



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

Distr. : générale
1^{er} novembre 2012

Français
Original : anglais

Comité d'étude des polluants organiques persistants

Huitième réunion

Genève, 15-19 octobre 2012

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

Additif

Descriptif des risques concernant les chloronaphtalènes

À sa huitième réunion, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a adopté un descriptif des risques concernant les chloronaphtalènes, sur base du projet de descriptif des risques figurant dans le document UNEP/POPS/POPRC.8/2. Le texte du descriptif des risques, tel qu'il a été modifié, figure en annexe au présent additif. Il n'a pas été revu par les services d'édition.

Annexe

CHLORONAPHTALENES

DESCRIPTIF DES RISQUES

Élaboré par le groupe de travail spécial sur les chloronaphtalènes
du Comité d'étude des polluants organiques persistants
de la Convention de Stockholm

19 octobre 2012

TABLE DES MATIERES

Résumé analytique	4
1. Introduction	5
1.1 Identification de la substance chimique	6
1.2 Conclusion du Comité d'étude concernant les informations demandées à l'Annexe D ..	7
1.3 Sources de données	7
1.4 Statut de la substance chimique au regard des conventions internationales.....	8
2. Synthèse des informations concernant le descriptif des risques	8
2.1 Sources	8
2.1.1 Production, commercialisation, stocks	8
2.1.2 Utilisations	9
2.1.3 Rejets dans l'environnement.....	10
2.2 Devenir écologique	11
2.2.1 Persistance.....	11
2.2.2 Bioaccumulation	13
2.2.3 Potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement	16
2.3 Exposition.....	17
2.3.1 Données de surveillance de l'environnement	18
2.4 Évaluation des dangers du point de vue des effets préoccupants	20
3. Synthèse des informations.....	26
4. Déclaration finale	28
Références	29
Annexe 1	35
Annexe 2	37
Annexe 3	38
Annexe 4	39

