de PCCC dans des carottes sédimentaires datées remontant à 1960. Les résultats ne font apparaître aucun changement dans le temps pour les différents groupes d'homologues (Iozza *et al.* 2008, De Boer 2010, Zeng *et al.* 2012c, Chen *et al.* 2011).

46. En l'absence d'informations sur les charges de PCCC dans ces lieux 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 des carottes sédimentaires 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 avaient une demi-vie supérieure à 1 an dans les sédiments. Bien que cette

méthode ne produise pas de chiffres précis, elle permet de voir si la demi-vie est notablement supérieure à une valeur donnée. Plusieurs évaluations et études publiées par le Gouvernement canadien ont conclu que, même avec des micro-organismes adaptés, on ne peut pas compter sur une biodégradation rapide (Gouvernement canadien 1993a, b; Tomy *et al.* 1998a; CE 2000).

47. Peu d'informations sont disponibles 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  $C_{12}H_{18}Cl_8$  (contenant 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 35 %, respectivement, après 48 heures. Au Royaume-Uni, Nicholls *et al.* (2001) se sont penchés sur la présence de PCCC dans des terres agricoles ayant reçu plusieurs applications de boues d'épuration. Ils n'en ont pas détecté à des valeurs supérieures à 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 ces résultats est discutable.

### **Résumé de la persistance**

48. Les PCCC satisfont au critère de persistance dans les sédiments (Annexe D à la Convention de Stockholm). Leur persistance dans l'air est suffisante pour permettre leur propagation à longue distance. Elles semblent résister à l'hydrolyse. Bien qu'il existe des raisons de penser que les PCCC faiblement chlorées peuvent se dégrader facilement dans l'eau dans des conditions améliorées, on ignore si cela peut se produire en milieu réel. Les informations disponibles sont insuffisantes pour qu'on puisse en tirer des conclusions sur la persistance des PCCC plus fortement chlorées en milieu aquatique. De même, on possède peu d'informations sur leur persistance dans le sol. Globalement, on estime que les PCCC répondent aux critères de persistance énoncés dans la Convention de Stockholm.

## **2.3.2 Bioaccumulation**

### **Log $K_{oe}$ et facteurs de bioaccumulation modélisés**

49. D'après les calculs de Sijm et Sinnige (1995), le log  $K_{oe}$  de tous les congénères possibles des PCCC se situerait entre 4,8 et 7,6. Fisk *et al.* (1998b) ont trouvé des valeurs du 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 s'appuyant sur des données empiriques du  $K_{oe}$  et en supposant une transformation métabolique nulle, les facteurs de bioaccumulation chez les poissons, estimés selon le modèle Gobas, étaient supérieurs à 5 000 pour toutes les PCCC.

### **Bioconcentration**

50. 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 considérablement 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 et Maddock 1983a,b) et allant de 5 785 à 138 000 par rapport au poids humide chez la moule commune (*Mytilus edulis*) (Madeley *et al.* 1983b, Madeley et Thompson 1983, Renberg *et al.* 1986).

51. Les informations fournies par le Japon sur les facteurs de bioconcentration mesurés lors d'essais effectués sur des paraffines chlorées ( $C_{11}$ ,  $Cl_{7-10}$ ) indiquent une bioaccumulation. Les mesures faites sur des organismes exposés pendant 60 jours à des concentrations de 0,1 et 1 µg/L ont donné des résultats compris entre 1 900 et 11 000, sans qu'on observe une corrélation entre la teneur en chlore des substances considérées et leur potentiel de bioconcentration (informations communiquées au Comité par le Japon au sujet du descriptif des risques concernant les PCCC).

52. Dans les informations supplémentaires qu'il a présentées à la cinquième réunion du Comité d'étude des polluants organiques persistants (UNEP/POPS/POPRC.5/INF/23), le Japon a donné les facteurs de bioconcentration mesurés chez la carpe pour une PCCC  $C_{13}$ ,  $Cl_{4.9}$ . En raison de la faiblesse des concentrations des congénères à 4, 8 et 9 atomes de chlore et du manque de sensibilité de l'analyse à de telles concentrations, seuls les congénères à 5, 6 et 7 atomes de chlore avaient été pris en compte lors de la détermination des facteurs de bioconcentration à l'équilibre. Deux séries de mesures sur des sujets exposés à des concentrations respectives de 1 et 10 µg/L avaient été effectuées; toutefois, on ignore s'il s'agit des concentrations des congénères pour chaque degré de chloration ou de celles du mélange lui-même. Les concentrations mesurées de  $C_{13}$  pour chaque degré de chloration donnent à penser que les concentrations des essais correspondent aux congénères pour chaque degré de chloration. La

durée de l'exposition était de 62 jours. On avait observé que le potentiel de bioconcentration augmentait en même temps que le degré de chloration. Les facteurs de bioconcentration obtenus allaient de 1 530 à 2 830.

53. Les PCCC peuvent aussi s'accumuler dans les tissus des êtres humains. Chez l'homme, les PCCC contenant 5 ou 6 atomes de chlore devraient, selon les prévisions, présenter le plus grand potentiel combiné de propagation à longue distance et de bioaccumulation (Gawor et Wania 2013), si la biotransformation n'est pas prise en compte dans le calcul. Celles à 5-6 atomes de chlore ou plus pourraient même se bioaccumuler chez les populations arctiques, en tenant compte de la biotransformation (les demi-vies estimatives chez les poissons ont servi à évaluer grossièrement le potentiel d'élimination métabolique le long de la chaîne alimentaire humaine dans sa totalité) (Gawor et Wania 2013).

#### **Études en laboratoire de la bioaccumulation, de la bioamplification et de la biotransformation**

54. L'accumulation des PCCC dans les aliments est déterminée par la longueur de leur chaîne de carbone et leur teneur en chlore (Fisk *et al.* 1996, 1998b, 2000). On a observé que les PCCC contenant plus de 60 % de chlore en poids présentaient des facteurs de bioamplification supérieurs à 1 à l'équilibre, 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 que les demi-vies chez les truites arc-en-ciel se situaient entre 7,1 et 86,6 jours. Ils ont constaté que les PCCC faiblement chlorés étaient métabolisés 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 supérieurs à 1 000 jours en biotransformation. Fisk *et al.* (2000) 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 calculés de 35 n-chloroalcanes (incluant des paraffines chlorées à chaîne courte et des paraffines chlorées à chaîne moyenne) et le nombre d'atomes de carbone et de chlore de leur molécule ainsi que leur  $\log K_{oe}$ .

55. Bengtsson et Baumann-Ofstad (1982) ont remarqué chez l'ablette (*Alburnus alburnus*) une rétention pendant une période remarquablement longue, malgré une faible capacité 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 constante 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 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 à 14 jours), mais l'absorption de la molécule plus chlorée était plus lente que celle de la molécule moins chlorée.

#### **Études de la bioaccumulation et de la bioamplification en milieu réel**

56. Muir *et al.* (2001) ont calculé les facteurs de bioaccumulation de divers groupes de PCCC classées selon leur longueur de chaîne chez la truite lacustre (*Salvelinus namaycush*) de la partie occidentale du lac Ontario, en s'appuyant sur les concentrations dans le corps entier et dans l'eau. Ils ont obtenu des valeurs comprises entre 88 000 et 137 600 par rapport au poids lipides et allant de 16 440 à 25 650 par rapport au poids humide. Les chlorododécane ( $C_{12}$ ) étaient les PCCC les plus abondantes aussi bien dans l'eau que dans les tissus des poissons. 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 tridécane ( $C_{13}$ ) en raison de leur faible concentration dans l'eau. Pour les PCCC en général, le facteur de bioamplification était plus élevé (0,91) entre l'alose seule et la truite lacustre (Muir *et al.* 2003). Ces valeurs semblent indiquer que les PCCC, en particulier les décane et dodécane chlorés, ne se bioamplifient pas dans le réseau alimentaire pélagique étudié. 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).

57. Houde *et al.* (2008) ont calculé les facteurs de bioaccumulation et de bioamplification pour l'ensemble des isomères des PCCC ainsi que pour les groupes de PCCC possédant la même longueur de chaîne et la même formule (homologues) détectés dans des échantillons d'eau et d'organismes provenant du lac Ontario. Dans le lac Ontario comme dans le lac Michigan, les PCCC se bioamplifient

entre proies et prédateurs. Les valeurs moyennes obtenues chez la truite du lac Ontario se situaient entre  $4,0 \cdot 10^4$  et  $1,0 \cdot 10^7$  pour le  $C_{10}$ ;  $1,3 \cdot 10^5$  et  $3,2 \cdot 10^6$  pour le  $C_{11}$ ;  $1,0 \cdot 10^5$  et  $2,5 \cdot 10^5$  pour le  $C_{12}$ ; et  $2,5 \cdot 10^5$  pour le  $C_{13}$ . Pour l'ensemble des PCCC, le facteur de bioamplification le plus élevé (3,6) a été obtenu entre le chabot et le diporeia, dans les réseaux alimentaires du lac Ontario et du lac Michigan. Dans les deux lacs, les facteurs de bioamplification entre la truite lacustre et l'éperlan ainsi qu'entre le chabot et le diporeia étaient supérieurs à 1. Celui de la combinaison truite lacustre-aloise était aussi supérieur à 1 dans le lac Ontario. Les facteurs d'amplification trophique des PCCC se situaient entre 0,47 et 1,5 (pour 17 homologues) dans le réseau alimentaire du lac Ontario et entre 0,41 et 2,4 pour le lac Michigan. Parmi les homologues individuels, la valeur la plus élevée (1,5) a été obtenue pour le  $C_{10}Cl_8$  et le  $C_{11}Cl_8$ . Une valeur supérieure à 1, observée pour certains isomères, indique que la substance considérée peut se bioamplifier dans le réseau alimentaire aquatique (Houde *et al.* 2008).

58. Dans un réseau alimentaire aquatique comprenant plancton, poissons et tortues, situé près d'une station d'épuration des eaux usées municipales, une bioamplification des PCCC a été mise en évidence (Zeng *et al.* 2011a). Pour la plupart des congénères étudiés, les facteurs de bioaccumulation se situaient entre 56 160 et 280 200 g/kg lipides chez les espèces de poisson sélectionnées, avec un facteur d'amplification trophique (TMF) moyen de 1,61 pour l'ensemble des PCCC  $C_{10-13}$ . Les facteurs d'amplification spécifiques aux homologues étaient de 1,66 pour le  $C_{11}$ ; 1,79 pour le  $C_{12}$ ; 1,75 pour le  $Cl_7$ ; et 1,78 pour le  $Cl_8$ . Les facteurs d'amplification propres à d'autres groupes d'homologues n'ont pas pu être évalués faute d'une relation linéaire apparente entre eux (Zeng *et al.* 2011a).

59. Yuan *et al.* (2012) ont prouvé l'absence de bioamplification dans les mollusques des eaux côtières de la mer de Bohai, en Chine, compte tenu de l'existence d'une forte relation linéaire négative entre les concentrations de PCCC normalisées dans les lipides et le niveau trophique. Une tendance analogue a été observée dans la chaîne alimentaire de la mer de Bohai pour les PCDD et les PCDF fortement chlorés et pour les PCB (Wan *et al.* 2005; Wan *et al.* 2008 cité dans Yuan *et al.* 2012).

60. Dans un réseau alimentaire aquatique comprenant du zooplancton, 8 espèces d'invertébrés benthiques (bivalves, conques, crevettes et crabes) et 8 espèces de poisson de la baie de Liaodong, en Chine du Nord, une bioaccumulation et une bioamplification trophique ont été mises en évidence. Le logarithme des facteurs de bioaccumulation pour la somme des PCCC (24 congénères,  $C_{10-13}$ ,  $Cl_{5-10}$ ) allait de 4,5 à 5,6 par rapport au poids humide pour tous les organismes. Le zooplancton enregistrait la valeur la plus faible, les crevettes (arthropodes) une valeur de 4,6 (39 810 L/kg poids humide) à 4,8 (63 096 L/kg poids humide) et les poissons les valeurs les plus élevées (de 4,7 à 5,6, avec une moyenne de 5,1). Les valeurs du facteur de bioaccumulation des différents groupes de PCCC tendent à augmenter parallèlement à l'augmentation de la longueur de la chaîne de carbone, de la teneur en chlore et des valeurs du  $K_{oc}$ . Dans ce réseau alimentaire, les valeurs du facteur de bioamplification trophique allaient de 1,45 à 5,65 (sauf pour les  $C_{10}Cl_6$ ,  $C_{11}Cl_7$ ,  $C_{12}Cl_7$  et  $C_{13}Cl_7$  qui ne faisaient apparaître aucune corrélation significative entre le niveau trophique et la somme des PCCC). Le facteur de bioamplification trophique augmentait avec la longueur de la chaîne de carbone, les valeurs les plus élevées étant celles des homologues  $Cl_8$  et  $Cl_9$ . Pour la somme des PCCC, le facteur de bioamplification trophique a été établi à 2,38 dans le réseau alimentaire constitué par le zooplancton, les crevettes et le poisson (Ma *et al.* 2014b).

61. Les facteurs d'accumulation biote-sédiments, normalisés par rapport aux lipides, de congénères individuels pour trois espèces de bivalves de la mer Bohai se situaient, respectivement, entre 0,14 et 4,03; 0,09 et 2,27; et 0,09 et 1,90; (Ma *et al.* 2014a). Les auteurs ont conclu que ces valeurs étaient comparables à celles signalées pour les PCB (0,01 à 5,0) et les HCH (0,81 à 2,34), mais légèrement plus basses que celles signalées pour le DDT (1,1 à 27,9) et les PBDE (1,0 à 11,4) (Yang *et al.* 2006, Wu *et al.* 2011, Yang *et al.* 2006 et Wang *et al.* 2009, tous cités dans Ma *et al.* 2014a).

62. Luo *et al.* (2015) ont remarqué une amplification trophique chez les oiseaux migrateurs, mais non chez les oiseaux terrestres sédentaires, habitant un site de recyclage de déchets électriques et électroniques, ce qui pourrait s'expliquer par la répartition hétérogène des PCCC dans l'environnement étudié.

63. Les concentrations de PCCC relevées dans le foie de requins du Groenland capturés dans les eaux baignant l'Islande étaient de 430 ng/g de graisse (valeur médiane), ce qui correspond aux valeurs précédemment signalées pour des congénères individuels de PCB (Strid *et al.* 2013). Des PCCC ont été détectées dans des oiseaux marins et leurs œufs dans la région du Svalbard à des concentrations moyennes de 3,95 ng/ml (dans du plasma de goéland bourgmestre) et de 7,83 et 3,23 ng/g de poids humide dans des œufs de mouette tridactyle et d'eider commun, respectivement (Agence norvégienne pour la protection de l'environnement 2013). Des œufs d'eider commun, de cormoran huppé et de goéland argenté prélevés dans des zones reculées de la Norvège septentrionale contenaient des PCCC

à des concentrations pouvant aller jusqu'à 5 ng/g de poids humide (Huber *et al.* 2015). Un facteur de bioamplification trophique de 2,3 a été calculé sur la base des niveaux trophiques relatifs et des concentrations (transformées en logarithme) pour la morue polaire, les œufs d'eider, les œufs de mouette tridactyle, le plasma de goéland bourgmestre, le plasma de phoque annelé et le plasma d'ours polaire du Svalbard, dans l'Arctique norvégien (Agence norvégienne pour la protection de l'environnement 2013).

64. S'agissant de la biodisponibilité, les résultats des données de surveillance ne sont guère concluants. Selon certaines données, le groupe de formule  $C_{13}$  serait moins biodisponible pour les poissons que les PCCC à chaîne plus courte, si l'on tient compte du comportement des PCCC dans les sédiments de la mer Baltique (contenu élevé en  $C_{13}Cl_7$  et en  $C_{13}Cl_8$ , qui n'est pas observé chez le flet provenant de la même zone). Selon une autre étude, cependant, les proportions d'homologues  $C_{10-12}$  dans les sédiments se retrouvent dans le flet. De même, dans le lac Ontario, la répartition des homologues  $C_{11}$  et  $C_{12}$  se retrouve dans le chabot; par contre, les proportions relativement élevées de  $C_{13}Cl_7$  et de  $C_{13}Cl_8$  ne se retrouvent pas dans les sédiments. Les  $C_{10}Cl_5$  et  $C_{10}Cl_6$  sont sous-représentées dans le chabot comparé aux sédiments, ce qui pourrait donner des indications sur la biotransformation. Une telle transformation pourrait se produire aussi bien chez les invertébrés vivant dans les sédiments, dont les poissons font leur proie, que chez ces derniers (De Boer 2010). En revanche, Ma *et al.* (2014b) ont trouvé des facteurs de bioamplification trophique supérieurs à 1 pour les homologues  $C_{13}Cl_8$  et  $C_{13}Cl_9$  dans un réseau alimentaire composé de zooplancton, d'invertébrés et de poissons.

### **Résumé de la bioaccumulation**

65. Les données empiriques (de laboratoire et de terrain) et les données de modélisation indiquent toutes que bon nombre de 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 en milieu réel pour les poissons allaient de 16 440 à 398 107 L/kg poids humide, tandis que les données de modélisation donnaient des facteurs de bioaccumulation supérieurs à 5 000 pour l'ensemble des PCCC. Pour certains composés de PCCC, une biotransformation et une biodisponibilité limitée peuvent se produire. Dans certains réseaux alimentaires et le biote arctique, les facteurs de bioamplification, et notamment les facteurs de bioamplification trophique, étaient supérieurs à 1, indiquant un potentiel de bioamplification et de transfert trophique. Les valeurs du facteur de bioconcentration ont en général tendance à augmenter avec l'accroissement de la longueur de la chaîne carbonée, du nombre d'atomes de chlore et des valeurs du  $K_{oc}$ . Par ailleurs, certains signes donnent à penser que les PCCC peuvent se bioamplifier chez les espèces terrestres, notamment les oiseaux. Globalement, les PCCC répondent aux critères de sélection concernant la bioaccumulation énoncés dans la Convention de Stockholm.

### **2.3.3 Potentiel de propagation à longue distance**

66. Les informations soumises par la Suisse en 2007 au titre de l'Annexe E mentionnent une étude menée par Wegmann *et al.* (2007) sur le potentiel de propagation à longue distance des PCCC et d'autres polluants organiques persistants 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 étaient similaires à ceux de plusieurs polluants organiques persistants. Le potentiel de contamination de l'Arctique a été évalué pour plusieurs PCCC à partir de leur  $K_{oa}$  et de leur  $K_{oc}$  et comparé à ceux d'une liste hypothétique de produits chimiques (Wania 2003), ce qui a permis de voir qu'il se rapproche de celui du tétra- ou de l'hepta-chlorobiphényl. Gawor et Wania (2013) ont modélisé le potentiel de propagation à longue distance pour tous les congénères des PCCC, d'où il ressort que les PCCC  $C_{5-7}$ ,  $Cl_{6-9}$  se propagent dans l'air et dans l'eau (selon leur  $\log K_{oa}$ ) par « bonds successifs » et sont susceptibles de s'accumuler notablement dans les milieux superficiels de l'Arctique. Les informations disponibles, modélisées ou empiriques, étayaient la conclusion selon laquelle les PCCC se propagent sur de longues distances.

67. Des PCCC ont été décelées dans l'air, les sédiments, les poissons et les mammifères de l'Arctique ainsi que dans l'air de l'Antarctique (voir la section 2.4). Tomy (1997) et Bidleman *et al.* (2001) ont détecté des PCCC à des concentrations allant de valeurs inférieures à 1 jusqu'à 8,5  $pg/m^3$  dans des échantillons d'air collectés à la station d'Alert dans l'île d'Ellesmere (Haut-Arctique canadien). En 2011, 12 échantillons d'air collectés à la station d'Alert entre janvier et août ont été analysés. Les concentrations moyennes et médianes de PCCC étaient de 913,3 et 684,6  $pg/m^3$ , respectivement, avec des extrêmes de 205,7 et 2 876  $pg/m^3$ , dominées par les groupes de formule  $C_{10}$  et  $C_{11}$  (Hung *et al.*, sous presse). Ces valeurs sont considérablement plus élevées que celles de Tomy (1997) et Bidleman *et al.* (2001). Borgen *et al.* (2000) ont relevé des valeurs allant de 9,0 à 57  $pg/m^3$  dans des échantillons prélevés sur le mont Zeppelin, dans le Svalbard (Norvège) en 1999. En 2013, les concentrations annuelles moyennes au mont Zeppelin étaient de 360  $pg/m^3$ , les moyennes



mensuelles allant de 185,8 à 596,5 pg/m<sup>3</sup> (Agence norvégienne pour la protection de l'environnement 2014b). La moyenne annuelle pour 2014 était de 240 pg/m<sup>3</sup>, dans une fourchette de 140 à 480 pg/m<sup>3</sup> (Agence norvégienne pour la protection de l'environnement 2015). Des concentrations atmosphériques totales de PCCC beaucoup plus élevées, allant de 1 800 à 10 600 pg/m<sup>3</sup>, ont été mesurées sur l'Île aux ours, une petite île isolée située entre le Svalbard et la partie continentale de la Norvège (Borgen *et al.* 2002). Des mesures des PCCC ont également été effectuées dans les sédiments de lacs arctiques reculés (Tomy *et al.* 1999; Stern et Evans 2003), loin des sources locales de contamination, ainsi que dans les biotes 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 truites de lacs reculés (Basconcillo *et al.* 2015), le requin du Groenland (Strid *et al.* 2013), l'ours polaire, la phoque annelé, le goéland bourgmestre, la mouette tridactyle, l'eider et la morue polaire (Agence norvégienne pour la protection de l'environnement 2013; Agence norvégienne pour le contrôle du climat et de la pollution 2012). Les profils de concentration des PCCC chez les mammifères marins de l'Arctique montrent une prédominance des congénères à chaîne carbonée plus courte appartenant aux groupes de formule C<sub>10</sub> et C<sub>11</sub> (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 davantage susceptibles de se propager à longue distance. Cette observation corrobore les résultats obtenus par Reth *et al.* (2005, 2006), qui ont constaté que les concentrations de PCCC C<sub>10</sub> dans les biotes étaient plus élevées en mer du Nord que dans la mer Baltique (Reth *et al.* 2005) et plus élevées dans l'Arctique que dans la mer Baltique (Reth *et al.* 2006). Cependant, les PCCC logées dans le foie de requins du Groenland ont révélé la prédominance des C<sub>11</sub> et C<sub>12</sub> hexa- et heptachlorées (Strid *et al.* 2013). Halse *et al.* (2015) ont montré, à l'aide d'échantillons prélevés dans le sol le long d'une transversale Royaume-Uni-Norvège, que les concentrations de PCCC diminuaient à mesure que la latitude augmentait, ce qui donne à penser que les PCCC sont relativement moins susceptibles de se propager à longue distance dans l'atmosphère, d'après les conclusions de cette étude.

68. Les résultats des modélisations indiquent que les demi-vies atmosphériques des principaux homologues des PCCC (C<sub>10</sub>H<sub>17</sub>Cl<sub>5</sub>, C<sub>10</sub>H<sub>16</sub>Cl<sub>6</sub>, C<sub>10</sub>H<sub>15</sub>Cl<sub>7</sub>, C<sub>11</sub>H<sub>18</sub>Cl<sub>6</sub>, C<sub>11</sub>H<sub>17</sub>Cl<sub>7</sub>, C<sub>12</sub>H<sub>20</sub>Cl<sub>6</sub>, C<sub>12</sub>H<sub>19</sub>Cl<sub>7</sub>) trouvés dans les échantillons prélevés dans l'environnement comme, par exemple, les échantillons 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). Globalement, les PCCC répondent aux critères de sélection concernant la propagation à longue distance énoncés dans la Convention de Stockholm.

## 2.4 Exposition

### 2.4.1 Concentrations atmosphériques

69. Comme indiqué dans la section 2.1, les PCCC sont des substances complexes et il est donc difficile de les détecter et de les quantifier avec exactitude dans l'environnement. Des mesures atmosphériques de ces composés ont cependant été faites dans plusieurs pays, dont le Canada (voir la section 2.3.3), le Royaume-Uni, la Norvège (voir la section 2.3.3), la Suède et la Chine.

70. Les concentrations atmosphériques totales de PCCC (principalement dans la phase gazeuse durant l'été) allaient de 9,6 à 20,8 pg/m<sup>3</sup> sur l'île King George, dans l'Antarctique (Ma *et al.* 2014c). Les C<sub>10</sub> et C<sub>11</sub> avec 5 à 6 atomes de chlore prédominaient, aussi bien dans la phase gazeuse que dans la phase particulaire. L'adsorption des aérosols sur des matières organiques jouait un rôle plus important dans la répartition atmosphérique, transportant des PCCC jusque dans des zones reculées de l'Antarctique (Ma *et al.* 2014c).

71. Les teneurs en PCCC des échantillons d'air collectés en 1990 à Egbert, dans l'Ontario (Canada), allaient de 65 à 924 pg/m<sup>3</sup> (Tomy 1997; 1998a). Celles des échantillons prélevés au-dessus du lac Ontario en 1999 et 2000 étaient comprises entre 120 et 1 510 pg/m<sup>3</sup> (Muir *et al.* 2001; D.C.G. Muir, données non publiées, 2001).

72. Peters *et al.* (2000) ont signalé une concentration moyenne de PCCC de 99 pg/m<sup>3</sup> dans l'air d'un site semi-rural de Lancaster, au Royaume-Uni. Barber *et al.* (2005) ont établi que les concentrations atmosphériques au Royaume-Uni en 2003 allaient de moins de 185 à 3 430 pg/m<sup>3</sup> maximum (avec une moyenne de 1 130 pg/m<sup>3</sup>) et qu'elles étaient donc supérieures aux concentrations relevées en 1997 sur le site susmentionné. La concentration moyenne pour l'ensemble du pays était de 600 pg/m<sup>3</sup> (Barber *et al.* 2005).

73. Dans un site urbain à Beijing, on a relevé des concentrations allant de 1,9 à 332 ng/m<sup>3</sup> (Wang *et al.* 2012). Des concentrations moyennes de 17,69 ng/m<sup>3</sup> ont été relevées dans le delta de la rivière des Perles, en Chine du Sud, avec enrichissement des chaînes les plus courtes et apparition de congénères moins chlorés (Wang *et al.* 2013b). Li *et al.* (2012) ont étudié les concentrations et la récurrence des groupes de congénères dans toute l'Asie de l'Est. En Chine, les concentrations (qui

allaient de 13,4 à 517 ng/m<sup>3</sup>) dépassaient celles du Japon (0,28 à 14,2 ng/m<sup>3</sup>) et de la Corée du Sud (0,60 à 8,96 ng/m<sup>3</sup>), qui elles-mêmes dépassaient celles d'autres régions du monde. En Chine, on a observé une prédominance des C<sub>10</sub> avec 5 à 6 atomes de chlore, tandis qu'au Japon et en Corée du Sud, les C<sub>11</sub> constituaient le groupe prépondérant. S'agissant de la teneur totale en chlore, les Cl<sub>6</sub> et les Cl<sub>5</sub> étaient les plus abondants au Japon et les Cl<sub>7</sub> en Corée du Sud.

74. L'Agence norvégienne pour le contrôle de la pollution (SFT 2002) a mesuré les teneurs en PCCC d'échantillons de mousse collectés dans trois zones forestières de Norvège (Valvil, Molde et Narbuvooll), dans des endroits situés à au moins 300 m de toute route ou construction et 10 km de toute agglomération. Des concentrations allant de 3 à 100 µg/kg poids humide ont été mesurées, ce qui semble indiquer un dépôt atmosphérique. Depuis 2009, l'Agence suédoise pour la protection de l'environnement surveille les concentrations et dépôts atmosphériques de PCCC. Les concentrations de PCCC relevées par les deux stations de mesure, situées sur les côtes Est et Ouest de la Suède, variaient entre 0,02 et 2 ng/m<sup>3</sup> dans l'air et entre 10 et 380 ng/m<sup>2</sup> par jour dans les dépôts (Sjöberg *et al.* 2014).

75. Les résultats de l'étude rétrospective GAPS de 2009, qui incluait quatre sites arctiques, ont révélé que des PCCC analysés par chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse étaient décelables dans des échantillons prélevés à l'aide de capteurs à disques de mousse de polyuréthane à des concentrations de 220 pg/m<sup>3</sup> à Barrow, 81 pg/m<sup>3</sup> à Ny-Alesund, 1 000 pg/m<sup>3</sup> à Stórhöföi et 87 pg/m<sup>3</sup> au lac de Little Fox (Harner *et al.* 2014).

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

76. Des PCCfC ont été détectées dans la totalité des 8 échantillons prélevés sur les effluents rejetés en fin de parcours par des stations d'épuration des eaux usées du Sud de l'Ontario (Canada). Leurs teneurs totales en PCCC C<sub>10-13</sub> (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 industrielles, dont celles de Hamilton et St. Catharine (Muir *et al.* 2001).

77. En Allemagne, Reiger et Ballschmiter (1995) ont signalé des concentrations de PCCC C<sub>10-13</sub> (62 % de chlore) de 80 ± 12 ng/L en amont d'une station d'épuration et de 73 ± 10 ng/L en aval. La concentration de PCCC dans les effluents était de 115 ng/L. Aux États-Unis, Murray *et al.* (1988) ont relevé des concentrations de PCCC C<sub>10-13</sub> (60 % de chlore) allant de < 150 à 3 300 ng/L 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'Ohio.

78. Au Japon, Iino *et al.* (2005) ont, en 2002, mesuré les concentrations de PCCC dans les effluents et les effluents de trois stations d'épuration des eaux usées municipales. Ils ont obtenu des valeurs allant de 220 à 360 ng/L en amont et de 16 à 35 ng/L en aval des installations. Tous les échantillons prélevés en amont contenaient des homologues C<sub>10-13</sub>, avec 5 à 8 atomes de chlore, alors que ceux prélevés en aval ne contenaient aucune teneur détectable en homologues C<sub>12</sub> et C<sub>13</sub>, ce qui semble indiquer que ces stations sont capables de les éliminer.

79. Les PCCC présentes dans les boues d'épuration ont également été mesurées. Stevens *et al.* (2002) ont relevé des concentrations allant de 6,9 à 200 µg/g poids sec dans les boues de 14 stations d'épuration des eaux usées au Royaume-Uni. Les plus fortes concentrations ont été mises en évidence dans les boues de bassins industriels. Toutefois, des concentrations appréciables (590 µg/g) de paraffines chlorées à chaîne courte et moyenne ont également été relevées dans les boues d'épuration d'un bassin de captage rural ne recevant aucun effluent industriel (Stevens *et al.* 2002). En Suède, depuis 2004, les boues de neuf stations d'épuration des eaux usées font l'objet de contrôles annuels; en 2013, des concentrations de PCCC de 0,8 à 2 µg/g ont été relevées. Aucune tendance significative n'a pu être dégagée jusqu'ici (IVL, 2015). En Chine, les mesures des concentrations de PCCC dans les boues d'épuration de 52 stations d'épuration des eaux usées ont donné des résultats allant de 0,8 à 52,7 µg/g poids sec (avec une moyenne de 10,7 µg/g) (Zeng *et al.* 2012b). Le bilan massique établi pour une station d'épuration des eaux usées municipales à Beijing indique que 0,8 % et 72,6 % de la charge massique initiale de PCCC (affluents 184 ± 19 ng/L) ont été trouvés dans les effluents (27 ± 6 ng/L) et les boues déshydratées (15,6 ± 1,4 µg/g poids sec) tandis que 26,6 % de pertes par dissipation ont été enregistrées. Les auteurs en ont conclu que les boues constituaient un énorme réservoir de PCCC durant le traitement des eaux usées (Zeng *et al.* 2012a). Les terres agricoles amendées par épandage de boues d'épuration peuvent aussi constituer des réservoirs potentiels (Stevens *et al.* 2002; Nicholls *et al.* 2001), de même que les sols irrigués avec des eaux usées, susceptibles de conduire à une forte accumulation de PCCC, avec une échelle de concentrations allant de 159,9 à 1 450 ng/g poids sec (Zeng *et al.* 2011b).

80. Gasperi *et al.* (2012) ont évalué la qualité des eaux de débordement d'égouts unitaires dans un bassin hydrographique à dominante urbaine. Ils ont trouvé des concentrations de PCCC se situant entre 15 et 50 µg/L, indiquant que la présence de ces substances dans le trop-plein des égouts unitaires peut constituer un risque important pour l'environnement au regard des normes de qualité environnementales (NQE) de l'Union européenne, de même que les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les composés du tributylétain.

81. Une teneur moyenne en PCCC de 60,4 ± 54,9 ng/g poids sec a été mesurée dans des échantillons de sol prélevés à proximité d'une décharge d'Iqaluit, une ville du Nunavut, dans l'Arctique canadien (Dick *et al.* 2010, cité dans les informations fournies par la CPIA en 2010 au titre de l'Annexe E). Ces résultats indiquent que la décharge d'Iqaluit pourrait être une source locale de contamination par les PCCC.

82. Les concentrations totales de PCCC mesurées en Chine dans 27 échantillons de sol superficiel prélevés dans une zone de référence, l'île de Chongming, se situaient entre 0,42 et 420 ng/g poids sec, avec une prédominance des congénères C<sub>11</sub> et C<sub>13</sub> et des congénères chlorés Cl<sub>7</sub> et Cl<sub>8</sub> dans la plupart des échantillons (Wang *et al.* 2013a). Dans les échantillons de sol superficiel de 39 sites de référence se trouvant dans des zones boisées et prairies d'Europe de l'Ouest (le long d'une transversale Royaume-Uni-Norvège), les polluants les plus abondants dans la matière organique étaient les PCCC, avec des concentrations moyennes de 35 ± 100 ng/g, suivies par l'endosulfan et le pentachlorobenzène. La baisse très nette des concentrations de PCCC avec l'augmentation de la latitude indique que leur répartition spatiale est fonction de la proximité de leurs régions d'origine (Halse *et al.* 2015). Les concentrations de PCCC (avec des moyennes de 50 et 22 ng/g de matière organique du sol au Royaume-Uni et en Norvège, respectivement) étaient nettement plus élevées que les concentrations des 31 PCB présents dans les mêmes échantillons (5 et 8 ng/g de matière organique du sol pour le Royaume-Uni et la Norvège, respectivement) (Halse *et al.* 2015).

83. Des échantillons de sols urbains prélevés à Shanghai sur 75 sites d'échantillonnage ont donné, pour l'ensemble des PCCC, des concentrations allant de niveaux inférieurs au seuil de détection à 615 ng/g poids sec, avec une valeur médiane de 15,7 ng/g (Wang *et al.* 2014).

84. Dans une étude à plus petite échelle, Chen *et al.* (2013) ont fourni des données sur la teneur en PCCC des sols pour différents types d'utilisation des terres dans les environs de Guangzhou. Dans 17 échantillons, les concentrations pour l'ensemble des PCCC se situaient entre 7 et 541 ng/g (avec une moyenne de 84 ng/g). Les congénères dominants avaient généralement une longueur de chaîne carbonée de C<sub>10</sub> et C<sub>11</sub> et entre 6 et 7 atomes de chlore. Gao *et al.* (2012) ont mesuré des concentrations de 56,9 à 171,1 ng/g poids sec dans les rizières et de 83,5 à 189,3 ng/g poids sec dans les sols des hautes terres du bassin du fleuve Liaohé.

### 2.4.3 Eaux de mer et eaux superficielles

85. 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 (C<sub>10-13</sub>) ont été mesurées en 1999 et en 2000 dans la partie occidentale 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). Pour l'ensemble des PCCC, les concentrations dans les eaux du lac Ontario, à 4 m de profondeur, ont été de 0,770 à 1,935 ng/l en 2000, de 1,039 à 1,488 ng/l en 2002, et de 0,606 à 1,711 ng/l en 2004, avec une moyenne de 1,194 ng/l pour la période 2000-2004 (Houde *et al.* 2008). Des concentrations de PCCC s'élevant à 30 ± 14 ng/L ont également été mesurées en 1995 dans la rivière Rouge, 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 ou de recyclage des métaux dans la ville de Selkirk, en raison de la ressemblance entre la composition de la préparation et celle du PCA-60 qui avait servi de référence dans l'étude.

86. 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) dans six échantillons d'eaux superficielles prélevés au cours de l'exercice budgétaire 2004 dans diverses régions du pays. Les concentrations trouvées dans des échantillons d'eaux superficielles prélevés en 2002 dans deux fleuves différents, sur quatre sites, allaient de 7,6 à 31 ng/L (Iino *et al.* 2005; Takasuga *et al.* 2003). En Chine, des mesures de l'ensemble des PCCC effectuées sur l'eau d'un lac recevant les effluents déversés par une station d'épuration des eaux à Beijing ont fait apparaître des concentrations allant de 162 à 176 ng/L (Zeng *et al.* 2011a).

87. Les concentrations détectées dans les eaux fluviales de différents pays, allaient de 300 (seuil de détection) à 1 100 ng/L en Espagne (Castells *et al.* 2003; 2004), de 15,74 à 59,57 ng/L dans le

fleuve Saint-Laurent, au Canada (Moore *et al.* 2003), et de moins de 100 à 1 700 ng/L en Angleterre et au pays de Galles (Nicholls *et al.* 2001).

88. Des échantillons d'eau de mer prélevés dans la baie de Liaodong en Chine du Nord ont fait apparaître des concentrations allant de 4,1 à 13,1 ng/L (Ma *et al.* 2014b). Des PCCC ont également été détectées dans divers cours d'eau et lacs d'Iqaluit, dans le Nunavut (Arctique canadien). Les concentrations allaient de valeurs non détectables à 117 ng/L, selon le lieu. Ces résultats donnent à penser qu'il existe à Iqaluit d'autres sources de contamination que les dépôts atmosphériques (Dick *et al.* 2010).

#### 2.4.4 Sédiments

89. Des PCCC ont été détectées dans les sédiments autour des Grands Lacs, au Canada, ainsi que dans les pays suivants : Allemagne, Chine, Espagne, France, Japon, Norvège, République tchèque, Royaume-Uni et Suisse, de même qu'en Arctique.

90. Des mesures des apports de PCCC (en  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ ) aux sédiments de surface (0-1 cm de profondeur) dans plusieurs lacs canadiens ont été effectuées (Muir *et al.* 1999a; Tomy *et al.* 1999). Les flux les plus importants ont été observés dans les lacs situés à proximité de zones urbaines (partie occidentale du lac Ontario et partie méridionale du lac Winnipeg) et les plus faibles dans les lacs les plus reculés, dont le lac Supérieur, où les apports proviennent principalement de l'atmosphère. Ces résultats donnent à penser que les plus fortes concentrations de résidus de PCCC observées dans les sédiments lacustres sont essentiellement imputables aux agglomérations urbaines.

91. Tomy *et al.* (1997) ont relevé, en 1995, des concentrations de PCCC d'environ 245  $\mu\text{g}/\text{kg}$  poids sec dans des échantillons aléatoires de sédiments prélevés dans le lac Érié, à l'embouchure de la rivière Détroit, ainsi que dans l'île Middle Sister 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 PCCC, à des concentrations allant de 5,9 à 290 ng/g 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). De même, Marvin *et al.* (2003) ont signalé une concentration de 410 ng/g poids sec dans des sédiments prélevés dans le lac Ontario, près d'une zone industrielle.

92. Dans l'Arctique canadien, les concentrations totales de PCCC mesurées dans des carottes sédimentaires (0-1 cm de profondeur) provenant de trois lacs reculés étaient comprises entre 1,6 et 17,6 ng/g poids sec (Tomy *et al.* 1998a, Stern et Evans 2003, Stern *et al.* 2005). Les sédiments prélevés dans divers cours d'eau et lacs d'Iqaluit, dans le Nunavut (Arctique canadien), en contenaient de 5,2 à 138,1 ng/g poids sec (Dick *et al.* 2010). Ces résultats donnent à penser qu'il existe à Iqaluit d'autres sources de contamination que les dépôts atmosphériques (Dick *et al.* 2010).

93. Iozza *et al.* 2008 ont analysé une carotte sédimentaire du lac Thun (Suisse) couvrant les 120 dernières années (1899-2004) pour avoir un aperçu des tendances historiques des paraffines chlorées. Ils ont trouvé une concentration de 5 ng/g poids sec dans les couches profondes de l'ère préindustrielle. De 1960 aux années 1980, les concentrations restaient inférieures à 10 ng/g poids sec; elles augmentaient ensuite jusqu'à atteindre un maximum de 33 ng/g poids sec en 1986 pour se stabiliser plus ou moins jusqu'en 2000. En 2004, les concentrations de PCCC atteignaient 21 ng/g poids sec dans les sédiments superficiels. Des données établies à partir de sédiments de zones urbanisées situées dans des fjords de Norvège faisaient apparaître des concentrations allant de 60 à 100 ng/g poids sec (Agence norvégienne pour la protection de l'environnement, 2014).