Résumé

1. Les chloronaphtalènes (CN) sont des composés organiques halogénés répartis en huit groupes d'homologues classés selon le nombre d'atomes de chlore qu'ils comportent, exprimé par un préfixe allant de mono- à octa- attaché à leur nom (par exemple, mono-CN, di-CN, etc.). Leurs propriétés physico-chimiques varient considérablement en fonction de leur degré de chloration. Les tri- à octa- chloronaphtalènes sont très lipophiles et leur solubilité dans l'eau ainsi que leur pression de vapeur diminuent avec le degré de chloration. Les dichloronaphtalènes sont très solubles dans l'eau tandis que les chloronaphtalènes possédant un degré de chloration plus élevé ont une solubilité dans l'eau de quelques microgrammes par litre ($\mu\text{g/l}$).
2. Les chloronaphtalènes étaient employés pour différentes utilisations, semblables à celles des polychlorobiphényles (PCB) qui ont progressivement remplacé les chloronaphtalènes dans de nombreuses applications. Les fonctions caractéristiques des préparations de chloronaphtalènes étaient l'isolation électrique, l'ignifugation et la protection biocide des produits. Avant l'arrêt quasi-complet, dans de nombreux pays, de la production mondiale connue qui avait déjà chuté radicalement avant la fin des années 1970, près de 150–400 kilotonnes avaient été produites dans le monde (les estimations varient énormément, faute de données). Cependant, les émissions non intentionnelles (telles que celles provenant des PCB contaminés aux chloronaphtalènes s'écoulant des décharges ou de la formation thermique, par exemple, lors de l'incinération des déchets) se sont poursuivies; on considère que l'incinération des déchets est aujourd'hui la principale source d'émissions de chloronaphtalènes. Les profils de congénères des mélanges commerciaux de chloronaphtalènes du passé sont différents de ceux émis par incinération ou par les processus industriels à haute température, et ils ont été utilisés pour distinguer les diverses sources d'émissions.
3. L'oxydation atmosphérique par les radicaux hydroxyles est une voie possible d'élimination des chloronaphtalènes. Les demi-vies atmosphériques calculées pour les dichloronaphtalènes à octachloronaphtalènes sont comprises entre 2,7 et 417 jours, ce qui indique une persistance suffisante pour permettre une propagation à longue distance.
4. Les résultats obtenus par modélisation permettent de prédire une propagation à longue distance pour plusieurs homologues. Les di- à penta- chloronaphtalènes sont considérés comme des substances se propageant par une succession d'évaporations/dépôts (« *multiple hoppers* ») et transportées par un processus planétaire de distillation. Un potentiel élevé de contamination de la région arctique a également été identifié pour les di- à penta- chloronaphtalènes. La distance de transport obtenue par modélisation pour le tétrachloronaphtalène-47 était de 2 271 km (demi-vie atmosphérique égale à dix jours). En outre, les chloronaphtalènes ont été détectés, à de multiples reprises et dans le monde entier, dans des échantillons abiotiques et biotiques, y compris dans des régions reculées telles que l'Arctique.
5. Les biotes (invertébrés et poissons) de l'Arctique contiennent typiquement entre 0,3 et 6 μg de chloronaphtalènes par kilogramme de lipides, mais des concentrations individuelles allant jusqu'à 69 $\mu\text{g/kg}$ de lipides ont été observées dans ces régions reculées. Les niveaux de chloronaphtalènes relevés dans les biotes d'autres régions sont du même ordre de grandeur. Les niveaux de chloronaphtalènes atmosphériques sont de l'ordre de quelques dixièmes de picogrammes par mètre cube, typiquement 1,6 pg/m^3 , des concentrations de 1–8 pg/m^3 ayant été mesurées dans l'air dans la région arctique.
6. Les chloronaphtalènes sont transférés vers les niveaux trophiques supérieurs et peuvent donc se bioamplifier dans les réseaux trophiques. Ce transfert a été observé lors de mesures sur le terrain pour les congénères de chloronaphtalènes les plus chlorés (tétra- à hepta- chloronaphtalènes) et attribué à une bioamplification et un métabolisme sélectifs conduisant à des différences d'une espèce à l'autre dans l'accumulation des divers congénères. Des facteurs de bioamplification, d'amplification par la chaîne alimentaire et d'amplification trophique supérieurs à 1 pour les tétra- à hepta- chloronaphtalènes ont été relevés dans les chaînes/réseaux trophiques benthiques et pélagiques. Les combinaisons proie/prédateur incluant des oiseaux révèlent des valeurs élevées de facteur de bioamplification (jusqu'à 90) pour les tétra- à hexa- chloronaphtalènes. Les similitudes structurelles entre chloronaphtalènes et PCB, et donc les similitudes attendues concernant la bioaccumulation et la bioamplification de ces substances, ont été confirmées par plusieurs études des chaînes et réseaux trophiques qui montraient un potentiel de bioaccumulation semblable ou légèrement inférieur. On ne dispose, à ce jour, d'aucune donnée sur les chaînes trophiques terrestres.
7. Il a été démontré que certains de ces congénères puissants (par exemple, l'hexa-CN66/67) s'accumulent et se bioamplifient dans les réseaux trophiques aquatiques, et les penta-, hexa- et hepta- chloronaphtalènes figurent parmi les homologues les plus fréquemment détectés dans les biotes. Les niveaux de chloronaphtalènes observés dans l'environnement sont suffisamment élevés pour induire des réponses cellulaires comparables à celles obtenues avec les dioxines chez des espèces sauvages de poissons, comme le montrent les données empiriques. En outre, chez le marsouin commun, les tétra- à hepta- chloronaphtalènes pouvaient franchir la barrière hémato-encéphalique, un mécanisme censé protéger le cerveau des toxines. La contribution calculée des chloronaphtalènes à l'équivalent toxique global des composés comparables aux dioxines indique que celle-ci est élevée dans le cas de la chaîne trophique benthique et importante dans le cas des cétacés de l'environnement arctique.