94. En Espagne, des concentrations de PCCC allant de 1 250 à 2 090 ng/g poids sec ont été mesurées dans des échantillons de sédiments marins prélevés dans la zone côtière de Barcelone et près d'un canal sous-marin d'évacuation des effluents d'une installation de traitement des eaux usées située à l'embouchure du fleuve Besòs (Castells *et al.* 2008). Zeng *et al.* (2012c) ont trouvé des PCCC dans tous les échantillons de sédiments de surface collectés dans la mer de Chine orientale, avec des concentrations allant de 5,8 à 64,8 ng/g poids sec. Les tendances spatiales ont fait apparaître une diminution à mesure qu'on allait au large, bien que les valeurs les plus élevées aient été trouvées loin des côtes. Le groupe des homologues  $\text{C}_{10}$  était le plus abondant. Le profil vertical des carottes sédimentaires montrait une diminution des concentrations de PCCC depuis la surface jusqu'à une profondeur de 36 cm suivie d'une légère augmentation, mettant en évidence une corrélation positive importante avec le carbone organique total et la teneur en chlore. Zhao *et al.* (2013) ont mesuré les concentrations de PCCC dans 37 sédiments de surface prélevés dans le delta du fleuve Yangtsé et le long de la côte Zhejiang-Fujian et trouvé des valeurs allant de 9 à 37,2 ng/g poids sec. Les migrations de PCCC étaient nettement influencées par le carbone organique total. L'apport du fleuve Yangtsé a été attribué au fait que la majeure partie des PCCC logés dans les sédiments se trouvaient dans la zone côtière, une petite partie seulement ayant été emportée vers le grand large (Zeng *et al.* 2012a). Une

récente étude des concentrations de PCCC dans la mer de Bohai, pratiquée sur 15 sédiments de surface, a donné des valeurs allant de 97,4 à 1 756,7 ng/g poids sec, avec une moyenne de 650,7 ng/g poids sec (Ma *et al.* 2014a). Dans 10 échantillons de sédiments marins de la baie de Liaodong, en Chine, des concentrations de PCCC allant de 65 à 541 ng/g poids sec, avec une moyenne de 299 ng/g, ont été mesurées (Ma *et al.* 2014b).

95. On a également trouvé des PCCC (entre 250 et 3 040 ng/g poids sec) dans le fleuve Besòs, en Espagne (Parera *et al.* 2004), ainsi que dans divers cours d'eau d'Allemagne, de France et de Norvège (entre 2 et 75 ng/g poids sec) (Hütting 2006). En Allemagne, Ballschmiter (1994) a trouvé des PCCC dans des sédiments, à des concentrations allant de valeurs inférieures à 5 jusqu'à 83 µg/kg poids sec. L'échantillon ayant une concentration de PCCC de 83 µg/kg poids sec provenait du Rhin (U.K. Environment Agency 2003b).

96. Au Royaume-Uni, Nicholls *et al.* (2001) ont réalisé une étude des taux de paraffines chlorées à chaîne courte et moyenne dans 20 sites aquatiques et 8 sites agricoles. Pour effectuer cette étude, ils ont analysé des échantillons de sédiments de surface prélevés en aval de trois stations d'épuration municipales, à des endroits situés à des distances de 1 à 100 m, 200 à 300 m et 1 à 2 km, respectivement. Ils sont arrivés à la conclusion que les paraffines chlorées à chaîne courte et 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 poids sec pour les PCCC (Nicholls *et al.* 2001).

97. En République tchèque, la présence de PCCC a été mise en évidence dans 36 échantillons de sédiments collectés dans 11 cours d'eau et cinq buses de drainage à proximité d'installations industrielles (Příbylová *et al.* 2006). Les concentrations mesurées allaient du non-détectable à 347,4 ng/g poids sec. En 2001 et 2002, les mesures effectuées sur des échantillons de sédiments prélevés près de trois points de rejet d'effluents industriels, avaient donné des concentrations de 24 à 45,78 ng/g poids sec dans la région de Košetice (zone de référence), de 16,30 à 180,75 ng/g poids sec dans la région de Zlín (caoutchouc, cuir et textiles) et de 4,58 à 21,57 ng/g poids sec dans la région de Beroun (ciments et mécanique) (Štejnárová *et al.* 2005).

98. Au Japon, le Ministère de l'environnement (2006) a mesuré les concentrations de PCCC dans six échantillons de sédiments de fond prélevés au cours de l'exercice budgétaire 2004 dans différentes régions du pays et n'a trouvé aucune concentration dépassant les seuils de détection (qui variaient entre 0,34 et 3,0 ng/g en fonction de la longueur de la chaîne carbonée). Toutefois, dans six échantillons de sédiments prélevés en 2003 dans trois cours d'eau (Iino *et al.* 2005) on avait trouvé des concentrations de PCCC allant de 4,9 à 484,4 ng/g poids sec. Dans cinq d'entre eux, les concentrations étaient supérieures à 196,6 ng/g poids sec.

99. Les tendances spatiales et temporelles des concentrations de PCCC ont été étudiées à partir de sédiments prélevés dans le delta de la rivière des Perles en Chine du Sud (Chen *et al.* 2011). Les concentrations variaient de 320 à 6 600 ng/g poids sec. Des valeurs plus élevées ont été mesurées dans les sédiments d'un étang près d'une installation de recyclage de déchets électriques et électroniques (2 800 ng/g poids sec) et dans les sédiments d'une rivière à proximité d'une zone très industrialisée (1 200 ng/g poids sec). Une abondance accrue des congénères à chaîne courte et faiblement chlorés a été observée dans des zones où l'activité industrielle était moindre, ce qui pourrait procéder de la propagation privilégiée des paraffines chlorées à chaîne courte et de la déchloration des congénères les plus chlorés. Les carottes sédimentaires faisaient apparaître des concentrations plus élevées dans les couches supérieures (670 à 1 100 ng/g poids sec entre 0 et 32 cm de profondeur) que dans les couches inférieures (290 à 680 ng/g poids sec entre 36 et 68 cm de profondeur), indiquant une augmentation de la consommation au cours des dernières années.

100. Des PCCC ont été détectées dans 22 échantillons de sédiments prélevés dans le fleuve Liaohé en Chine du Nord, à des concentrations comprises entre 39,8 et 480,3 ng/g poids sec qui s'élevaient à mesure qu'on se rapprochait de zones industrielles. Un inventaire préliminaire des sédiments a permis de constater la présence de près de 30,82 tonnes de résidus de PCCC dans les sédiments du fleuve Liaohé (Gao *et al.* 2012).

101. Toujours en Chine, dans le cadre d'une étude à grande échelle des tendances spatiales et temporelles des PCCC dans le milieu marin, 117 échantillons de sédiments superficiels et deux carottes sédimentaires ont été prélevés dans la mer de Bohai et dans la mer Jaune. Pour l'ensemble des PCCC, les concentrations dans les sédiments superficiels allaient de 14,5 à 85,2 ng/g poids sec, avec une moyenne de 38,4 ng/g. La répartition spatiale faisait apparaître une diminution à mesure qu'on s'éloignait vers le large. Pour l'ensemble des PCCC, les concentrations mesurées dans les deux carottes sédimentaires se situaient entre 11,6 et 94,7 ng/g poids sec et 14,7 et 195,6 ng/g poids sec, respectivement, avec une augmentation très nette depuis le début des années 1950. Ces PCCC

provenaient essentiellement des eaux fluviales transportées par les courants océaniques, et en partie des dépôts atmosphériques (Zeng *et al.* 2013).

102. En Norvège, les données de surveillance des PCCC collectées entre 2002 et 2012 sur des sites d'échantillonnage répartis dans tout le pays, ont donné des moyennes nationales de 33 ng/g poids sec pour les sédiments marins, 36 ng/g poids sec pour les sédiments d'eau douce, 31 ng/g poids sec pour les boues, 19 ng/L pour les eaux des stations d'épuration et 5 ng/L pour les eaux de mer et les eaux douces (Agence norvégienne pour le contrôle du climat de la pollution, Norvège 2012).

103. On notera que la couverture géographique des informations sur les concentrations et tendances des PCCC dans l'environnement s'est améliorée ces dernières années, et s'étend désormais à l'Asie de l'Est. Les variations spatiales mises en évidence dans les sédiments s'expliquent en grande partie par la proximité de zones industrielles et urbaines. Les concentrations les plus élevées (se mesurant en mg/kg) ont été relevées dans la mer de Bohai ainsi que dans les sédiments marins et dulçaquatiques en Espagne. Dans les sites de référence, tels que les lacs de l'Arctique canadien, les concentrations dépassaient le seuil de détection, généralement de l'ordre de quelques ng/g pour l'ensemble des PCCC. Les carottes sédimentaires datées semblent indiquer une réduction des charges de PCCC dans le lac Thun et la mer de Chine orientale, mais une tendance à la hausse dans le delta de la rivière des Perles.

#### 2.4.5 Biotes

104. Des PCCC ont été détectés dans le biote des pays suivants : Allemagne, Canada, Chili, Chine, États-Unis, France, Grèce, Groenland, Islande, Japon, Norvège, Royaume-Uni et Suède, ainsi que dans celui de la mer du Nord et de l'Arctique.

105. Strid *et al.* (2013) ont mesuré, dans le foie de requins du Groenland, des concentrations qui faisaient apparaître une large variation entre le seuil de détection et la valeur maximale (5 200 ng/g lipides), avec une valeur médiane de 430 ng/g lipides.

106. Les concentrations de PCCC dans le foie d'omble chevalier de la région d'Ellasjøen allaient de 11 à 27 ng/g poids humide (Evenset *et al.* 2004 cité dans De Boer 2010). Des spécimens de deux espèces d'oiseaux marins, le mergule nain et la mouette tridactyle, collectés à Bjørnøya, présentaient des concentrations de PCCC dans le foie et les muscles analogues à celles mesurées dans le foie d'omble chevalier. Les proportions des groupes de PCCC à chaînes C<sub>10</sub>, C<sub>11</sub>, C<sub>12</sub>, et C<sub>13</sub> chez l'omble chevalier et chez les deux espèces d'oiseaux étaient relativement proches, expliquant peut-être pourquoi le guano est considéré comme l'une des sources possibles des PCCC retrouvés à Ellasjøen (Evenset *et al.* 2007, De Boer 2010). Reth *et al.* (2006) ont mesuré dans des spécimens d'omble chevalier, de mergule nain et de mouette tridactyle collectés sur l'Île aux ours, dans l'Arctique européen, ainsi que chez la morue d'Islande et de Norvège, des concentrations de PCCC situées entre 5 et 88 ng/g poids humide.

107. Dick *et al.* (2010) ont mesuré les concentrations de PCCC dans les tissus d'ombles chevaliers (*Salvelinus alpinus*) et d'épinochettes (*Pungitius pungitius*) anadromes et d'eau douce provenant de diverses localités près d'Iqaluit, dans le Nunavut (Canada). Les valeurs obtenues allaient du non-détectable à 96 ng/g poids sec pour l'omble chevalier et de 10,7 à 13,8 ng/g poids sec pour l'épinochette.

108. Muir *et al.* (2001, 2002) ont mesuré des concentrations de PCCC comprises entre 7,01 et 2 630 ng/g poids humide dans les tissus de poissons prélevés dans le lac Ontario en 1996 et 2001. La valeur la plus élevée a été mesurée chez les carpes du port de Hamilton. Les congénères prédominants étaient les C<sub>12</sub> chez la truite lacustre et les C<sub>11</sub> chez le chabot et l'éperlan.

109. On a également trouvé des PCCC à des concentrations moyennes allant de 130 à 500 ng/g poids humide dans des poissons et des invertébrés des Grands Lacs (Muir *et al.* 2003). Dans le lac Ontario, les valeurs relevées se situaient entre 118 et 1 250 ng/g poids humide pour la carpe et entre 447 et 5 333 ng/g pour la truite (Bennie *et al.* 2000).

110. Les concentrations de PCCC chez la truite lacustre et la carpe ainsi que dans des échantillons provenant des réseaux alimentaires des lacs Ontario et Michigan ont été déterminées entre 1999 et 2004 (Houde *et al.* 2008). Les PCCC prédominaient dans les organismes du lac Michigan, avec des concentrations moyennes atteignant 123 ng/g poids humide chez la truite lacustre (*Salvelinus namaycush*). Les concentrations mesurées allaient de 7,5 à 123 ng/g poids humide dans le cas du lac Michigan et de 1,02 à 34 ng/g poids humide dans celui du lac Ontario. Les plus faibles concentrations moyennes ont été observées chez les mysis, avec 7,5 ng/g poids humide pour celles du lac Michigan et 2,4 ng/g poids humide pour celles du lac Ontario.

111. Ismail *et al.* (2009) ont mené des études supplémentaires sur les concentrations de PCCC dans les tissus des truites du lac Ontario. L'évolution de ces concentrations entre 1979 et 2004 a été déterminée en se servant d'homogénats de poissons entiers provenant d'un programme de surveillance à long terme. Les concentrations mesurées, qui étaient comprises entre 17 et 91 ng/g poids humide, montraient une tendance peu marquée à la hausse entre 1979 et 1988, suivie d'une baisse sensible jusqu'en 2004.

112. Basoncillo *et al.* (2015) ont mesuré les concentrations de PCCC chez des poissons prédateurs de dernier ordre provenant de neuf formations aquatiques du Canada, dont certaines situées dans des régions reculées et d'autres dans des zones industrialisées ou urbanisées. L'étude incluait le lac Kusawa, qui, de par son éloignement, ne reçoit de PCCC que par propagation à longue distance. Les concentrations de PCCC dans la truite lacustre étaient relativement faibles (avec une moyenne de 2 ng/g de poids sec), mais proches des concentrations relevées dans la truite des Grands Lacs, considérés comme une zone industrialisée et urbanisée. Les échantillons de truites prélevés en 2011 dans le lac Ontario présentaient des concentrations de PCCC totales 6,6 fois moins élevées que ceux collectés en 2001; il s'agissait toutefois d'échantillons provenant d'études différentes. Les concentrations de PCCC C<sub>11</sub>, C<sub>12</sub> et C<sub>13</sub> possédant entre 5 et 7 atomes de chlore ont augmenté considérablement en 2011, faisant de la propagation atmosphérique la source la plus importante de pollution par ces substances (Basoncillo *et al.* 2015). Les concentrations mesurées en 2007 et 2010 chez les perches et ombles chevaliers de divers lacs suédois se situaient entre 0,6 et 30 ng/g poids humide. Aucune variation spatiale cohérente des résultats ni différence notable entre les deux années n'a été constatée (Nyberg *et al.* 2012).

113. En Norvège, la SFT (2002) a 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 poids humide pour la moule et de 23 à 750 µg/kg poids humide pour le foie de morue. L'Agence norvégienne pour la protection de l'environnement (2014d) a signalé des concentrations élevées de PCCC, supérieures à 2 000 ng/g lipides dans le sang de goéland argenté de la région d'Oslofjord. Lahaniatis *et al.* (2000) ont trouvé des valeurs moyennes allant de 6 à 135 µg/kg pour les concentrations de PCCC de différentes longueurs de chaîne (C<sub>10</sub>-C<sub>13</sub>) dans les tissus de poissons (sprat, sébaste, hareng, flétan, sardine et truite) capturés dans diverses régions des pays suivants: Allemagne, Angleterre, Chili, États-Unis d'Amérique, France, Grèce, Islande et Norvège, et de la mer du Nord. Reth *et al.* (2005) ont mesuré des concentrations de PCCC allant de 19 à 286 ng/g poids humide dans le foie de poissons (limande, morue et flet) de la mer du Nord et de la Baltique. Huber *et al.* (2015) ont mesuré les concentrations de PCCC dans des œufs d'oiseaux marins en Norvège et trouvé des valeurs allant de 2 à 4,8 ng/g poids humide.

114. 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 poids humide selon la longueur de chaîne) dans cinq échantillons prélevés au cours de l'exercice budgétaire 2004 sur des espèces sauvages aquatiques de diverses régions du pays.

115. Yuan *et al.* (2012) auraient détecté des concentrations de PCCC totales allant de 64,9 à 5 510 ng/g de poids sec dans 91 échantillons de mollusques provenant des eaux côtières de la mer de Bohai, en Chine. Li *et al.* (2014a) ont étudié les niveaux de polluants organiques persistants dans le biote de la mer de Bohai et trouvé que les concentrations de PCCC étaient les plus élevées, suivies par celles de DDT, HCH, PCB, SPFO et HBCD.

116. Dans un écosystème aquatique recevant des effluents d'une station d'épuration des eaux usées, des taux musculaires de PCCC s'élevant à 1,7; 1,4; 3,5; 1,3; et 1 µg/g de poids sec ont été respectivement mis en évidence chez le silure, la carpe commune, le carassin, la tortue chinoise à carapace molle et le tilapia de Java. Ils étaient proportionnels au taux de graisse (Zeng *et al.* 2011a).

117. Les concentrations de PCCC mesurées dans un réseau alimentaire de la baie de Liadong, en Chine du Nord, allaient de 86 à 4 400 ng/g poids humide (les valeurs les plus basses et les plus élevées ayant été détectées dans le zooplancton et la coquille Saint-Jacques, respectivement) avec enrichissement des groupes de formule C<sub>10</sub>Cl<sub>5</sub> et C<sub>11</sub>Cl<sub>5</sub> dans la plupart des organismes aquatiques (Ma *et al.* 2014b).

### **Mammifères marins**

118. Des PCCC à des concentrations allant de 95 à 770 ng/g poids humide ont été trouvées dans la graisse de mammifères marins, dont le bélouga (*Delphinapterus leucas*), le phoque annelé (*Phoca hispida*), le morse (*Odobenus rosmarus*) et le narval (*Monodon Monoceros*) de plusieurs régions de l'Arctique (Tomy *et al.* 1998b; 1999, 2000).

119. Des mesures effectuées sur la graisse de 5 espèces de mammifères marins de l'Ouest du Groenland ont fait apparaître des concentrations de PCCC totales allant de 10 ng/g poids humide chez le phoque annelé à 282 ng/g poids humide chez le bélouga (Johansen *et al.* 2004).

120. L'analyse d'échantillons archivés de graisse de bélougas de l'Arctique canadien prélevés entre 1993 et 2008 à proximité de l'île d'Hendrickson sur 10 à 11 individus par an et entre 1982 à 2008 dans la région de Pangnirtung sur 3 à 10 individus par an (rapport du Ministère canadien des pêches et des océans inclus dans une communication au titre de l'Annexe E soumise par la CPIA en 2010) a mis en évidence la présence de PCCC. L'évolution des PCCC dans le temps a également été étudiée à l'aide de graisse de bélougas provenant de deux sites de l'Arctique canadien. Des échantillons de graisse prélevés sur les stocks de bélougas entre le début des années 1980 et le milieu des années 2000 dans la partie méridionale de la mer de Beaufort (île d'Hendrickson) et dans la baie de Cumberland (Pangnirtung) ont montré que les PCCC ont atteint leur niveau le plus élevé vers la fin des années 1990 avant de baisser, approchant de leur valeur de détection vers 2007 (Tomy and Loseto, 2013; Tomy *et al.* 2010). Chez les bélougas de l'île d'Hendrickson, la moyenne géométrique annuelle des concentrations totales de PCCC relevées à ce jour allait de 3,96 à 340 ng/g lipides. Cette valeur, relativement constante jusqu'en 2005, avait considérablement baissé en 2006 (tombant à 3,96 ng/g lipides). Chez les bélougas de Pangnirtung, elle variait entre 2,95 et 330 ng/g lipides, avec un pic en 1992. Les valeurs pour 2005 et 2006 étaient de 16,5 et 2,95 ng/g lipides, respectivement.

121. Des PCCC ont également été détectées chez les bélougas du fleuve Saint-Laurent à une concentration moyenne de 785 ng/g poids humide (Tomy *et al.* 1998b; 2000). La proportion plus élevée des éléments les moins volatiles dans le profil des concentrations semble indiquer une contamination principalement due à des sources locales peut-être situées dans la région des Grands Lacs ou dans les zones industrielles de la partie basse du fleuve Saint-Laurent.

#### **Faune sauvage terrestre**

122. Très peu d'informations sont disponibles sur les concentrations de PCCC dans les tissus d'animaux sauvages terrestres. En Suède, Jansson *et al.* (1993) ont mesuré des concentrations de paraffines chlorées (d'une longueur de chaîne non spécifiée) s'élevant à 2,9 µg/g lipides chez le lapin (Revingeshed, Skåne), 4,4 µg/g lipides chez l'élan (Grimsö, Västmanland), 0,14 µg/g lipides chez le renne (Ottsjö, Jämtland) et 0,53 µg/g lipides chez le balbuzard (de diverses régions de Suède). Au Royaume-Uni, le CEFAS (1999) a signalé la présence, à l'été 1998, de concentrations de PCCC allant de < 0,1 à 0,7 µg/g poids sec dans les vers de terre.

123. Au Royaume-Uni, Campbell et McConnell (1980) ont déterminé les teneurs en paraffines chlorées C<sub>10-20</sub> de foies d'oiseaux et d'œufs d'oiseaux marins du pays. Ils ont trouvé des concentrations comprises entre 0,1 et 1,2 µg/g poids humide dans les foies et des valeurs de < 0,05 à > 0,6 µg/g dans les œufs. Morales *et al.* (2012) ont trouvé, dans les œufs de deux espèces de mouettes (*Larus michahellis* et *Larus audouinii*) du parc naturel du delta de l'Èbre, des concentrations de PCCC de l'ordre de 4,5 et 6,4 ng/g poids humide, respectivement. Chez ces deux espèces, les polluants organiques persistants ci-après ont été détectés, avec des concentrations décroissantes : composés organiques, pesticides, PBDE, PCCC, congénères non-ortho des PCB, PCDD et PCDF. Des concentrations plus élevées auraient été récemment mesurées dans les tissus musculaires de sept espèces d'oiseaux provenant d'une zone de recyclage de déchets électriques et électroniques en Chine. Les concentrations de PCCC relevées chez deux espèces migratrices et quatre espèces sédentaires allaient de 19 à 340 ng/g poids humide (620 à 17 000 ng/g lipides), les teneurs les plus élevées ayant été trouvées chez le chardonneret, suivi par le rossignol à flanc roux. Chez les espèces migratrices (rossignol à flanc roux et merle à dos gris), les concentrations moyennes étaient respectivement de 71 ng/g et 28 ng/g poids humide (Luo *et al.* 2015).

124. Des paraffines chlorées à chaîne courte et moyenne ont été récemment détectées dans tous les échantillons provenant de 79 espèces arctiques norvégiennes, ce qui indique une exposition généralisée à ces substances chimiques dans l'Arctique marin. Les taux plasmatiques moyens ont été établis à 4 ng/ml pour l'ours polaire et le goéland bourgmestre et à 5 ng/ml pour le phoque annelé; les œufs de mouette tridactyle et d'eider présentaient respectivement des concentrations de 7,8 ng/g et 3,2 ng/g poids humide, ce qui indique un transfert de la mère à sa progéniture. Par ailleurs, des valeurs de 10 ng/g poids humide et 20,6 ng/g lipides ont été mesurées dans le foie de morues de l'Atlantique. Celles relevées chez la morue polaire (échantillon groupé) étaient de 2,3 ng/g poids humide et 134 ng/g lipides (Agence norvégienne pour la protection de l'environnement, 2013). Des PCCC ont également été détectées dans la majorité des échantillons de tissus d'ours polaires collectés en 2012 dans la baie d'Hudson, dans l'Arctique canadien, à une concentration moyenne de 493±343 pg/g lipides, qui pourrait être en hausse (Letcher 2013).



## **Plantes**

125. On a trouvé des paraffines chlorées (à chaînes courte, moyenne et longue) dans des échantillons d'aiguilles d'épicéa provenant de régions alpines d'Europe, à des concentrations comprises entre 26 et 460 ng/g poids sec. Aucune corrélation dans le temps entre la concentration et l'altitude n'a pu être établie (Iozza *et al.* 2009). Les concentrations dans les aiguilles d'épicéa des zones périurbaines de Beijing allaient de 3,0 à 40,8 µg/g poids sec (Wang *et al.* 2015).

### **2.4.6 Exposition humaine**

126. Tomy (1997) a mis en évidence la présence de PCCC (contenant entre 60 et 70 % de chlore en poids) à des concentrations de 11 à 17 µg/kg lipides (avec une concentration moyenne de 13 µg/kg lipides) dans le lait des femmes Inuit du détroit de l'Hudson, dans le Nord du Québec, au Canada.

127. Au Royaume-Uni, des PCCC ont également été détectées dans le lait maternel (Thomas et Jones 2002), à des concentrations allant de 4,6 à 110 µg/kg lipides dans 5 échantillons sur 8 collectés à Lancaster et à des concentrations comprises entre 4,5 à 43 µg/kg lipides dans 7 sur 14 échantillons collectés à Londres. La moyenne estimative était de 20 à 30 µg/kg lipides (sur la base des seuls résultats positifs) ou de 12 à 23 µg/kg 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.* (2006) ont analysé 25 échantillons de matière grasse de lait maternel et ont trouvé des PCCC dans 21 d'entre eux, à des concentrations allant de 49 à 820 µg/kg lipides (avec une valeur médiane de 180 µg/kg lipides), sans aucune différence entre citadins et ruraux. Une étude suédoise visant à évaluer les concentrations de paraffines chlorées à chaîne courte et moyenne dans le lait maternel (échantillons groupés portant sur la période 1996-2010) a fait apparaître des concentrations moyennes de 107 et 14 ng/g matières grasses, respectivement, sans évolution marquée dans le temps, ce qui indique qu'aucune baisse des concentrations n'a lieu (Darnerud *et al.* 2012).

128. Des PCCC ont également été détectées dans un petit nombre d'échantillons de plasma de femmes enceintes résidant à Bodø (Norvège) et Taimyr (Russie). Dans 13 des 20 échantillons analysés, les teneurs en PCCC étaient en dessous du seuil de détection (Agence norvégienne pour le contrôle du climat et de la pollution 2012, Autorité norvégienne de lutte contre la pollution 2005).

129. 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 (Danemark, pays de Galles, Normandie, Bavière, Irlande et Italie du Nord et du Sud). Des échantillons de beurre en provenance du Danemark et de l'Irlande en contenaient aussi à des concentrations respectives de 1,2 µg/kg et 2,7 µg/kg. Dans le cadre d'une étude portant sur 234 aliments prêts à la consommation, représentant environ 5 000 types de produits alimentaires de consommation courante aux États-Unis, du Chlorowax 500C a été détecté une fois, dans du pain blanc enrichi, à la concentration de 0,13 µg/g (KANDO Office and Pesticides Team, 1995). Lahaniatis *et al.* (2000) ont signalé, pour certaines longueurs de chaîne (C<sub>10</sub>-C<sub>13</sub>), des valeurs moyennes allant de 7 à 206 µg/kg dans la graisse de poissons de différentes origines.

130. Au Japon, on a déterminé les concentrations de PCCC dans 11 catégories de denrées alimentaires (Iino *et al.* 2005). Les valeurs mesurées ont été de 2,5 µg/kg dans les céréales; de 1,4 µg/kg dans les graines et les pommes de terre; de 2,4 µg/kg dans le sucre, les bonbons, les snacks, les assaisonnements et les boissons; de 140 µg/kg dans les matières grasses (margarine, huile, etc.); de 1,7 µg/kg dans les haricots, les légumes verts et autres, les champignons et les algues; de 1,5 µg/kg dans les fruits; de 16 µg/kg dans les poissons; de 18 µg/kg dans les crustacés; de 7 µg/kg dans la viande; de 2 µg/kg dans les œufs et de 0,75 µg/kg dans le lait. On a ainsi pu calculer les doses absorbées quotidiennement par la population, pour différentes tranches d'âge, en partant des données d'enquête disponibles sur le régime alimentaire et le poids des habitants. Généralement, la dose absorbée diminue avec l'âge, en raison du plus faible poids corporel des enfants. Le 95<sup>e</sup> percentile pour les filles d'un an était de 0,68 µg/kg/jour. Iino *et al.* (2005) en ont conclu qu'au Japon, l'alimentation, qui était la principale voie d'exposition de la population aux PCCC, ne présentait aucun risque pour la santé (en 2003).

131. Au Canada, il a été établi que la quasi-totalité des doses de PCCC absorbées par la population générale, dans chaque tranche d'âge, provenait de l'alimentation. Santé Canada (2003) a estimé leur limite supérieure à 1,7 µg/kg poids corporel/jour pour les enfants allaités au sein et à 0,01 µg/kg poids corporel/jour pour ceux nourris au biberon. Dans les autres tranches d'âge, les valeurs étaient comprises entre 5,1 µg/kg poids corporel/jour pour les adultes de plus de 60 ans et 26,0 µg/kg poids corporel/jour pour les enfants qui n'étaient pas nourris au biberon.

132. Les données obtenues récemment du continent asiatique montrent que si, au Japon, les quantités de PCCC présentes dans les aliments n'avaient que légèrement augmenté en une décennie,

en revanche, en Chine (à Beijing), une augmentation de plus de deux ordres de grandeur avait été observée. En 1993, les concentrations de PCCC mesurées dans les échantillons alimentaires donnaient des doses allant du non-déTECTABLE à 36 ng/kg poids corporel/jour, tandis qu'en 2009, les valeurs se situaient entre 390 et 1 000 ng/kg poids corporel/jour. Le 95<sup>e</sup> percentile a été évalué à 1 200 ng/kg poids corporel/jour, tandis qu'au Japon il était de 72 ng/kg poids corporel/jour dans les années 1990 et de 81 ng/kg poids corporel/jour en 2009 (Harada *et al.* 2011).

133. L'alimentation est soupçonnée d'être la principale voie d'exposition aux PCCC; cependant, l'inhalation et le contact avec la peau pourraient aussi être d'importantes voies de pénétration. En France, les PCCC ont été identifiées comme le deuxième groupe de composés organiques le plus abondant à l'intérieur des locaux, avec une concentration moyenne de 45 µg/g de poussière (Bonvallet *et al.* 2010). Des études menées en Belgique ont mis en évidence des concentrations médiane de 2,08 µg/g et maximale de 12,8 µg/g dans la poussière à l'intérieur des habitations (D'Hollandar *et al.* 2010). En Suède, à Stockholm, pour mesurer les concentrations de PCCC dans l'air des logements, une évaluation de l'exposition a été effectuée sur un adulte et un enfant en bas âge (Friden *et al.* Stockholm University 2010). L'exposition d'un adulte de 25 ans à des PCCC, par inhalation, ingestion de poussières et absorption d'aliments serait, selon les estimations, de 3 µg/jour, 0,98 µg/jour et 12 µg/jour (exposition de 95 %) respectivement, les aliments étant la principale source d'exposition (~85 %). Chez un enfant en bas âge, les valeurs correspondantes étaient de 1,4 µg/jour, 3,6 µg/jour et 6,8 µg/jour, la contribution de l'ingestion de poussières étant considérable (~30 %). Les auteurs ont conclu que ces données reflètent une contamination de fond généralisée plutôt qu'un scénario d'exposition aiguë. En Allemagne, des données sur la poussière à l'intérieur des locaux sont également disponibles. Les concentrations médianes et maximales de PCCC étaient de 6 µg/g et 2 050 µg/g, respectivement, en 2013 (Hilger *et al.* 2013).

134. Les articles de consommation courante peuvent constituer une autre voie d'exposition. Ainsi, l'Agence suédoise des produits chimiques a trouvé des PCCC dans un certain nombre d'articles, principalement des plastiques souples en PVC (ours en plastique, trousse de toilette, tapis de sol, autocollants pour décoration murale, costumes et déguisements, poissons jouets en plastique). D'autres informations sur les articles contenant des PCCC sont disponibles sur le site Rapex<sup>5</sup>. On a également trouvé, en Suède, que les mélangeurs à main utilisés pour la préparation des aliments peuvent rejeter des paraffines chlorées dans les conditions normales d'utilisation. La présence de ces substances dans des appareils ménagers susceptibles de contaminer les aliments durant la préparation est une voie d'exposition inattendue dont il faut se préoccuper (Strid *et al.* 2014).

## 2.5 Évaluation des dangers du point de vue des effets préoccupants

### 2.5.1 Toxicité pour les mammifères

135. La toxicité des PCCC a été évaluée par le Programme international sur la sécurité des substances chimiques (PISSC) (1986), le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) (1990), CE (2000), (2005), (2008), le Canada (2008), (2013). Les PCCC présentent une faible toxicité aiguë et peuvent entraîner une irritation de la peau et des yeux en cas d'expositions répétées.

136. 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 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 50 mg/kg poids corporel/jour et aux doses supérieures, un accroissement notable, en rapport avec la dose, du poids relatif du foie.

137. La toxicité subchronique a fait l'objet de plusieurs études. Une étude de 13 semaines sur des rats (IRDC, non publiée, 1984; Serrone *et al.*, 1987) exposés à des PCCC via l'alimentation ou par gavage à des doses de 10, 100 ou 625 mg/kg/j a mis en évidence des accroissements proportionnels à la dose du poids relatif du foie et des reins dès la dose de 100 mg/kg/j. Initialement tenus pour des réactions d'adaptation, ces effets sont maintenant, depuis une date plus récente, considérés comme étant d'ordre toxicologique; à cette dose, des modifications morphologiques du foie, des reins et de la thyroïde ont également été observées. Le National Toxicology Program (NTP) des États-Unis a également mené des études sur des rats et des souris. Lors d'une étude de 13 semaines sur des rats exposés par gavage à des PCCC, un accroissement proportionnel à la dose du poids relatif du foie a été observé dès la dose minimale de 313 mg/kg/j (NTP, 1986). D'après le NTP, la cancérogénicité était évidente en raison de l'incidence accrue des tumeurs hépatocellulaires (essentiellement des nodules néoplasiques) chez les rats mâles et femelles, d'adénomes ou d'adénocarcinomes des cellules tubulaires rénales chez les rats mâles et d'adénocarcinomes des cellules folliculaires de la glande

<sup>5</sup> <http://ec.europa.eu/consumers/archive/safety/rapex/>

thyroïde chez les rats femelles. En outre, des cas de leucémie mononucléaire chez des rats mâles pouvaient être reliés à l'exposition à des PCCC (NTP, 1986). Le NTP a aussi mené une étude de 13 semaines et une étude sur deux ans de durée de vie sur des souris (NTP, 1986). Dans l'étude de 13 semaines, on a observé un accroissement significatif du poids relatif du foie à des doses de 250 mg/kg/j et des doses supérieures. Dans l'étude de la cancérogénicité sur 2 ans, les doses de 125 et 250 mg/kg/j ont produit des signes cliniques d'intoxication (activité réduite, vertèbres proéminentes, respiration anormale) et une baisse du taux de survie chez les femelles qui ont reçu la dose la plus élevée. Un accroissement proportionnel à la dose des cas de carcinome et adénome hépatocellulaire et de ceux de carcinome et adénome des cellules folliculaires de la thyroïde a également été constaté.

138. Sur la base de ces études, le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a établi, en 1990, qu'il existe des preuves suffisantes de la cancérogénicité (potentiellement cancérogène - groupe 2B) de la paraffine chlorée commerciale testée, qui est décrite comme ayant une chaîne de carbone de longueur C12 et un degré de chloration moyen de 60 % (CIRC, 1990). Dans le 13<sup>ème</sup> rapport sur les cancérogènes, les PCCC<sup>6</sup> sont classées parmi les substances dont on peut raisonnablement anticiper qu'elles provoquent des cancers chez l'homme. Des études ont été faites pour déterminer les mécanismes d'induction de ces tumeurs et leur applicabilité aux humains (CE 2000). Les PCCC sont visées par la Proposition 65 de l'Office de l'évaluation environnementale des dangers pour la santé de l'État de Californie, qui dresse la liste des substances chimiques connues par cet État pour être cancérogènes et elles étaient déjà sur cette liste en 1999.

139. Après avoir examiné une ébauche du rapport d'évaluation des risques établi par l'Union européenne sur les PCCC, le Comité scientifique de la toxicité, de l'écotoxicité et de l'environnement (CSTEE) a conclu que :

*« Dans les études de la toxicité chronique sur les rats et les souris, le foie et la thyroïde ont été les organes cibles. Les dommages occasionnés au foie sont dus à une prolifération des peroxysomes et les effets sur la thyroïde sont corrélés à une modification de la production d'hormones et à une induction de glucuronosyltransférase. Les êtres humains sont normalement beaucoup moins sensibles que les rats et les souris à la prolifération des peroxysomes et aux perturbations des hormones thyroïdiennes. »*

Le CSTEE, qui a été invité à examiner les conclusions du rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne sur les PCCC, a déclaré qu'il convenait de ne pas faire entièrement abstraction de l'apparition de carcinomes alvéolaires/bronchiolaires chez les souris mâles, mais a reconnu que les animaux du groupe témoin n'avaient présenté aucune tumeur pulmonaire alors que l'incidence historique dans de tels groupes était de 5,8 %. Une tendance associée à la dose est apparue dès la dose effective la plus faible de 125 mg/kg/j. Les mécanismes sous-jacents de cette observation ne sont pas connus, bien qu'il convienne de noter que les paraffines chlorées ne sont pas génotoxiques. Le CSTEE a laissé entendre que la découverte de tumeurs pulmonaires chez le rat mâle pourrait avoir de l'importance pour l'homme (CSTEE, 1998). Le rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne (CE 2000) a fait remarquer que malgré une fréquence accrue des cas de cancer alvéolaire et bronchiolaire chez les souris, les chiffres se trouvaient dans les fourchettes habituelles et que l'incidence d'adénomes pulmonaires était plus forte chez les sujets du groupe de contrôle que chez les animaux traités. Selon ce rapport, 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. Il n'y avait donc pas suffisamment de preuves pour conclure que les carcinomes hépatiques et thyroïdiens observés chez les souris et les tumeurs bénignes du rein trouvées chez les rats mâles étaient des problèmes spécifiques à ces animaux et il était, par conséquent, impossible d'exclure l'éventualité de leur apparition chez l'homme. Selon la classification de l'Union européenne, les PCCC appartiennent aux substances cancérogènes de catégorie 3. R40 : effet cancérogène suspecté - preuves insuffisantes. L'Australie les a également classées comme dangereuses. Dans le système général harmonisé (SGH), actuellement appliqué avec le règlement CLP (règlement de la Commission (CE) n° 1272/2008) au sein de l'Union européenne, les PCCC seraient classées dans la catégorie 2, H351 : susceptible de provoquer le cancer.

140. La compréhension des effets biologiques de la prolifération des peroxysomes s'est améliorée. Les récepteurs activés par les proliférateurs de peroxysomes (PPAR) jouent un rôle important dans la régulation d'une variété de processus biologiques, comme la prolifération et la différenciation des adipocytes, l'homéostasie glycolique, le trafic intra-cellulaire des lipides et leur métabolisme, les réactions inflammatoires, les fonctions vasculaires et le développement du fœtus et de l'embryon (Lau *et al.* 2010). En conséquence, d'autres effets de l'induction de la prolifération des peroxysomes pourraient devoir être pris en compte, de même que la variabilité selon les humains, y compris les fœtus, selon le facteur d'expression du PPAR.

<sup>6</sup> Paraffines chlorées (C12, 60 % de chlore) n° CAS 108171-26-2

141. Une récente étude *in vitro* des cellules d'un hépatome humain (Hep G2) compétentes sur le plan métabolique visant à analyser les effets des PCCC sur différents paramètres a montré que des concentrations environnementales pertinentes de 1 µg/l et 10 µg/l réduisent sensiblement la viabilité des cellules et perturbent la production d'énergie, la biosynthèse des protéines, le métabolisme des acides gras et le recyclage de l'ammoniac (Geng *et al.*, 2015).

142. Il ressort d'une étude récente (Warnasuriya *et al.* 2010, soumise par le Réseau international pour l'élimination des POP en tant qu'annexe E au rapport de 2010) que l'induction de tumeurs cancéreuses rénales chez les rats mâles se fait, dans le cas des PCCC, selon un mécanisme complexe qui ne suit pas le modèle normal de néphropathie associée à l' $\alpha$ 2u-globuline (globuline alpha-2 urinaire) spécifique au rat mâle, à savoir l'accumulation de cette  $\alpha$ 2u-globuline dans les reins et une prolifération régénérative accrue de cellules rénales. Il a été observé que les PCCC se lient à l' $\alpha$ 2u mais qu'elles entraînent chez les sujets exposés une freination de cette protéine dans le foie, ce qui s'oppose à l'accumulation et à la prolifération cellulaire précitées. Toutefois, il semble que le peu d' $\alpha$ 2u-globuline qui s'exprime alors s'accumule dans les reins. Cela signifie, compte tenu du fait que les PCCC se fixent sur l' $\alpha$ 2u-globuline, qu'on ne peut pas écarter la possibilité d'une néphropathie associée à cette dernière. Il a été avancé que la réduction de l'expression d' $\alpha$ 2u-globuline pourrait être due à la prolifération de peroxyosomes dans le foie. Étant donné que cette prolifération est liée à la dose, il est possible que de plus faibles doses de PCCC entraînent un tel ralentissement avec, pour conséquence, une néphropathie à  $\alpha$ 2u-globuline plus importante et une relation dose-effet inverse en ce qui concerne l'incidence de tumeurs rénales, comme on l'a vu dans une étude (NTP 1986). Des études supplémentaires pour déterminer le mécanisme exact conduisant à l'apparition de tumeurs rénales après exposition aux PCCC sont nécessaires avant de pouvoir conclure que cette affection ne concerne que les rats mâles.

143. La dernière évaluation de l'UE a abouti à une DSENO de 10 mg/kg/j pour l'exposition subchronique et a conclu que pour ce qui était de leurs effets toxicologiques potentiels sur les mammifères (par ex., les mammifères marins), les PCCC peuvent agir sur le foie, la thyroïde, le système hormonal et les reins, par exemple, en provoquant une induction d'enzymes hépatiques et une hyperactivité thyroïdienne qui, à long terme, peuvent conduire à un cancer de ces organes. Sur la base des données disponibles, une CESNO globale de 10 mg/kg/j a été déduite. Il a été indiqué que cette DSENO ne couvre pas les situations d'exposition chronique. Les études de la toxicité chronique n'ont permis d'en déterminer aucune (ECHA 2008).

144. Une étude cas/témoins des registres épidémiologiques portant sur le cancer du foie et des voies biliaires chez les ouvriers de l'industrie automobile exposés aux PCCC a été relevée (Bardin *et al.* 2005). Elle faisait partie d'une étude longitudinale d'ouvriers de l'industrie automobile exposés à des fluides d'usinage. L'exposition aux divers composants et additifs de ces fluides a été évaluée et toute exposition aux paraffines chlorées (type non spécifié) a été associée à un risque élevé de cancer des voies biliaires, sur la base d'un petit nombre de cas. Il n'a pas été noté de risque accru de cancer du foie; toutefois, l'étude ne couvrait qu'un seul ouvrier exposé atteint d'un cancer du foie (NTP, 2014).