8. On peut conclure que la bioaccumulation est confirmée pour les tétra- à hepta- chloronaphtalènes. D'autres congénères remplissent également les critères de bioaccumulation, d'après les valeurs de bioconcentration (BCF) supérieures à 5 000 pour les di- et tri- chloronaphtalènes et une valeur de $\log K_{oc}$ supérieure à 5 pour l'octachloronaphtalène. Les données de surveillance des biotes sur les di-, tri- et octa- chloronaphtalènes sont limitées et aucune étude de terrain n'a relevé de valeurs de facteur de bioamplification supérieures à 1 pour ces congénères.
9. Plusieurs mélanges d'Halowax se révèlent très toxiques dans les études de toxicité aiguë, et des effets sur le développement ont été observés chez les invertébrés et les amphibiens. Les valeurs de toxicité chroniques obtenues par modélisation pour les di- à hepta- chloronaphtalènes suggèrent des effets nocifs. L'une des préoccupations majeures concernant les organismes aquatiques comme terrestres est la possibilité que certains congénères de chloronaphtalènes présentent une toxicité de type dioxines. La toxicité est similaire à celle d'autres composés chlorés, tels que les polychlorodibenzodioxines (PCDD), les polychlorodibenzofurannes (PCDF) et les PCB, les polybromobiphényles (PBB) et les polybromodiphényléthers (PBDE), et se manifeste principalement via l'induction des enzymes cytochromes P450. En particulier, l'hexa- mais aussi le penta- et l'hepta- chloronaphtalènes montrent une toxicité supérieure à celle des congénères moins chlorés.
10. Les chloronaphtalènes peuvent être absorbés via toutes les voies d'exposition et sont distribués dans le corps humain, avec une demi-vie estimée de 1,5 à 2,4 ans pour les congénères d'hexachloronaphtalène. L'absorption, la distribution, le métabolisme et la toxicité dépendent très fortement de l'isomère. Les hexachloronaphtalènes sont parmi les congénères les plus fréquemment détectés dans les échantillons humains. Les données de toxicité chronique chez les animaux de laboratoire, spécifiques à chaque congénère, font défaut. On est parvenu à la conclusion que les chloronaphtalènes sont des agents fœtotoxiques et tératogènes puissants aux effets semblables à ceux d'autres composés de type dioxines. En outre, il existerait un potentiel de perturbation endocrinienne à des concentrations d'exposition très faibles.
11. La voie d'exposition la plus importante de la population globale serait la voie orale, par le biais des produits alimentaires. Une exposition par le biais de l'eau potable et de l'air est également rapportée. Les chloronaphtalènes ont été détectés chez l'homme dans le sang, le lait et les tissus adipeux. Le transfert des hexachloronaphtalènes dans le placenta et le lait maternel ont été démontrés, et les premiers stades du cycle de vie de l'homme sont donc exposés à ces polluants. On considère que la consommation de poissons contaminés est une voie d'exposition au chloronaphtalènes importante chez l'homme.
12. Les chloronaphtalènes peuvent contribuer considérablement à l'équivalent toxique de composés comparables aux dioxines dans l'air de la région arctique. Les chloronaphtalènes contribuent à l'équivalent toxique chez des mammifères arctiques tels que les phoques et les bélugas qui entrent dans l'alimentation des populations autochtones. Il a été démontré que la graisse et la viande de phoque et de baleine contribuent jusqu'à plus de 90 % aux sources alimentaires de pesticides organochlorés et de PCB, dépassant, dans certains cas, les doses journalières tolérables. Il existe de plus en plus de preuves des effets nocifs sur la santé des peuples autochtones de la région arctique. Le fœtus en développement est particulièrement susceptible d'être exposé à des substances chimiques présentes dans l'environnement, notamment de subir les effets de l'exposition à un mélange de substances persistantes, bioaccumulables et toxiques. Par conséquent, il est fortement recommandé de réduire la charge corporelle de polluants organiques persistants en général, et de chloronaphtalènes en particulier, chez les populations autochtones.
13. En s'appuyant sur les données disponibles, les chloronaphtalènes (c'est-à-dire les di- à octa- chloronaphtalènes) sont susceptibles, du fait de leur propagation à longue distance dans l'environnement, d'avoir des effets nocifs importants sur la santé humaine et/ou l'environnement justifiant l'adoption de mesures au niveau mondial.

1. Introduction

14. L'Union européenne et ses États membres ont soumis, le 10 mai 2011, une proposition pour inscrire les chloronaphtalènes aux Annexes A, B ou C de la Convention de Stockholm (UNEP/POPS/POPRC.7/2) ainsi qu'un dossier détaillé à l'appui de cette proposition (UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3).
15. Les chloronaphtalènes (CN) englobent 75 congénères possibles répartis en huit groupes d'homologues comportant de un à huit atomes de chlore substitués autour de la molécule aromatique plane de naphtalène. Les groupes d'homologues examinés dans ce rapport sont les dichloronaphtalènes (di-CN), trichloronaphtalènes (tri-CN), tétrachloronaphtalènes (tétra-CN), pentachloronaphtalènes (penta-CN), hexachloronaphtalènes (hexa-CN), heptachloronaphtalènes (hepta-CN) et octachloronaphtalènes (octa-CN). Ils sont structurellement semblables aux polychlorobiphényles (PCB) qui ont été inscrits à la Convention de Stockholm dès son adoption en 2001.
16. Par le passé, les chloronaphtalènes ont été utilisés pour la préservation du bois, comme additifs dans les peintures et les huiles de moteurs, pour l'isolation des câbles et dans les condensateurs. Tandis que l'utilisation des chloronaphtalènes a cessé, ils sont également présents dans les préparations de PCB et sont produits de manière non intentionnelle au cours des processus de combustion et au niveau des installations industrielles.

17. Ce rapport rassemble les informations disponibles sur les congénères de chloronaphtalènes, y compris le comportement dans l'environnement et les propriétés toxicologiques de congénères spécifiques, et note les difficultés liées à l'abondance de nombreux isomères différents, de toxicité variée, dans les mélanges techniques, les préparations commerciales et également dans les échantillons environnementaux, notamment les produits alimentaires.