145. 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 observés à une dose qui s'est également révélée gravement toxique pour les mères (2 000 mg/kg/j) mais pas aux doses inférieures (CE 2000).

146. Comme aucune étude des répercussions de l'exposition aux PCCC sur la fertilité n'a été effectuée, les informations concernant leurs effets potentiels sur la progéniture, par exemple durant la lactation, présentent des lacunes. On sait toutefois que les PCCM structurellement comparables (C<sub>14</sub>-C<sub>17</sub>, 52 % de chlore) exercent chez les rats un effet inhibiteur très spécifique sur la coagulation sanguine qui se manifeste durant les étapes critiques de la vie, à savoir pendant et après la naissance, sous forme d'hémorragie importante conduisant à la mort de la mère et de son petit (IRDC, 1985) (CXR Biosciences Ltd. 2006, dans le rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne sur les PCCM, 2008). Chez les rats, la mortalité a été observée à la dose de 74 mg/kg/j, avec une DSENO globale de 47 mg/kg/j. La DSENO pour les rates était de 100 mg/kg/j. Le groupe de travail de l'Union européenne sur la classification et l'étiquetage a débattu de la possibilité d'extrapoler ces résultats pour les PCCC. Il a été convenu que, vu les incertitudes entourant encore les mécanismes de toxicité des PCCM, une telle extrapolation ne se justifiait pas. Les informations concernant cet effet peuvent donc encore être incomplètes pour ce qui est des PCCC.

147. Une évaluation des risques portant sur les paraffines chlorées a conclu que la marge entre la limite supérieure d'exposition pour le groupe d'âge le plus exposé aux PCCC et la dose tumorigène (TD05) était inadéquate compte tenu des incertitudes concernant le mode d'induction des tumeurs (Environnement Canada 2013).

148. Pour résumer les effets toxicologiques potentiels des PCCC, on peut dire que ces substances peuvent toucher le foie, le système hormonal thyroïdien et les reins, par exemple en provoquant une induction de l'enzyme hépatique et une hyperthyroïdie, qui, à long terme, peuvent conduire à un cancer de ces organes. Les PCCC sont aussi considérées comme susceptibles de provoquer le cancer (catégorie 2 de l'UE; catégorie 2B du CIRC) et sont classées parmi les perturbateurs endocriniens de catégorie 1 (santé humaine) d'après les anciens critères préliminaires pour la hiérarchisation des perturbateurs endocriniens potentiels (UE, 2015).

## 2.5.2 Écotoxicité

### Microorganismes

149. Plusieurs 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/CE<sub>20</sub> chez *Vibrio fischeri* ont été de 0,1 mg/l pour un chloroalcane C<sub>10-13</sub> à 56 % de chlore et de 0,05 mg/l pour un chloroalcane C<sub>10-13</sub> à 62 % de chlore (Koh et Thiemann 2001). Dans les sols, le seuil de concentration a été déterminé par Sverdrup *et al.* (2006), qui ont trouvé une CE<sub>10</sub> de 570 mg/kg poids sec pour une PCCC à 60 % de chlore.

### Organismes pélagiques

150. 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). Le seuil de toxicité pour une espèce pélagique d'eau douce, calculé à partir de la CMEO (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 et Madeley 1983a). Les réseaux trophiques d'eau douce comportent essentiellement des invertébrés comme, par exemple, des insectes adultes et larvaires, dont bon nombre sont carnivores (Klecka 2014).

151. Le seuil de toxicité pour les espèces marines les plus sensibles dépasse 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.

152. Fisk *et al.* (1999) ont étudié la toxicité de quatre chloroalcane C<sub>10</sub>, C<sub>11</sub> et C<sub>12</sub> (mélanges d'isomères possédant des chaînes de même longueur) pour les embryons du médaka (*Oryzias latipes*). Bien que les résultats qu'ils ont obtenus contiennent des incertitudes, notamment en ce qui concerne les témoins, ils ont trouvé des concentrations minimales avec effet nocif observé (CMENO) allant de 55 µg/l pour le C<sub>12</sub>H<sub>20</sub>Cl<sub>7</sub> à 460 µg/l pour le C<sub>10</sub>H<sub>16</sub>Cl<sub>7</sub>. Au nombre des effets sur les œufs et les larves au cours des 20 premiers jours après la ponte, ils ont remarqué une augmentation de la taille du sac vitellin et une léthargie ou absence de mouvement sans que le cœur soit arrêté. Ces effets ont été observés pour les C<sub>10-12</sub>. Aucune relation dose-effet n'a été établie dans le cas des C<sub>12</sub>, pour lesquelles la CSEO a été de 9,6 µg/l. 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.

153. 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.

154. 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 C<sub>10</sub>, C<sub>11</sub> et C<sub>12</sub> 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 C<sub>10</sub>H<sub>15</sub>Cl<sub>7</sub> et au C<sub>11</sub>H<sub>18</sub>Cl<sub>6</sub> 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. En ce qui concerne les C<sub>10-12</sub>, des effets ont été

observés à des concentrations de 0,79 à 5,5 µg/g en mesure par rapport au corps entier, après exposition par voie alimentaire à des concentrations allant de 13 à 74 µg/g. Aucune lésion thyroïdienne n'a été constatée. Burýšková *et al.* (2006) ont observé chez les grenouilles *Xenopus laevis* exposées à un mélange commercial de PCCC (C<sub>12</sub> 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.

### **Organismes benthiques**

155. Dans la plupart des milieux aquatiques, les (macro)invertébrés benthiques jouent un rôle clé dans la minéralisation de la matière organique et servent de nourriture à des espèces de poissons et de crustacés économiquement importantes (Olomukoro et Ebehiremhen, 2015). 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) afin d'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 poids sec (Environnement Canada 2004).

### **Organismes terricoles**

156. 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 CL<sub>50</sub> (survie des adultes) de 5 733 mg/kg, une CE<sub>50</sub> de 1 230 mg/kg et une CE<sub>10</sub> (reproduction) de 660 mg/kg poids sec après 28 jours, étaient les organismes les plus sensibles. Bezchlebová *et al.* (2007) ont également fait état de CE<sub>50</sub> (reproduction) de 2 849 mg/kg poids sec (28 jours) pour *Eisenia fetida*, 6 027 mg/kg poids sec (42 jours) pour *Enchytraeus albidus* et 7 809 mg/kg poids sec (28 jours) pour *Enchytraeus crypticus*. 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 CE<sub>10</sub> de 570 mg/kg poids sec, étaient les plus sensibles.

157. 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 C<sub>12</sub> à 64 % de chlore mais comprenant 6 % de C<sub>10</sub>, 37 % de C<sub>11</sub>, 32 % de C<sub>12</sub> et 25 % de C<sub>13</sub>), la CL<sub>50</sub> à 48 h a été de 8 833 mg/kg poids sec pour l'exposition dans le sol et de 0,5 mg/l pour l'exposition en milieu aquatique, où les PCCC 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.

### **Oiseaux**

158. La CE (2000) mentionne une étude des effets reprotoxiques produits sur le colvert par l'exposition via la nourriture à des PCCC C<sub>10-12</sub> 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 29, 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. Puisque de légers effets sur la reproduction ont été constatés à la dose de 954 mg/kg, on considère que la CSENO est de 168 mg/kg de nourriture.

159. Dans une étude réalisée par Ueberschär *et al.* (2007), on a administré, par le biais de la nourriture, des PCCC techniques (C<sub>10-13</sub> 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

160. Les seuils de toxicité pour les espèces les plus sensibles sont résumés dans le tableau 2.5.2-1, qui montre la toxicité élevée des PCCC pour les organismes aquatiques. Il convient par ailleurs de noter que, pour les perturbateurs endocriniens suspectés, les tests de toxicité classiques peuvent ne pas permettre de déceler les effets à faible dose et les relations dose-effet non-monotones (Vandenberg *et al.* 2012).

**Tableau 2.5.2-1 : Vue d'ensemble des données sur l'écotoxicité pour les CMEO, CSEO ou CE<sub>x</sub> des espèces les plus sensibles aux PCCC.**

Espèces/seuils	Effet	CSEO ou CSENO	CMEO ou CE <sub>x</sub>	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>	Non disponible	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)	Étude de 20 jours, augmentation de la taille du sac vitellin et léthargie ou absence de mouvement mais présence de battement du cœur	9,6 µg/L	55 µg/L	Fisk <i>et al.</i> (1999)
Truite arc-en-ciel juvénile	Histopathologies graves du foie, lésions fibreuses étendues et nécrose hépatocytaire, 21 jours d'exposition	-	0,79 à 5,5 µg/g poids humide (corps entier), 13 à 74 µg/g poids humide d'aliments	Cooley <i>et al.</i> (2001)
Mysis ( <i>Mysidopsis bahia</i> )	CSEO en exposition chronique pendant 28 jours	7,3 µg/L		Thompson et Madeley 1983b
<i>Folsomia candida</i> (collembole) – organismes terricoles	Reproduction, exposition pendant 28 jours	625 mg/kg poids sec	CE <sub>50</sub> = 1 230 mg/kg poids sec	Bezchlebová <i>et al.</i> 2007
Micro-organismes (bactéries nitrifiantes du sol)	Nitrification du sol	300 mg/kg poids sec nominal	CE10 nominale de 570 mg/kg poids sec	Sverdrup <i>et al.</i> (2006)
Oiseaux – colvert	Amincissement de la coquille des œufs	168 mg/kg de nourriture	954 mg/kg de nourriture	CE 2000
Mammifères – rats	Hypertrophie du foie et de la thyroïde, accroissement du poids du foie et des reins	-	100 mg/kg poids corporel/j	IRDC (1984)
Mammifères	Induction d'enzymes hépatiques, hyperactivité du système thyroïdien, cancérogénicité et mortalité des petits	10 mg/kg/j (et peut-être moins en exposition chronique)	50 mg/kg/j (et peut-être moins en exposition chronique)	Rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne sur les PCCC (CE 2000), ECHA (2008), CXR Biosciences Ltd EU
Mammifères – loutre adulte	Hypertrophie du foie et de la thyroïde, accroissement du poids du foie et des reins, d'après les études sur des rats		1 000 mg/kg poids humide d'aliments	Calculée à partir des données IRDC (1984), Environnement Canada (2008)

## 2.6 Interactions toxicologiques entre diverses substances chimiques

161. L'évaluation des dangers écologiques des produits chimiques se fait encore, le plus souvent, pour une seule substance à la fois, sans tenir compte des effets des mélanges. Cela peut entraîner une sous-estimation des risques/dangers, étant donné qu'on a, en général, à faire à des « cocktails » chimiques (voir, par ex., Backhaus *et al.* 2012, Kortenkamp *et al.* 2009, Vighi et Villa 2011, UE 2012). L'Arctique se comporte comme un puits pour une grande variété de polluants, dont de nombreux POP connus et potentiels (voir, par ex., PSEA 2009a). En outre, plus de 80 polluants

organiques différents ont été détectés dans les différents compartiments de l'environnement. Comme l'ont prouvé Vighi et Villa (2011), les effets conjugués des POP présents dans les régions reculées peuvent être extrêmement préoccupants au plan biologique, en particulier pour les grands prédateurs, et peuvent, comme précédemment exposé dans la littérature (Vos *et al.* 2000, Wiig *et al.* 1998), contribuer à l'apparition de troubles du développement chez les bébés ours polaires.

162. Il n'existe aucune étude sur la reprotoxicité des PCCC. Cependant, dans l'UE, les PCCM sont classées comme reprotoxiques : « Peuvent être nocives pour les bébés nourris au lait maternel » H362 et l'on ne saurait écarter la possibilité que les PCCC produisent des effets analogues (ECHA 2008).

163. Par ailleurs, dans l'environnement, les PCCC peuvent être accompagnées de PCCL et de PCCM (Environnement Canada, 2008, 2013, Brooke et Crookes, 2011, Agence norvégienne de l'environnement, 2013). Ces trois types de PC comprennent diverses substances qui peuvent avoir des propriétés différentes. On pense que, compte tenu des différents niveaux de biodisponibilité des PC, il est possible que l'exposition simultanée à certaines concentrations de PCCM et PCCL accroisse les risques d'effets néfastes présentés par les PCCC. Plus précisément, pour les prédateurs et les populations humaines exposés par le biais de leur alimentation, les trois types de paraffines chlorées pourraient tous, selon les données disponibles, contribuer de manière appréciable à la toxicité prévue (Brooke et Crookes 2011).

164. Il a été prouvé que les PCCC ont des effets sur la thyroïde et figurent, en raison des cas de tumeur et d'hypertrophie de la thyroïde mis en évidence par plusieurs études (UE, 2015), dans la base de données établie aux fins de hiérarchisation des perturbateurs endocriniens potentiels. Ces dernières décennies, l'incidence du cancer de la thyroïde a augmenté de façon continue et rapide partout dans le monde (Pellegriti *et al.* 2013). D'après les auteurs, les raisons de cette hausse sont encore imprécises, mais elle peut être liée à la présence dans l'environnement de certaines substances cancérigènes s'attaquant spécifiquement à la thyroïde.

165. Les études épidémiologiques menées dans les zones très polluées ont montré qu'une exposition prolongée à des composés organochlorés conduit à des troubles de la thyroïde et du métabolisme (Langer, 2010). Une méta-analyse récente fournit des données quantitatives corroborant la conclusion selon laquelle l'exposition à des polluants organochlorés est associée à un risque d'accroissement des cas de diabète (Tang *et al.*, 2014). Les contaminants organohalogénés pourraient aussi contribuer à la survenance de l'obésité dans les populations les plus exposées (Hansen *et al.* 2014).

166. En même temps qu'aux PCCC, le public, en particulier les peuples autochtones des régions arctiques, est exposé à une large gamme d'autres polluants, notamment des composés de type dioxine déjà réglementés, tels que les PCB, ce qui ajoute à la charge corporelle globale. Plusieurs de ces polluants (dont les PCB) dépassent déjà les niveaux recommandés pour ces populations et de nouvelles données indiquent que les polluants organiques persistants et les métaux lourds tels que le mercure et le plomb peuvent avoir des incidences sur la santé, en particulier chez les enfants, à des niveaux d'exposition plus faibles qu'on ne le pensait (AMAP, 2009a). Il a été démontré que les populations autochtones de l'Arctique pâtissent de l'exposition à divers polluants organiques persistants et que le fœtus en développement, les enfants, les femmes en âge de procréer et les personnes âgées sont les plus menacés (AMAP, 2014). Enfin, il convient également de prendre conscience du fait qu'outre les différents produits chimiques, d'autres facteurs de stress, tels que les épisodes de famine, le stade de maturité en matière de reproduction et/ou de développement et les effets des changements climatiques, peuvent, seuls ou de concert, accroître la gravité des effets néfastes, dans les régions alpines et surtout dans l'Arctique (Sagerup *et al.* 2010, Groupe d'experts du PNUE/PSEA 2010, Letcher *et al.* 2010, Schröder *et al.* 2014). Compte tenu des changements observés actuellement dans le climat, il est très important de protéger la diversité de l'habitat dans les régions reculées contre les sources de stress supplémentaires, comme les polluants organiques.

### 3. Synthèse de l'information

167. La production et la consommation annuelles déclarées de PCCC au niveau mondial sont considérables. Dans certains pays, des réductions notables sont intervenues au cours des dernières années mais dans d'autres, la production de mélanges à base de PC contenant des PCCC a augmenté. Des rejets de ces substances peuvent se produire durant leur production, leur entreposage, leur transport et leur utilisation. Les effluents provenant du nettoyage des installations et les déchets de fluide d'usinage de métaux constituent des sources de contamination pour les écosystèmes aquatiques. Dans les régions industrialisées pratiquant le recyclage de déchets électroniques, ainsi que dans les régions densément peuplées, de fortes émissions dans l'environnement sont possibles (Yuan *et al.* 2010, Chen *et al.* 2011, Luo *et al.* 2015, Gao *et al.* 2012). Bien que les données soient limitées, les



principales sources de rejets de PCCC ont probablement été la préparation et la fabrication de produits en contenant, tels que les matières plastiques en chlorure de polyvinyle (PVC), et leur emploi dans les fluides d'usage.

168. On ne s'attend pas à une dégradation importante des PCCC par hydrolyse. Les études menées sur leur biodégradation et sur des carottes sédimentaires datées indiquent une persistance largement supérieure à un an dans les sédiments. Leur demi-vie dans l'atmosphère varie de 0,81 à 10,5 jours, ce qui signifie qu'elles sont aussi relativement persistantes dans l'air. 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. Il a été récemment démontré à l'aide de données modélisées que plusieurs des homologues des PCCC possèdent un fort potentiel de pollution de l'Arctique. Les concentrations relevées dans l'air, le biote et les sédiments dans des endroits reculés de l'Arctique et de l'Antarctique confirment aussi l'existence d'une telle propagation.

169. Les facteurs de bioaccumulation compris entre 16 440 et 25 650 L/kg poids humide relevés chez les truites du lac Ontario et ceux allant de 50 119 à 398 107 L/kg poids humide obtenus pour huit espèces de poisson de la baie de Liadong montrent que les PCCC peuvent se bioaccumuler à des degrés élevés dans les biotes aquatiques. Chez les crustacés (crevettes), qui sont particulièrement sensibles aux effets des PCCC, les facteurs de bioaccumulation mesurés en milieu naturel peuvent atteindre entre 39 810 et 63 096 L/kg poids humide. L'important potentiel de bioaccumulation est également corroboré par les données de modélisation du log  $K_{oe}$  et des facteurs de bioamplification. Les valeurs des facteurs d'accumulation biote-sédiment mesurées chez les mollusques bivalves de la mer de Bohai sont comparables à celles d'autres POP. En outre, des facteurs de bioamplification et d'amplification trophique  $> 1$  ont été observés pour certaines PCCC dans les chaînes alimentaires aquatiques (pour certains congénères des facteurs d'amplification trophique  $< 1$  sont signalés). D'après certaines indications, un phénomène de bioamplification terrestre interviendrait pour les oiseaux, mais les données sont limitées.

170. Des PCCC ont été décelées dans des régions reculées comme l'Arctique (notamment dans l'air, les sédiments et les biotes) et l'Antarctique (dans l'air, jusqu'à 20,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Les PCCC trouvées dans la graisse de bélougas, de phoques annelés et de morses de l'Arctique avaient des concentrations moyennes de 0,2, 0,5 et 0,4  $\mu\text{g}/\text{g}$  lipides, respectivement (Tomy *et al.* 2000). Les tableaux 3-1 et 3-2 montrent que ces concentrations sont similaires à celles de POP reconnus, tels que les HCH totaux, les PCB, le DDT, les PBDE totaux et le toxaphène (AMAP 2004, Strid *et al.* 2013, Letcher *et al.* 2010). Dans l'air, les concentrations étaient plus élevées pour les PCCC que pour ces POP. Les tableaux ci-dessous présentent des comparaisons plus détaillées des concentrations de POP chez les mammifères marins, les poissons et les oiseaux. On a trouvé des PCCC dans la graisse de mammifères marins de diverses régions de l'Arctique, à des concentrations allant de 95 à 626  $\text{ng}/\text{g}$  poids humide. En outre, des PCCC ont été détectées dans le plasma sanguin d'ours polaires, de phoques annelés et d'oiseaux marins de l'Arctique européen, ce qui témoigne de l'étendue de la contamination.

**Tableau 3-1 : Comparaison sous forme de ratios des concentrations moyennes de PCCC et de POP chez quelques espèces animales de l'Arctique. (Tomy *et al.*, 2000; AMAP 2004).**

Espèce	[ $\Sigma$ PCB]/[PCCC]	[ $\Sigma$ DDT]/[PCCC]	[Toxaphène]/[PCCC]
Bélouga	19-24	11-18	15
Phoque annelé	2,3	1,3	0,9
Morse	0,4	0,1	0,6

**Tableau 3-2 : Comparaison des concentrations de PCCC et de POP ( $\text{ng}/\text{g}$  lipides) chez la mouette tridactyle de l'Arctique, l'œuf de cette mouette et le requin du Groenland (Reth *et al.*, 2006; AMAP 2004, Strid *et al.* 2013, Letcher, 2010).**

Espèce	[PCCC]	[ $\Sigma$ DDT]	[ $\Sigma$ PCB]	[ $\Sigma$ PBDE]	[ $\Sigma$ HCH]
Mouette tridactyle	110-880 (n=2)	500-1 900	10 000-21 000	-	-
Œuf de mouette tridactyle	100 (n=12)	806-1562	7 254-7 938	-	20-30
Œuf d'Eider à duvet	17 (n=12)	-	Jaune d'œuf : 262	Jaune d'œuf : 2	-
Foie de requin du Groenland	5 200 (n=15) 770 $\text{ng}/\text{g}$ poids humide	7,195	990-10 000	9,9-200	53
Saïda imberbe	10,3 $\text{ng}/\text{g}$ poids humide (n=10)	-	-	2 <sup>1</sup>	-

171. Les données disponibles sur l'exposition humaine dans l'Arctique sont limitées et, jusqu'ici, la détermination des concentrations de PCCC dans les tissus humains n'est pas prévue dans le Programme de surveillance de cette région (AMAP 2014, 2009b). Des PCCC ont toutefois été détectées dans le lait de femmes inuit du Nord du Québec. On en a également trouvé dans des échantillons de lait maternel collectés au Royaume-Uni et en Suède. Les résultats annuels du programme de surveillance suédois ne font ressortir aucune tendance claire. La moyenne des concentrations mesurées entre 1998 et 2010, qui variaient dans une fourchette allant 45 à 157 g/kg lipides, y est de 107 µg/kg lipides (Darnerud 2012), tandis qu'au Royaume-Uni, la moyenne calculée en 2002 était de 180 µg/kg lipides, avec des valeurs mesurées oscillant entre 49 et 820 (Thomas et Jones 2006). Dans la seule étude disponible sur les niveaux de PCCC dans le lait maternel humain en Arctique, Tomy (1997) a fait état de concentrations allant de 11 à 17 ng/g lipides (moyenne de 13 ng/g lipides) chez des femmes du Nord du Québec, au Canada (tableau 3-3). Les populations autochtones se caractérisent par de plus fortes charges corporelles que, par exemple, dans divers groupes de la population russe, ce qui pourrait également s'appliquer aux PCCC (AMAP 2014).

**Tableau 3-3 : Comparaison des concentrations moyennes de PCCC et de polluants organiques persistants spécifiques dans des échantillons de lait maternel**

Substance	Concentration moyenne en ng/g lipides dans le lait maternel (fourchette)	Population, date de l'échantillonnage
<b>PCCC</b>	13 (11-17)	Inuit, Canada (Tomy 1997)
<b>PBDE (Σ47,99,100, 153, 183)</b>	4,72	Finlandais de l'Arctique 2005 (AMAP 2014)
<b>Oxychlorane</b>	4,9 (2,0-10)	Arkhangelsk (Russes) 2003 (AMAP 2014)
	5,2	Murmansk (Russes) 2000-2002 (AMAP 2014)
	41 (2-1070)	Chukotka (Autochtones) 2001-2002 (AMAP 2014)
<b>Toxaphène</b>	5	Arkhangelsk (Russes) 2003 (AMAP 2014)
	7,3	Murmansk (Ruses) 2000-2002 (AMAP 2014)
	9 (0,5 -112)	Chukotka (Autochtones) 2001-2002 (AMAP 2014)

172. Les invertébrés d'eau douce et marins semblent particulièrement sensibles aux PCCC, avec des CSEO chroniques de 5 µg/l pour *Daphnia magna* et de 7,3 µg/l pour la mysis. Chez la truite, on a observé de graves histopathologies hépatiques, avec des CMEQ de 0,79 à 5,5 µg/g (corps entier).

173. On a également trouvé des PCCC dans l'eau de mer et les eaux superficielles, les sédiments, les sols, les boues d'épuration et l'air, la plupart des données disponibles venant d'Europe, d'Amérique du Nord et d'Asie de l'Est. Les concentrations sont en baisse dans certaines régions, mais une augmentation a été récemment observée dans les matrices environnementales d'autres régions. Bien que des progrès dans l'analyse des PCCC aient été récemment signalés, la mesure de ces substances reste problématique.

174. Le tableau 3-4 montre les concentrations auxquelles différents organismes sont exposés dans le voisinage de sources probables de rejets, à des endroits plus distants se trouvant sous l'influence de sources régionales et à des endroits éloignés des sources connues ou importantes. Il donne également les valeurs de toxicité pertinentes pour le mode d'exposition signalé – par exemple, exposition au milieu ambiant (nourriture, etc.), ou charge corporelle. Plusieurs facteurs, notamment la durée de l'exposition, les incidences transgénérationnelles, le potentiel de perturbation endocrinienne ainsi que les effets de mélange ne sont pas pris en compte dans ces études et peuvent avoir des effets à des niveaux beaucoup plus faibles qui ne sont pas saisis dans ces tableaux. En outre, d'autres paramètres susceptibles d'être pertinents, comme les effets comportementaux, n'ont pas été pris en compte dans les études citées. D'après Environnement Canada, il est possible, dans le cas des substances persistantes et bioaccumulables, de sous-estimer les risques si on les évalue par des méthodes classiques (Environnement Canada, 2008).

**Tableau 3-4: Degrés d'exposition de différents organismes/récepteurs dans le voisinage de sources probables de rejets (Local), à des endroits plus distants se trouvant sous l'influence de sources régionales (Régional), et à des endroits éloignés des sources connues ou importantes (Éloigné) et valeurs de toxicité correspondantes**

Récepteur	Concentration d'exposition	Échantillon	Valeur de toxicité pertinente	Notes
<b>Local</b>				
Mammifères piscivores (loutre)	2,63 mg/kg poids humide	Carpes du port de Hamilton, lac Ontario ng/g poids humide	1 000 mg/kg nourriture poids humide Valeur d'exposition estimée : 100 mg/kg nourriture poids humide (FE de 100)	– Concentration de PCCC mesurée dans les tissus de carpes capturées dans le lac Ontario en 1996 et 2001 (Muir <i>et al.</i> 2001; 2002), supposée représentative des aliments consommés par ces dernières. – Voir la section 2.5.2 pour le calcul de la valeur de toxicité pertinente. – Référence pour la concentration d'exposition et le FE (facteur d'évaluation) : Environnement Canada (2008)
Invertébrés pélagiques	176 ng/l	Point de déversement des eaux usées de l'usine STP, Beijing (Chine)	8 900 ng/l Valeur d'exposition estimée : 890 ng/l (FE de 10)	– Invertébrés pélagiques exposés aux eaux du lac (Zeng <i>et al.</i> 2011a). – Valeur de la CMEO en exposition chronique sur 21 jours pour <i>Daphnia magna</i> (Thompson et Madeley, 1983a) – Référence pour le FE : Environnement Canada 2008
Poissons pélagiques	2,63 mg/kg poids humide	Carpes du port de Hamilton, lac Ontario	0,79 mg/kg poids humide	– Comparaison entre les concentrations mesurées dans les tissus de carpes du port de Hamilton – CMEO pour l'apparition d'histopathologies graves du foie, de lésions fibreuses étendues et de nécrose hépatocytaire chez la truite arc-en-ciel (Cooley <i>et al.</i> , 2001)
<b>Régional</b>				
Invertébrés pélagiques	1,19 ng/l	Eau, milieu du lac Ontario	8 900 ng/l Valeur d'exposition estimée : voir plus haut	– Calculs effectués à partir de l'hypothèse d'une exposition des invertébrés pélagiques aux eaux du lac Ontario (Houde <i>et al.</i> 2008). – Valeur de la CMEO en exposition chronique sur 21 jours pour <i>Daphnia magna</i> (Thompson et Madeley, 1983a)
Invertébrés marins	13,1 ng/L (crevette des boues côtières 502 ng/g poids humide)	Eau de mer de la baie de Liaodong (Chine) (Ma <i>et al.</i> 2014b)	5 µg/L CESE : 100 ng/L, (FE de 50)	– 21d- CSEO <i>Daphnia magna</i> 5 µg/L; concentration estimée sans effet (CESE) pour une eau marine de 0,1 µg/L, FE de 50 (d'après l'Environment Agency du Royaume-Uni de 2007)
Poissons pélagiques	2,9 mg/kg poids humide	Bar commun japonais de la baie de Liaodong (Chine)	0,79 mg/kg poids humide	– Comparaison entre les concentrations mesurées dans <i>Lateolabrax japonicus</i> (Ma <i>et al.</i> 2014b) et la CMEO pour l'apparition d'histopathologies graves du foie, de lésions fibreuses étendues et de nécrose hépatocytaire chez la truite arc-en-ciel (Cooley <i>et al.</i> , 2001)
Invertébrés benthiques	1,8 mg/kg poids sec	Sédiment de surface de la mer de Bohai	35,5 mg/kg poids mort Valeur d'exposition estimée : 3,55 (FE de 10)	– Concentration mesurée dans les sédiments de surface de la mer de Bohai (Ma <i>et al.</i> 2014a) – Valeur de la CMEO calculée à partir de la CMEO pour <i>Daphnia magna</i> en utilisant la méthode du partage à l'équilibre (Environnement Canada, 2004). – Référence pour la FE : Environnement Canada (2008)
Poissons benthiques	0,69 mg/kg poids humide	Plie à tête plate de la baie de Liaodong (Chine)	0,79 mg/kg poids humide	– Concentration maximum dans <i>Platycephalus indicus</i> de la baie de Liaodong (Chine) (Ma <i>et al.</i> 2014b). – Valeur de la CMEO pour l'apparition d'histopathologies graves du foie, de lésions fibreuses étendues et de nécrose hépatocytaire chez la truite arc-en-ciel (Cooley <i>et al.</i> , 2001)

Récepteur	Concentration d'exposition	Échantillon	Valeur de toxicité pertinente	Notes
<b>Éloigné</b>				
Invertébrés benthiques	0,0176 mg/kg poids sec	Sédiments de surface du lac DV09, Arctique canadien	35, mg/kg poids sec Valeur d'exposition estimée : voir ci-dessus	– Calculs effectués à partir de la CMEO pour <i>Daphnia magna</i> en utilisant la méthode du partage à l'équilibre (Environnement Canada, 2004)
Phoques annelés	0,52 mg/kg poids humide	Graisse de phoques annelés	100 mg/kg poids humide CESE <sub>oral</sub> 5,5 mg/kg nourriture	– Données sur les phoques fournies par Tomy <i>et al.</i> , 1999 – CESE <sub>oral</sub> calculée par l'Environment Agency du Royaume-Uni (2007) sur la base d'une CSEO de 166 mg/kg nourriture indiquée dans une étude sur la reproduction du canard colvert et d'un FE de 30.
Phoque annelé de l'Est du Groenland	0,52 mg/kg poids humide	Graisse de phoques annelés	100 mg/kg poids humide CESE <sub>oral</sub> 5,5 mg/kg nourriture	– Tomy <i>et al.</i> , 1999 – CESE <sub>oral</sub> calculée par l'Environment Agency du Royaume-Uni (2007) sur la base d'une CSEO de 166 mg/kg nourriture indiquée dans une étude sur la reproduction du canard colvert et d'un FE de 30.

175. Le tableau 3-5 présente des scénarios d'exposition des êtres humains aux PCCC. Les deux premiers partent de l'hypothèse d'un régime alimentaire traditionnel. L'exposition a été calculée à partir des concentrations de PCCC mesurées dans la graisse des phoques annelés, des bélougas et des morses de l'Arctique (Tomy *et al.*, 1999; Muir *et al.* 2004; Rapport NCP Synopsis), et des apports quotidiens via l'alimentation établis par Kuhnlein (1995a) et Kuhnlein *et al.* (1995b). Les scénarios pour les bébés allaités au sein partent de l'hypothèse d'une consommation journalière de 750 ml de lait à 3 % de teneur en lipides (Van Oostdam *et al.* 1999). En outre, la présence de concentrations accrues de PCCC dans le lait maternel humain a été signalée dans des régions éloignées. La limite supérieure de l'estimation de l'absorption de PCCC dans la population canadienne dépassait la dose journalière théorique pour les effets à long terme (Environnement Canada 2008, 2013). L'exposition à long terme des enfants est particulièrement préoccupante, avec une dose journalière estimée à 24,6 µg/kg lipides. Bien que ces limites supérieures soient considérées comme peu fiables, ce sont elles qui ont permis de conclure que les PCCC constituent, ou pourraient constituer, un danger pour la vie humaine ou la santé au Canada (Environnement Canada, 2008). Il ne faut pas oublier, à cet égard, que les enfants sont plus vulnérables à l'exposition aux substances chimiques du fait de leur développement et de leur croissance.

Tableau 3-5 : Scénarios pour l'exposition chez l'homme et valeurs de toxicité pertinentes

Récepteur	Exposition	Échantillon	Valeur de toxicité pertinente	Notes
Humains (75 kg)	0,15-0,37 µg/kg poids corporel/j	Valeur estimée de l'exposition via l'alimentation chez les Inuits mâles de la terre de Baffin	125 000 ug/kg poids corporel/j	CMEQ, étude de 2 ans sur des rats (NTP, 1986)
Humains (75 kg)	0,15-0,37 µg/kg poids corporel/j	Valeur estimée de l'exposition via l'alimentation chez les Inuits mâles de la terre de Baffin	100 µg/kg poids corporel/j	Dose journalière théorique, effets non-néoplastiques, étude de 13 semaines sur des rats; FE : 100 (IPCS, 1992)
Humains (75 kg)	0,15-0,37 µg/kg poids corporel/j	Valeur estimée de l'exposition via l'alimentation chez les Inuits mâles de la terre de Baffin	11 ug/kg poids corporel/j	La valeur de 11 µg/kg poids corporel/j a été obtenue en appliquant un coefficient de sécurité de 1 000 à celle de 11 mg/kg poids corporel/j obtenue par modélisation en plusieurs étapes de l'apparition des tumeurs les plus fréquentes lors de l'essai biologique de cancérogénicité sur des souris mâles, lequel a abouti à une augmentation de 5 % de l'incidence de tumeurs (IPCS, EHC 181, 1996)
Enfants allaités (5 kg)	0,0585 ug/kg poids corporel/j	Lait maternel humain 13 ug/kg lipides poids humide	125 000 ug/kg poids corporel/j	CMEQ, étude de 2 ans sur des rats (NTP, 1986)
Enfants allaités (5 kg)	0,0585 ug/kg poids corporel/j	Lait maternel humain : 13 ug/kg lipides poids humide	100 µg/kg poids corporel/j	Dose journalière théorique, effets non-néoplastiques, étude de 13 semaines sur des rats; FE : 100 (PISC, 1992)
Enfants allaités (5 kg)	0,0585 ug/kg poids corporel/j	Lait maternel humain : 13 ug/kg lipides poids humide	11 ug/kg poids corporel/j	La valeur de 11 µg/kg poids corporel/j a été obtenue en appliquant un coefficient de sécurité de 1 000 à celle de 11 mg/kg poids corporel/j obtenue par modélisation en plusieurs étapes de l'apparition des tumeurs les plus fréquentes lors de l'essai biologique de cancérogénicité sur des souris mâles, lequel a abouti à une augmentation de 5 % de l'incidence de tumeurs (IPCS, EHC 181, 1996)

176. Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) considère certaines PCCC (longueur moyenne  $C_{12}$  et chloration moyenne de 60 %) comme potentiellement cancérogènes (groupe 2B). Toutefois, les mécanismes d'induction des tumeurs et la pertinence pour la santé humaine des études à partir desquelles cette classification a été établie font l'objet de débats. Dans son 13<sup>e</sup> rapport sur les substances cancérogènes, le NTP a classé les PCCC ( $C_{12}$ , 60 % de chloration moyenne) parmi celles dont on pouvait raisonnablement prédire qu'elles seraient cancérogènes pour l'homme. Le rapport européen d'évaluation des risques (CE 2000) a conclu qu'il était impossible d'exclure l'éventualité d'une incidence sur l'homme. Le PISC a fixé la dose journalière tolérable à 100 µg/kg poids corporel par jour; pour les effets néoplastiques, une dose de 11 µg/kg poids corporel par jour ne devrait pas être dépassée. Dans sa dernière évaluation, la CE a indiqué qu'aucune DSENO ne peut être obtenue à partir des études chroniques sur des mammifères. Environnement Canada conclut que la limite supérieure estimée des quantités de PCCC ingérées dépasse la dose journalière théorique pour les effets à long terme et considère que la marge de sécurité n'est pas suffisante. En outre, il est souligné qu'une légère diminution de la dose journalière théorique paraît justifiée eu égard à la progression potentielle des lésions dans les études de long terme (Environnement Canada 2008, 2013). En outre, il faut prendre en compte le fait que certaines populations autochtones de l'Arctique sont exposées à divers POP, dont plusieurs sont classés parmi les substances cancérogènes.

## 4. Conclusion

177. Les PCCC ont été utilisées partout dans le monde pour un large éventail d'applications (plastifiants dans les plastiques, huiles de coupe pour l'usinage de métaux, retardateurs de flamme et additifs dans les peintures). Ce sont leurs larges applications industrielles qui ont probablement été la principale source de contamination de l'environnement. Des rejets dans l'environnement se produisent lors de la production, durant la vie utile et lors de l'élimination des PCCC et des produits en contenant.

178. Les PCCC sont transportées via l'atmosphère, l'eau et les espèces migratoires vers les régions antarctique, arctique et subarctique, loin des sources locales. Plusieurs de leurs homologues sont persistants dans l'environnement et les études des réseaux et chaînes trophiques confirment que bon nombre d'entre elles s'accumulent dans les tissus d'invertébrés et de poissons d'eau douce et marins. Des études en laboratoire ont mis en évidence des effets négatifs sur les poissons, même à de faibles concentrations. Certaines PCCC s'accumulent et se bioamplifient dans le biote arctique, y compris les mammifères. Chez ces derniers, elles s'attaquent au foie, au système hormonal thyroïdien et aux reins.

179. Des PCCC ont aussi été détectées dans les sédiments de lacs arctiques. Elles sont particulièrement toxiques pour les invertébrés aquatiques. Vu le rôle essentiel joué par ces derniers au sein de l'écosystème, cela soulève de fortes craintes quant aux conséquences potentielles pour les organismes vivant dans ces sédiments et les autres invertébrés.

180. Bien qu'elles soient peu élevées dans les endroits reculés, les concentrations de PCCC relevées dans le biote de l'Arctique sont comparables à celles de certains POP déjà réglementés. La présence de PCCC a été mise en évidence chez des mammifères marins de l'Arctique dont les autochtones se nourrissent. On en a également trouvé dans le lait maternel humain, aussi bien dans cette région que dans les régions tempérées.

181. Il a été montré que les PCCC peuvent agir sur la thyroïde, le foie et les reins et sont, à long terme, susceptibles de conduire à un cancer de ces organes, comme en témoignent les expériences menées sur des rats de laboratoire. On les suspecte non seulement d'être cancérigènes pour l'homme, mais aussi de perturber les fonctions endocriniennes. Les concentrations maximales auxquelles on peut être exposé dépassent les niveaux d'exposition acceptables.

182. Les taux de PCCC mesurés dans le biote de l'Arctique sont similaires à ceux d'autres POP connus. L'exposition simultanée à ces POP peut donner lieu à des problèmes. Aucune tendance temporelle des PCCC ne peut actuellement être établie pour les zones reculées. Toutefois, compte tenu de l'aptitude avérée de ces substances à se propager sur de longues distances et à s'accumuler, des hausses des niveaux dans l'environnement sont possibles si les rejets se poursuivent ou augmentent.

183. On peut donc conclure, sur la base des données disponibles, que, du fait de leur propagation à longue distance dans l'environnement, les PCCC ont probablement des effets nocifs importants sur la santé humaine et l'environnement justifiant l'adoption de mesures au niveau international.]

## 5. Bibliographie

- Adielsson, S.; Graaf, S.; Andersson, M.; Kreuger, J. 2012. Resultat Från Miljöövervakningen Av Bekämpningsmedel (Växtskyddsmedel) (Data from Environmental Monitoring of Pesticides); Swedish University of Agricultural Sciences. Cited in Backhaus *et al.* 2012.
- AMAP. 2004. AMAP Assessment. 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xvi+310 pp.
- AMAP 2009a. AMAP Assessment. Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Levels, trends and effects of legacy and new persistent organic pollutants in the Arctic: Special Issue. Science of the Total Environment. Volume 408/15 (2010).
- AMAP 2009b. AMAP Assessment: Human Health in the Arctic. ISBN 978-82-7971-051-6 [http://www.amap.no/documents/doc/amap-assessment-2009-human-health-in-the-arctic/98]
- AMAP, 2014. Trends in Stockholm Convention Persistent Organic Pollutants (POPs) in Arctic Air, Human media and Biota. AMAP Technical Report to the Stockholm Convention. AMAP Technical Report No. 7 (2014), Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway.
- 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.
- Backhaus, T., Faust, M. 2012. Predictive environmental risk assessment of chemical mixtures: a conceptual framework. Environ Sci Technol. 2012 Mar 6;46(5):2564-73.
- 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., Braekevelt, 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.
- Bardin, J.A., Gore, R.J., Wegman, D.H., Kriebel, D., Woskie, S.R., Eisen, E.A. 2005. Registry-based case-control studies of liver cancer and cancers of the biliary tract nested in a cohort of autoworkers exposed to metalworking fluids. Scand J Work Environ Health 31(3): 205-211.
- Basconcillo SL, Backus SM, McGoldrick DJ, Zaruk D, Sverko E, Muir DC, 2015. Current status of short- and medium chain polychlorinated n-alkanes in top predatory fish across Canada. Chemosphere. 2015 Feb 6;127C:93-100.
- 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.
- Bennie D.T., C.A. Sullivan, R.J. Maguire. 2000. Occurrence of chlorinated paraffins in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence River and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and carp (*Cyprinus carpio*) from Lake Ontario. Water Qual Res J Can 35:263–81.
- Bezhlebová, J., J. Černohláková, K. Kobetičová, 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.
- Bonvallot, N., Mandin, C., Mercier, F., Le Bot, B., Glorennec P. (2010) Health ranking of ingested semivolatile organic compounds in house dust: an application to France, Indoor Air, 20: 458-472.
- 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.
- Braune, B.M., P.M. Outridge, A.T. Fisk, D.C.G. Muir, P.A. Helm, K. Hobbs, P.F. Hoekstra, Z.A.

- Kuzyk, M. Kwan, R.J. Letcher, W.L. Lockhart, R.J. Norstrom, G.A. Stern and I. Stirling. 2005. Persistent organic pollutants and mercury in marine biota of the Canadian Arctic: An overview of spatial and temporal trends. *Sci. Total Env.* 351-352: 4-56.
- [Brooke, D.N. and Crookes M.J. 2011. Intersessional working group on toxicological interactions. Study 1. Case study on toxicological interactions of chlorinated paraffins. Environmental Evaluation, Building Research Establishment, Watford, UK. Draft of 25 July 2011. Persistent Organic Pollutants Review Committee, Seventh meeting. Geneva, 10–14 October 2011. UNEP/POPS/POPRC.7/INF/15.]
- 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).
- Burýšková, B., L. Bláha, D. Vršková, K. Šimkova and B. Maršalek. 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.
- Campbell, I. and G. McConnell. 1980. Chlorinated paraffins in the environment. 1. Environmental occurrence. *Environ. Sci. Technol.* 10: 1209–1214.
- Chaemfa, C., Xu, Y., Li, J., Chakraborty, P., Syed, Jh., Malik, RN., Wang, Y., Tian, CG., Zhang, G., Jones, Kc. 2014. Screening of Atmospheric Short- and Medium-Chain Chlorinated Paraffins in India and Pakistan using Polyurethane Foam Based Passive Air Sampler, *Environmental Science & Technology*, 2014 May 6, Vol.48(9), pp.4799-4808
- Castells P., F.J. Santos, M.T. Galceran. 2003. Solid-phase microextraction for the analysis of short-chain chlorinated paraffins in water samples. *J Chromatogr A* 984:1–8.
- Castells P., F.J. Santos, M.T. Galceran. 2004. Solid-phase extraction versus solid-phase microextraction for the determination of chlorinated paraffins in water using gas chromatography-negative chemical ionisation mass spectrometry. *J Chromatogr A* 1025:157–62.
- Castells, P., J. Parera, F.J. Santos and M.T. Galceran. 2008. Occurrence of polychlorinated naphthalenes, polychlorinated biphenyls and short-chain chlorinated paraffins in marine sediments from Barcelona (Spain). *Chemosphere* 70(9): 1552-1562.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1998. Protocol for the derivation of Canadian tissue residue guidelines for the protection of wildlife that consume aquatic biota. Winnipeg, Manitoba [reprinted in CCME. 1999. Canadian environmental quality guidelines. Chapter 8. Winnipeg, Manitoba].
- 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].
- Chen, M.Y., Luo, X.J., Zhang, X.L., He, M.J., Chen, S.J., Mai, B.X., 2011. Chlorinated paraffins in sediments from the Pearl River Delta, South China: spatial and temporal distributions and implication for processes. *Environ. Sci. Technol.* 45, 5964 - 5971.
- Chen, L., Huang, Y., Han, S., Feng, Y., Jiang, G., Tang, C., Ye, Z., Zhan, W., Liu, M. and Zhang, S. (2013) Sample pretreatment optimization for the analysis of short chain chlorinated paraffins in soil with gas chromatography–electron capture negative ion-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1274, 36-43
- COMMISSION REGULATION (EU) No 519/2012 of 19 June 2012 amending Regulation (EC) No 850/2004 of the European Parliament and of the Council on persistent organic pollutants as regards Annex I, available at <http://eur-lex.europa.eu/homepage.html?locale=en>



- COMMISSION REGULATION (EC) No 1272/2008 on classification, labelling and packaging of substances and mixtures, amending and repealing Directives 67/548/EEC and 1999/45/EC, and amending Regulation (EC) No 1907/2006 (REACH). It implements the 2nd edition of the United Nations Globally Harmonised System of classification and labelling of chemicals (GHS) into EU law, <http://www.echa.europa.eu/regulations/clp/legislation>, 2015-03-5
- COMMISSION REGULATION (EC) No 166/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 January 2006 concerning the establishment of a European Pollutant Release and Transfer Register and amending Council Directives 91/689/EEC and 96/61/EC, available at <http://eur-lex.europa.eu/homepage.html?locale=en>
- 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 C<sub>10</sub>, C<sub>11</sub>, C<sub>12</sub> and C<sub>14</sub> polychlorinated alkanes. *Aquat. Toxicol.* 54: 81–99.
- Climate and Pollution Agency, Norway 2012. Compilation of Norwegian Screening Data for Selected Contaminants (2002 –2012). Report TA-2982/201 <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2982/ta2982.pdf>, 2015-03-05
- 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.
- CSTEE 1998. Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment opinion on the risk assessment of short chain length chlorinated paraffins (Available at [http://ec.europa.eu/health/ph\\_risk/committees/sct/dochtml/sct\\_out23\\_en.htm](http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/sct/dochtml/sct_out23_en.htm))
- CXR Biosciences Ltd. 2006. Stamp SL. C14-17 n-alkane, 52% chlorinated study of post-natal offspring mortality following dietary administration to CD rats. DAR0001/062390. Huntingdon Life Sciences Ltd., Huntingdon, UK. Unpublished report.
- Darnerud, P.O., Aune, M., Glynn, A., Borgen, A., 2012. Paraffins in Swedish breast milk. A report of the Swedish Chemicals Agency: [http://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/PM/PM%2018\\_12.pdf](http://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/PM/PM%2018_12.pdf)
- De Boer, J., El-Sayed Ali, T., Fiedler, H., Legler, J., Muir, D., Nikiforov, V.A., Tomy, G.T., Tsunemi, K., de Boer, J., 2010. Chlorinated paraffins. In: *The Handbook of Environmental Chemistry. Chlorinated Paraffins*, vol. 10. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.
- D’Hollander, W., Roosens, L., Covaci, A., Cornelis, C., Reynders, H., Campenhout, K.V., Voogt, P.D., Bervoets, L., 2010. Brominated flame retardants and perfluorinated compounds in indoor dust from homes and offices in Flanders, Belgium. *Chemosphere* 1, 478-487.
- Dick, T.A., C.P. Gallagher and G.T. Tomy. 2010. Short- and medium-chain chlorinated paraffins in fish, water and soils from the Iqaluit, Nunavut (Canada), area. *World Review of Science, Technology and Sustainable Development.* 7: 387-401.
- 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.
- Directive 2002/45/EC of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 amending for the twentieth time Council Directive 76/769/EEC relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations (short-chain chlorinated paraffins) [<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32002L0045>, 2015-02-03]
- Drouillard, K.G., G.T. Tomy, D.C.G. Muir and K.J. Friesen. 1998a. Volatility of chlorinated n-alkanes (C<sub>10-12</sub>): 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 (C<sub>10-12</sub>) from measurements of chlorinated alkane mixtures. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 1261–1267.

- EC, 2000. European Union risk assessment report. 1st Priority List Vol. 4: alkanes, C<sub>10-13</sub>, chloro-. European Commission. European Chemicals Bureau, Luxembourg. 166 pp. (EUR 19010; ISBN 92-828-8451-1).
- EC, 2003. Technical guidance document on risk assessment. Part II: Environmental risk assessment. European Commission, Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances. European Chemical Bureau, Luxembourg. [cited in Bezchlebová *et al.* 2007]
- EC, 2005. Risk profile and summary report for short-chained chlorinated paraffins (SCCPs), European Commission. Dossier prepared from the UNECE Convention on Long range Transboundary Air Pollution, Protocol on Persistent Organic Pollutants. European Commission, DG Environment.
- EC, 2008 European Union risk assessment, report. Updated Version 1st Priority List Vol. 4: alkanes, C<sub>10-13</sub>, chloro-. European Commission: 23396 EN. ISSN 1018-5593 Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities
- ECHA, 2008. Support document for identification of alkanes C<sub>10-13</sub> Chloro as substances of very high concern. SVHC support document. Member States Committee, adapted on October 8<sup>th</sup>, European Chemicals Agency.
- Evenset, A., Carroll J., Christensen, GN., Kallenborn, R., Gregor, D, Gabrielsen, GW. 2007. Seabird Guano Is an Efficient Conveyer of Persistent Organic Pollutants (POPs) to Arctic Lake Ecosystems. *Environ. Sci. Technol.* 2007, 41, 1173-1179.
- 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.
- Environment Canada. 2008. Follow-up report on PSL1 substance for which data were insufficient to conclude whether the substances were "toxic" to the environment and to human health; Chlorinated Paraffins. August 2008. <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=En&n=D7D84872-1>
- Environment Canada. 2013. Chlorinated Paraffins. Follow-up Report on a PSL1 Assessment for Which Data Were Insufficient to Conclude Whether the Substances Were "Toxic" to the Environment and to the Human Health. Date modified: 2013-11-07; <https://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=En&n=D7D84872-1&printfullpage=true>, Assessed: 2015-03-13.
- EU (European Union). 2002. European Commission DG ENV Endocrine Disrupting Substances (man-made chemicals) B4-3040/2001/325850/MAR/C2. RPS BKH Project number: M0355037 Report: Endocrine disrupters: study on gathering information on 435 substances with insufficient data. Final report by bkh consulting engineers.
- 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).
- EU (European Union). 2012. Toxicity and Assessment of Chemical Mixtures. European Union, 2012, Scientific Committee on Health and Environmental Risks SCHER, Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks SCENIHR, Scientific Committee on Consumer Safety SCCS 2012 ISBN N 978- 92-79-3 0700-3.
- EU (European Union). 2015 Endocrine Disrupters: Database. [http://ec.europa.eu/environment/chemicals/endocrine/strategy/being\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/chemicals/endocrine/strategy/being_en.htm) (Assessed: 2015.03.13)
- Euro Chlor. 1995. As reported in letter from ICI dated 12/7/95 [cited in EC 2000].
- Fiedler, H. 2010. Short-Chain Chlorinated Paraffins: Production, Use and International Regulations in De Boer, J., El-Sayed Ali, T., Fiedler, H., Legler, J., Muir, D., Nikiforov, V.A., Tomy, G.T., Tsunemi, K., de Boer, J., 2010. Chlorinated paraffins. In: *The Handbook of Environmental Chemistry. Chlorinated Paraffins*, vol. 10. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg
- Fisk, A., C. Cymbalisky, A. Bergman and D.C.G. Muir. 1996. Dietary accumulation of C<sub>12</sub>- and C<sub>16</sub> 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 C<sub>12</sub> and C<sub>16</sub> 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 C<sub>10</sub>-, C<sub>11</sub>- and C<sub>14</sub>-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 C<sub>10</sub>-, C<sub>11</sub>-, C<sub>12</sub>- and C<sub>14</sub>-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.
- Friden, U., Mc Lachlan, M., Berger U. 2010 Human exposure to chlorinated paraffins via indoor air and dust. Final report. Stockholm University.
- Gao Y., Zhang H., Su F., Tian Y., Chen J. 2012. Environmental Occurrence and Distribution of Short Chain Chlorinated Paraffins in Sediments and Soils from the Liaohe River Basin, China, *Environ. Sci. Technol.* 2012, 46, 3771–3778.
- Gasperi, J.; Zgheib, S.; Cladière, M.; Rocher, V.; Moilleron, R.; Chebbo, G. (2012): Priority pollutants in urban stormwater: Part 2 – Case of combined sewers, *Water Research*, 2012, Vol.46(20), pp.6693-6703
- Gawor, A. and Wania, F. 2013. Using quantitative structural property relationships, chemical fate models, and the chemical partitioning space to investigate the potential for long range transport and bioaccumulation of complex halogenated chemical mixtures. *Environmental Science: Processes & Impacts* 15(9): 1671-1684.
- Geng N., Zhang, H, Zhang B, Wu, P, Wang F, Yu, Z, Chen, J (2015) Effects of short-chain chlorinated paraffins exposure on the viability and metabolism of human hepatoma HepG2 Cells. *Environ. Sci. Technol.* 2015, 49, 3076–3083.
- Gilliom, R. J.; Barbash, J. E.; Crawford, G. C.; Hamilton, P. A.; Martin, J. D.; Nakagaki, N. Pesticides in the Nation's Streams and Ground Water, 1992–2001; USGS Circular 1291, Revised Edition, 2007.
- 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.
- Halse, AK; Schlabach, M.; Schuster, J. K ; Jones, K C ; Steinnes, E.; Breivik, K. (2015): Endosulfan, pentachlorobenzene and short-chain chlorinated paraffins in background soils from Western Europe, *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 2015, Vol.196, pp.21-8
- Hansen, J.C., Gilman, A.P., and Odland, J. Ø 2014 The Seven Pillars of Obesity: Development of a holistic understanding of a complex problem AMAP Technical Report No. 8 Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. ISBN – 978-82-7971-085-1.
- Harada, K.H., Takasuga, T., Hitomi, T., Wang, P., Matsukami, H., Koizumi, A. 2011 Dietary exposure to short-chain chlorinated paraffins has increased in Beijing, China. *Environ Sci Technol.* 15;45(16):7019-27.
- Harner, T., M. Mitrovic, L. Ahrens, and J. Schuster, 2014. Characterization of PUF disk passive air samplers for new priority chemicals: a review. *Organohalogen Compounds*, 76:11-29.
- Hildebrecht, C.O. 1972. Biodegradability study on chlorinated waxes. Environlab Inc., Plainessville, 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 B. G. Maddock., 1983b. Effect of a chlorinated paraffin on embryos and larvae of the sheepshead minnow *Cyprinodon variegatus* – study 2. ICI Confidential Report BL/B/2327.
- Hilger, B., Fromme, H., Völkel, W., Coelhan, M., 2011. Effects of chain length, chlorination degree,

- and structure on the octanolewater partition coefficients of polychlorinated n-alkanes. *Environmental Science and Technology* 45, 2842-2849.
- Hilger, B., Friomme, H., Völkel, W., Coelhan, M. 2013. Occurrence of chlorinated paraffins in house dust samples from Bavaria, Germany. *Environmental Pollution* 175, 16 -21.
- Houde, M., D.C.G.Muir, G.T.Tomy, D.M. Whittle, C. Teixeira, and S. Morre. 2008. Bioaccumulation and Trophic Magnification of Short- and Medium-Chain Chlorinated Paraffins in Food Webs from Lake Ontario and Lake Michigan. *Environ. Sci. Technol.* 42: 3893-3899.
- Huber S., Warner N.A., Nygård T., Remberger M., Harju M., Uggerud H.T., Kaj L., Hanssen L. 2015. A broad cocktail of environmental pollutants found in eggs of three seabird species from remote colonies in Norway. *Environ Toxicol Chem.* 2015 Jun;34(6):1296-308.
- Hung *et al.*, in press: Northern Contaminants Air Monitoring: Organic Pollutant Measurements. In: NCP, 2015. Synopsis of Research conducted under the 2014-2015 Northern Contaminants Program. Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, Ottawa, ON
- Hüttig, J. 2006. Determination of the “new” problem group chloro-paraffins in sediments by HRGC-LRMS. Ph.D. Thesis, University of Basel, Basel, Switzerland.
- IARC (International Agency for Research on Cancer). 1990. Summaries and Evaluations CHLORINATED PARAFFINS (Group 2B) Vol. 48. p 55.
- Iino F., T. Takasuga, K. Senthilkumar, N. Nakamura and J. Nakanish. 2005. Risk assessment of shortchain chlorinated paraffins in Japan based on the first market basket study and species sensitivity -distributions. *Environ. Sci. Technol.* 39:859-866
- Iozza, S., C.E. Müller, P. Schmid, C. Bogdal and M. Oehme. 2008. Historical profiles of chlorinated paraffins and polychlorinated biphenyls in a dated sediment core from Lake Thun (Switzerland). *Environ. Sci. Technol.* 42 (4):1045–1050.
- Iozza, S., P. Schmid, M. Oehme, R. Bassan, C. Belis, G. Jakobi, M. Kirchner, K-W. Schramm, N. Kräuchi, W. Moche, I. Offenthaler, P. Weiss, P. Simončič and W. Knoth. 2009. Altitude profiles of total chlorinated paraffins in humus and spruce needles from the Alps (MONARPOP). *Environ. Pollut.* 157: 3225-3231.
- 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).
- IPEN 2015. Comments on the draft risk profile SCCP. International POPs Elimination Network, February, 2015.
- 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; <sup>14</sup>C labeled CP. Mattawan, Michigan. 350 pp. (Report No. 438-029/022) [cited in IPCS 1996].
- IRDC (International Research and Development Corporation). 1985. Chlorinated paraffin: Reproduction range-finding study in rats. IRDC Report No. 438/049. International Research and Development Corporation, Mattawan, Michigan, USA 49071.
- Ismail, N., S.B. Gewurtz, K. Pleskach, D.M. Whittle, P.A. Helm, C.H. Marvin, and G.T. Tomy. 2009. Brominated and chlorinated flame retardants in Lake Ontario, Canada, lake trout (*Salvelinus namaycush*) between 1979 and 2004 and possible influences of food-web changes. *Environ. Toxicol. Chem.* 28: 910-920.
- IVL, Environmental Research Institute. 2015. Miljöövervakningsdata, <http://dvss.ivl.se/registersida.aspx>
- Jansson, B., R. Andersson, L. Asplund, K. Litzen, K. Nylund, U. Sellstrom, U. Uvemo, C. Wahlberg, U. Wideqvist, T. Odsjö and M. Olsson. 1993. Chlorinated and brominated persistent organic

- compounds in biological samples from the environment. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1163–1174.
- Johansen, P. D. Muir, G. Asmund and F. Riget. 2004. Contaminants in the Traditional Greenland Diet. NERI Tehnical Report, No. 492, National Environmental Research Institute, Roskilde DK. 77 pp.
- 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].
- Klecka, J. 2014. The role of a water bug, *Sigara striata*, in freshwater food webs. *PeerJ* 2:e389 <https://dx.doi.org/10.7717/peerj.389>
- 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.
- Kolpin, D. W.; Furlong, E. T.; Meyer, M. T.; Thurman, E. M.;Zaugg, S. D.; Barber, L. B.; Buxton, H. T. Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999–2000--A national reconnaissance. *Environ. Sci. Technol.* 2002, 36 (6), 1202–1211.
- Kortenkamp A, Backhaus T, Faust M. State of the Art Report on Mixture Toxicity. 2009. [http://ec.europa.eu/environment/chemicals/pdf/report\\_Mixture%20toxicity.pdf](http://ec.europa.eu/environment/chemicals/pdf/report_Mixture%20toxicity.pdf)
- Kuhnlein, H. M. (1995a). "Benefits and risks of traditional food for Indigenous Peoples: focus on dietary intakes of Arctic men." *Can. J. Physiol. Pharmacol.* 73: 765 -771.
- Kuhnlein, H. V., O. Receveur, D. C. Muir, H. M. Chan and R. Soueida (1995b). "Arctic indigenous women consume greater than acceptable levels of organochlorines." *J Nutr* 125(10): 2501-10.
- 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.
- Langer, P., 2010. The impacts of organochlorines and other persistent pollutants on thyroid and metabolic health. *Front Neuroendocrinol.* 31(4):497-518. doi: 10.1016/j.yfrne.2010.08.001.
- Lau, C., Abbott, B.D., Corton, C.J., Cunningham, M.L. 2010 PPARs and Xenobiotic-Induced Adverse Effects: Relevance to Human Health. *PPAR Research Volume 2010, Article ID 954639, doi:10.1155/2010/954639*
- Letcher RJ, Bustnes JO, Dietz R, Jenssen BM, Jørgensen EH, Sonne C, Verreault J, Vijayan MM, Gabrielsen GW. Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish. *Sci Total Environ.* 2010 Jul 1;408(15):2995-3043.
- Letcher, R. 2013. Temporal and Spatial Trends of Legacy and Emerging Organic and Metal/Elemental Contaminants in Canadian Polar Bears. In: *Synopsis of Research Conducted under the 2013-2014 Northern Contaminants Program.* Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, 2013
- Li, Xm ; Gao, Y, Wang, Yw, Pan, Yy. 2014a: Emerging Persistent Organic Pollutants in Chinese Bohai Sea and Its Coastal Regions, *Scientific World Journal*, 2014
- Li, C, Xie, Hb, Chen, JW, Yang, Xh, Zhang, Yf, Qiao, XL. 2014b. Predicting Gaseous Reaction Rates of Short Chain Chlorinated Paraffins with center dot OH: Overcoming the Difficulty in Experimental Determination, *Environmental Science & Technology*, 2014 Dec 2, Vol.48(23), pp.13808-13816
- Li Q, Li J, Wang Y, Xu Y, Pan X, Zhang G, Luo C, Kobara Y, Nam JJ, Jones KC. 2012. Atmospheric short-chain chlorinated paraffins in China, Japan, and South Korea. *Environ Sci Technol.* 2012 Nov 6;46(21):11948-54.
- Lu, M. 2013. Degradation of short chain polychlorinated paraffins by a new isolate: tests in pure culture and sewage sludge, *Journal Of Chemical Technology And Biotechnology*, 2013 Jul, Vol.88(7), pp.1273-1279
- Luo, Xiao-Jun, Sun, Yu-Xin, Wu, Jiang-Ping, Chen, She-Jun, Mai, Bi-Xian 2015. Short-chain chlorinated paraffins in terrestrial bird species inhabiting an e-waste recycling site in South China, *Environmental Pollution*, March 2015, Vol.198, pp.41-46
- Ma, Xd, Zhang, Hj, Zhou, HQ, Na, Gs, Wang, Z, Chen, C, Chen, JW, Chen, JP. 2014c. Occurrence and gas/particle partitioning of short- and medium-chain chlorinated paraffins in the atmosphere of

- Fildes Peninsula of Antarctica, Atmospheric Environment, 2014 Jun, Vol.90, pp.10-15
- Ma, Xd, Zhang, Hj, Wang, Z, Yao, Zw, Chen, JW, Chen, JP. 2014a. Bioaccumulation and Trophic Transfer of Short Chain Chlorinated Paraffins in a Marine Food Web from Liaodong Bay, North China, Environmental Science & Technology, Vol.48(10), pp.5964-5971
- Ma, Xd; Chen, Jn, Ma, X, Wang, Z, Yao, Z, Ma, X, Zhang, H, Gao, Y; Chen, J; Chen, C. 2014b. Congener-specific distribution and bioaccumulation of short-chain chlorinated paraffins in sediments and bivalves of the Bohai Sea, China, Marine Pollution Bulletin, 2013
- 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.
- MOE (Ontario Ministry of the Environment). 1998. Guidelines for the utilization of biosolids and other wastes on agricultural land. January revision.
- Moore S., L. Vromet, B. Rondeau. 2003. Comparison of metastable atom bombardment and electron capture negative ionization for the analysis of polychloroalkanes. Chemosphere 54:453–9.
- Morales, L., Martrat, MG., Olmos, J.; Parera, J.; Vicente, J.; Bertolero, A.; Abalos, M., Lacorte, S.; Santos, Fj., Abad, E. 2012: Persistent Organic Pollutants in gull eggs of two species (*Larus michahellis* and *Larus audouinii*) from the Ebro delta Natural Park, Chemosphere, 2012 Sep, Vol.88(11), pp.1306-1316
- Muir, D.C.G., M. Alaei and G.A. Stern. 1999a. Polychlorinated ( $C_{10}$ – $C_{13}$ ) 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, T.F. Bidleman and G.A. Stern. 1999b. New persistent and bioaccumulative chemicals in arctic air, water/snow, and biota. In: Kalhok S, editor. Synopsis of research conducted under the 1997/98 Northern Contaminants Program, vol. 75. Environmental Studies. Ottawa, Indian and Northern Affairs Canada, p. 165– 9.
- 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. Braekevelt, 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. Braekevelt, G. Tomy and M. Whittle. 2003. Medium chain chlorinated paraffins in Great Lakes food webs. *Organohalogen Compd.* 64: 166–169.
- Muir, D. C. G., M. Alaei, C. Butt, B. Braune, P. Helm, S. Mabury, G. Tomy and X. Wang. 2004. New contaminants in Arctic biota. Synopsis of research conducted under the 2003-2004, Northern Contaminants Program, . Ottawa, Indian and Northern Affairs Canada: 139-148.
- 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).
- NCP 2013. Canadian Arctic Contaminants Assessment Report On Persistent Organic Pollutants – 2013. Muir D, Kurt-Karakus P, Stow J. (Eds). Northern Contaminants Program, Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, Ottawa ON. xxiii + 487 pp + Annex
- 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.
- NILU (2015) Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation, M-368|2015 annual report 2014.– Norwegian Institute for Air Research, Norwegian Environment Agency
- Norwegian Environment Agency 2014a. Emission reductions for priority hazardous chemicals (2020 target). Status report. Report M 210-2014 (available in Norwegian only). See [<http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M210/m210.pdf> ,2015-03-05]
- Norwegian Environment Agency 2014b. Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation, annual report 2013. Report M202-2014. [<http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M202/M202.pdf>,2015-03-05]
- Norwegian Environment Agency 2014c. Contaminants in coastal waters of Norway 2013. Report M-250/2014. [<http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M250/M250.pdf>, 2015-03-05]
- Norwegian Environment Agency 2014d. Environmental Contaminants in an Urban Fjord. Report M-205/2014
- Norwegian Environment Agency 2013. Perfluorinated alkylated substances, brominated flame retardants and chlorinated paraffins in the Norwegian Environment - Screening 2013. Report M400-2013. [<http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M-40/M40.pdf>, 2015-03-05]
- NTP (National Toxicology Program) 1986. Technical Report Series, No. 308. Toxicology and carcinogenesis studies of chlorinated paraffins (C12, 60% chlorine) (CAS No. 63449-39-8) in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies).
- NTP (National Toxicology Program). 2014. National Toxicology Program. Department of Health and Human Services. 13<sup>th</sup> Report on Carcinogens, U.S. Department of Health and Human Services. Thirteenth Edition. Chlorinated Paraffins. Chlorinated Paraffins (C12, 60% Chlorine) CAS No. 108171-26-2 Reasonably anticipated to be human carcinogens. First listed in the Fifth Annual Report on Carcinogens (1989): <http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/roc/content/profiles/chlorinatedparaffins.pdf>
- Nyberg E., Faxneld, S., Danielsson, S., Bignert, A., Eriksson, U., Holm, K., Borg H., Berger U., 2012. National Swedish Contaminant Monitoring Programme for Freshwater Biota, 2012. Swedish Museum of Natural History, [http://www.nrm.se/download/18.551d33ba13a8a19ad04264a/13\\_2012+Limniska2012.pdf](http://www.nrm.se/download/18.551d33ba13a8a19ad04264a/13_2012+Limniska2012.pdf)
- Omori, T., T. Kimura and T. Kodama. 1987. Bacterial cometabolic degradation of chlorinated paraffins. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 25: 553–557.
- OECD guideline for testing of chemicals, Phototransformation of Chemicals in water – direct and Indirect Photolysis (draft document 2000)

- Olomukoro, O.J., Ebehirehen.O. 2015. Diversity and Distribution of Benthic Macroinvertebrate Fauna of Obazuwa Lake in Benin City, Nigeria. *Journal of Biology, Agriculture and Healthcare*, Vol.5, No.1, 2015, p. 94 [www.iiste.org]
- 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).
- OSPAR (Oslo-Paris Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic). 2006. Overview Assessment: Implementation of PARCOM Decision 95/1 on Short Chained Chlorinated Paraffin.
- Parera, J., F.J. Santos and M.T. Galceran. 2004. Microwave-assisted extraction versus soxhlet extraction for the analysis of short-chain chlorinated alkanes in sediments. *J. Chromatogr. A* 1046 (1-2) 19-26.
- Pellegriti, G., Frasca, F., Squatrito, S., Vigneri, R. 2013. Worldwide Increasing Incidence of Thyroid Cancer: Update on Epidemiology and Risk Factors, *Journal of Cancer Epidemiology*. Volume 2013, 965212, 10 pages <http://dx.doi.org/10.1155/2013/965212>
- 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.
- Petersen, 2012. Short and medium chained chlorinated paraffins in buildings and constructions in the EU. [part of the Annex E 2015 submission, Netherlands; <http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC10/POPRC10Followup/Shortchainedchlorinatedparaffins/tabid/4295/Default.aspx>, 2015-02-03
- Příbylová, P., J. Klánová, and I. Holoubek. 2006. Screening of short- and medium chain chlorinated paraffins in selected 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.
- Sagerup K, Helgason LB, Polder A, Strøm H, Josefsen TD, Skåre JU, Gabrielsen GW. Persistent organic pollutants and mercury in dead and dying glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) at Bjørnøya (Svalbard). *Sci Total Environ.* 2009 Nov 15;407(23):6009-16.
- SCHER Scientific Committee on Health and Environmental Risks. 2008. Scientific opinion on the risk assessment report on alkanes, C14-17, chloro MCCP human health part. CAS 85535-85-9, 15 January 2008.
- Schröder, P. ; Belis, C. ; Schnelle-Kreis, J. ; Herzig, R. ; Prevot, A. ; Raveton, M. ; Kirchner, M. ; Catinon, M. 2014. Why air quality in the Alps remains a matter of concern. The impact of organic pollutants in the alpine area, *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, Vol.21(1), pp.252-267
- Serrone D. M., Birtley R. D. N. Weigand, W., Millischer .R., (1987). Summaries of toxicological data. Toxicology of chlorinated paraffins. *Food Chem. Toxicol.*, 25, (7), 553-562 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.
- Sjöberg, K., Brorström-Lundén, E., Pihl Karlsson G., Danielsson, H., Hansson, K., Wängberg, I., Potter A., Kreuger, J., Lindström, B., Areskoug, H., Alpfjord H., Andersson C., (2014). Sakrapport



- 2013, Data från övervakning inom Programområde Luft t.o.m. år 2013. IVL Svenska Miljöinstitutet 2014. <http://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/miljoovervakning/Luft/nationell-luftovervakning-sakrapport-2013.pdf>
- Sochová, I., J. Hofman, and I. Holoubek. 2007. Effects of seven organic pollutants on soil nematode *Caenorhabditis elegans*. *Environment International*. 33:798-804.
- Štejnárová, P., M. Coelhan, R. Kostřhounová, H. Parlar and Ivan Holoubek. 2005. Analysis of short chain chlorinated paraffins in sediment samples from the Czech Republic by short-column GC/ECNI-MS. *Chemosphere* 58:253-262.
- 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.
- Stern, GA, Braekevelt, E, Helm, PA, Bidleman, TF, Outridge, PM, Lockhart, WL, McNeeley, R, Rosenberg B, Ikonomou MG, Hamilton P, Tomy GT, Wilkinson P. 2005. Modern and historical fluxes of halogenated organic contaminants to a lake in the Canadian arctic, as determined from annually laminated sediment cores. *Sci. Total Environ*. 342: 223-243
- 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.
- Stiehl, T., Pfordt, J., Ende, M. 2008. Globale Destillation. I. Evaluierung von Schadsstoffen aufgrund ihrer Persistenz, ihres Bioakkumulationspotentials und ihrer Toxizität im Hinblick auf ihren potentiellen Eintrag in das arktische Ökosystem. *J. Consumer Prot. Food Saf*. 3, 61–81.
- 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.
- Strid, A., Athanassiadis, J., Bergman, A. 2014 Hand blenders available on the Swedish market may contaminate food with chlorinated paraffins. Annex E submission Pamela Miller, Alaska Community Action on Toxics and IPEN.
- Strid, A., Bruhn, C., Sverko, E., Svavarsson, J., Tomy, G., Bergman, A. 2013. Brominated and chlorinated flame retardants in liver of Greenland shark (*Somniosus microcephalus*) *Chemosphere*, 2013 Apr, Vol.91(2), pp.222-228.
- 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.
- Sverko, E., Tomy, GT, Mårvin, CH, Muir DCG. 2012. Improving the Quality of Environmental Measurements on Short Chain Chlorinated Paraffins to Support Global Regulatory Efforts, *Environ. Sci. Technol*. 2012, 46, 4697–4698.
- Takasuga T., A. Hayashi, M. Yamashita, H. Takemori, K. Senthilkumar. 2003. Preliminary study of polychlorinated n-alkanes in standard mixtures, river water samples from Japan by HRGC-HRMS with negative ion chemical ionization. *Organohalogen Compd* 60:424–7.
- Takasuga T., Nakano T., Shibata Y., 2012. Unintentional POPs (PCBs, PCBz, PCNs) contamination in articles containing chlorinated paraffins and related impacted chlorinated paraffin products. *Organohalogen Compd*, 2012.
- Tang M., Chen K., Yang F., Liu W., 2014 Exposure to Organochlorine Pollutants and Type 2 Diabetes: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Plos one*. 10, 9, e85556.
- 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].
- Thomas G.O., D. Farrar, E. Braekevelt, G. Stern, O.I. Kalantzi, F.L. Martin and K.C. Jones. 2006.

Short and medium chain length chlorinated paraffins in UK human milk fat. Environmental International 141:30-41

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 C<sub>10</sub>-C<sub>13</sub> 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 C<sub>10</sub>-C<sub>13</sub> 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 C<sub>10</sub>-C<sub>13</sub> 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. <sup>210</sup>Pb 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, C<sub>14-17</sub>, 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, C<sub>10-13</sub>, 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.

UNECE-LRTAP POPs Protocol, 2007. Summary Of The Independent Track A Technical Peer Reviews On Short Chained Chlorinated Paraffins (SCCPs) Dossier Submitted Under The UNECE-LRTAP POPs Protocol, 16/1/08 Available at <http://www.unece.org.net4all.ch/fileadmin/DAM/env/lrtap/TaskForce/popsxg/2006/5th meeting/Final Summary Report SCCP May 1.doc>

- [UNEP/AMAP Expert Group. 2009. Climate Change and POPs: Predicting Impacts. <http://chm.pops.int/Programmes/GlobalMonitoringPlan/ClimateChangeandPOPsPredictingtheImpacts/tabid/1580/language/en-US/Default.aspx>]
- UK REACH Competent Authority 2008. Proposal for identification of a substance as a CMR, PBT, vPvB or a substance of an equivalent level of concern, Annex XV, June 2008, [available at <http://echa.europa.eu/>, 2015-03-06]
- US EPA. 2009. Short-Chain Chlorinated Paraffins (SCCPs) and Other Chlorinated Paraffins Action Plan, U.S. Environmental Protection Agency, 12/30/2009 [http://www.epa.gov/opptintr/existingchemicals/pubs/actionplans/sccps\_ap\_2009\_1230\_final.pdf, 2015-03-06]
- Van Oostdam, J., A. Gilman, É. Dewailly, P. Usher, B. Wheatley, H. Kuhnlein, S. Neve, J. Walker, B. Tracy, M. Feeley, V. Jerome and B. Kwavnick (1999). Human Health Implications of Environmental Contaminants in Arctic Canada: A Review. *Sci. Tot. Environ.* 230: 1-82.
- Vandenberg LN, Colborn T, Hayes TB, Heindel JJ, Jacobs DR Jr, Lee DH, Shioda T, Soto AM, vom Saal FS, Welshons WV, Zoeller RT, Myers JP. 2012. Hormones and endocrine-disrupting chemicals: low-dose effects and nonmonotonic dose responses. *Endocr Rev.* 2012 Jun;33(3):378-455.
- Vighi, M and S. Villa. 2011. Risk for POP mixtures in an Arctic food chain. Presentation. Stockholm Convention on POPs.
- Vorkamp, K., Rigét F.F. 2014 A review of new and current-use contaminants in the Arctic environment: evidence of long-range transport and indications of bioaccumulation. *Chemosphere.* 111:379-95.
- Vos, JG., Dybing E, Greim H.A., Ladefoged O., Lambre C, Tarazona J.V. Brandt I. Vethaak AD 2000. Health effects of endocrine-disrupting chemicals on wildlife with special reference to the European situation. *Crit.Rev.Toxicol.* 30, 71–133.
- Wang, T., Han, S., Yuan, B., Zeng, L., Li, Y., Wang, Y. and Jiang, G. 2012. Summer–winter concentrations and gas-particle partitioning of short chain chlorinated paraffins in the atmosphere of an urban setting, *Environmental Pollution*, 171, 38-45.
- Wang, Xue-Tong ; Zhang, Yuan ; Miao, Yi ; Li, Yuan-Cheng ; Chang, Yue-Ya ; Wu, Ming-Hong ; Ma, Ling-Ling 2013a. Short-chain chlorinated paraffins (SCCPs) in surface soil from a background area in China: Occurrence, distribution, and congener profiles, *Environmental Science and Pollution Research*, July 2013, Vol.20(7), pp.4742-4749
- Wang, Yan; Li, Jun; Cheng, Zhineng; Li, Qilu; Pan, Xiaohui; Zhang, Ruijie; Liu, Di; Luo, Chunling; Liu, Xiang; Katsoyiannis, Athanasios; Zhang, Gan. 2013b: Short- and Medium-Chain Chlorinated Paraffins in Air and Soil of Subtropical Terrestrial Environment in the Pearl River Delta, South China: Distribution, Composition, Atmospheric Deposition Fluxes, and Environmental Fate, *Environmental Science & Technology*, 2013, Vol.47(6), pp.2679-2687
- Wang, X-T., Wang, X-K., Zhang, Y., Chen, L., Sun, Y-F., Li, M. and Wu, M-H. 2014. Short- and medium-chain chlorinated paraffins in urban soils of Shanghai: Spatial distribution, homologue group patterns and ecological risk assessment, *Science of The Total Environment*, 490, 144-152.
- Wang, Thanh; Yu, Junchao; Han, Shanlong; Wang, Yawei ; Jiang, Guibin 2015. Levels of short chain chlorinated paraffins in pine needles and bark and their vegetation-air partitioning in urban areas, *Environmental Pollution*, January 2015, Vol.196, pp.309-312
- 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.
- Warnasuriya, G.D., B.M. Elcombe, J.R. Foster and C.R. Elcombe. 2010. A mechanism for the induction of renal tumours in male Fischer 344 rats by short-chain chlorinated paraffins. *Arch Toxicol.* 84: 233-243.

- 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>.
- WHO World Health Organisation. 2012. State of the science of endocrine disrupting chemicals – 2012 An assessment of the state of the science of endocrine disruptors prepared by a group of experts for the United Nations Environment Programme (UNEP) and WHO. ISBN: 978 92 4 150503 1.
- Wiig, O. 1998. Survival and reproductive rates of polar bears at Svalbard. *Ursus* 10: 25 -32.
- 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.
- Yuan, B.; Wang, Y. W.; Fu, J. J.; Zhang, Q. H.; Jiang, G. B. 2010. An analytical method for chlorinated paraffins and their determination in soil samples. *Chin. Sci. Bull.* 2010, 55, 2395–2401.
- Yuan, Bo; Wang, Thanh; Zhu, Nali; Zhang, Kegang; Zeng, Lixi; Fu, Jianjie; Wang, Yawei; Jiang, Guibin 2012: Short chain chlorinated paraffins in mollusks from coastal waters in the Chinese Bohai Sea, *Environmental Science and Technology*, Vol.46(12), pp.6489-6496
- Zeng, Lixi; Wang, Thanh; Wang, Pu; Liu, Qian ; Han, Shanlong ; Yuan, Bo; Zhu, Nali; Wang, Yawei; Jiang, Guibin 2011a: Distribution and trophic transfer of short-chain chlorinated paraffins in an aquatic ecosystem receiving effluents from a sewage treatment plant, *Environmental Science and Technology*, Vol.45(13), pp.5529-5535
- Zeng, Lixi; Wang, Thanh; Yuan, Bo; Liu, Qian; Wang, Yawei; Jiang, Guibin; Han, Wenya 2011b: Spatial and vertical distribution of short chain chlorinated paraffins in soils from wastewater irrigated farmlands, *Environmental Science and Technology*, Vol.45(6), pp.2100-2106
- Zeng L, Li H, Wang T, Gao Y, Xiao K, Du Y, Wang Y, Jiang G. 2012a. Behavior, fate, and mass loading of short chain chlorinated paraffins in an advanced municipal sewage treatment plant, *Environ Sci Technol.* 2013 Jan 15;47(2):732-40.
- Zeng, Lixi ; Wang, Thanh ; Ruan, Ting ; Liu, Qian ; Wang, Yawei ; Jiang, Guibin ; Zeng, Lixi 2012b: Levels and distribution patterns of short chain chlorinated paraffins in sewage sludge of wastewater treatment plants in China, *Environmental Pollution*, January 2012, Vol.160(1), pp.88-94
- Zeng L., Zhao Z., Li, H., Wang T., Liu Q., Xiao, K., Du, Y., Wang Y., Jiang G. 2012c. Distribution of Short Chain Chlorinated Paraffins in Marine Sediments of the East China Sea: Influencing Factors, Transport and Implications, *Environ. Sci. Technol.*, 2012, 46 (18), pp 9898–9906
- Zeng, Lixi, Chen, Ru, Wang, Thanh, Gao, Yan, Wang, Yawei, Jiang, Guibin, Zeng, Lixi, Chen, Ru, Zhao, Zongshan, Li, An Sun, Liguang 2013. Spatial distributions and deposition chronology of short chain chlorinated paraffins in marine sediments across the Chinese Bohai and Yellow Seas, *Environmental Science and Technology*, 15 October 2013, Vol.47(20), pp.11449-11456
- Zhao, Zongshan; Li, Huijuan; Wang, Yawei; Li, Guoliang; Zeng, Lixi; Wang, Thanh; Jiang, Guibin; 2013. Source and migration of short-chain chlorinated paraffins in the coastal East China Sea using multiproxies of marine organic geochemistry, *Environmental Science and Technology*, 21 May 2013, Vol.47(10), pp.5013-5022
- 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).