1.1 Identification de la substance chimique

Noms et numéros d'enregistrement

Nom commun :	Chloronaphtalènes
Noms et numéros UICPA et numéros	voir annexe 1
CAS des 75 congénères :	
Synonymes :	Polychloronaphtalènes (PCN), chloronaphtalènes (CN), dérivés chlorés du naphthalène ^{1,2}
Numéro CAS :	70776-03-3

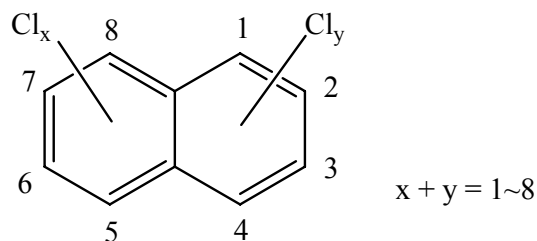
18. Le système de nomenclature des chloronaphtalènes est similaire à celui des polychlorobiphényles et emploie le système de numérotation présenté dans la figure 1.1-1. La plupart des chloronaphtalènes produits sont des mélanges de plusieurs congénères. Le tableau A2-1 figurant à l'annexe 2 montre la composition de plusieurs produits de marque Halowax d'après les mesures analytiques (données adaptées d'Environnement Canada, 2011 et de Falandysz et al., 2008). Basileum SP-70, Nibren wax D88, Nibren wax D116N, Nibren wax D130, Seekay wax R68, Seekay wax R93, Seekay wax R123, Seekay wax R700, Seekay wax RC93, Seekay wax RC123, Chlonacire wax 115, Chlonacire wax 95, Chlonacire wax 130 (Jakobsson et Asplund, 2000) et Cerifal Materials (Falandysz, 1998) sont d'autres mélanges et noms commerciaux. Les états physiques vont des liquides non épaissis aux cires dures (IPCS, 2001).

19. Bien que la détermination exacte des chloronaphtalènes pose plusieurs difficultés analytiques, les méthodes d'analyse courantes sont semblables à celles utilisées pour les PCB. Elle s'appuie sur une extraction à partir de matrices et un fractionnement suivis d'une chromatographie en phase gazeuse à haute résolution ou d'une spectrométrie de masse à haute résolution pour de faibles concentrations de chloronaphtalènes ou une sélectivité élevée. Cependant, moins de la moitié des congénères possibles sont disponibles commercialement et des chloronaphtalènes marqués par des isotopes ne sont disponibles que pour quelques congénères (par exemple, on ne dispose pas de trichloronaphtalène marqué au carbone 13) (Kucklick et Helm, 2006).

Structures

Formule moléculaire :	$C_{10}H_{8-n}Cl_n$
Masse moléculaire :	Voir tableau 1.1-1

Figure 1.1-1 : Structure chimique montrant le système de numérotation des atomes de carbone et les sites possibles de substitution par le chlore (source : UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3).



Propriétés physiques et chimiques de différents groupes d'homologues

20. Les propriétés physico-chimiques varient considérablement selon le degré de chloration. Les tri- à octa-chloronaphtalènes sont très lipophiles avec des valeurs de $\log K_{oc}$ élevées (supérieures à 5). Les valeurs de $\log K_{oc}$ qui figurent dans le tableau 1.1-1 sont déterminées expérimentalement, tandis que l'annexe 1 présente les valeurs obtenues en recourant à des modèles de relation quantitative structure-propriété (Puzyn et Falandysz, 2007). Les valeurs obtenues par modélisation sont plus faibles pour les congénères les plus chlorés.

21. La solubilité dans l'eau et la pression de vapeur diminuent avec le degré de chloration. Les dichloronaphtalènes sont très solubles dans l'eau tandis que les chloronaphtalènes les plus chlorés présentent une solubilité dans l'eau de quelques microgrammes par litre. Pour les substances chimiques les moins solubles dans l'eau, l'incertitude sur les valeurs mesurées est plus grande (Environnement Canada, 2011) (cf. tableau 1.1-1, les valeurs entre parenthèses ont été estimées avec le logiciel WSKOWWIN, version 1.41, EPISUITE). Puzyn et al. (2009) ont développé un modèle de relation quantitative structure-propriété pour estimer les valeurs de solubilité dans

¹ UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3.
² ACToR (2012).

l'eau, de $\log K_{oc}$, $\log K_{oa}$, $\log K_{ac}$ et de la constante de la loi de Henry pour chacun des 75 congénères. Les estimations de solubilité dans l'eau sont inférieures aux valeurs données dans le tableau 1.1-1. Les valeurs de ces paramètres obtenues par modélisation figurent dans l'annexe 1. Les fourchettes de $\log K_{oa}$ et de $\log K_{ac}$ pour les différents groupes d'homologues sont résumées dans le tableau 1.1-1.

22. Les chloronaphtalènes en phase gazeuse sont liés à des particules en raison de leur semi-volatilité. En se basant sur la constante de la loi de Henry, on prévoit une volatilisation depuis la surface des sols humides et l'eau pour les di- à hexa-chloronaphtalènes (HSDB, 2012). Les spectres UV des chloronaphtalènes montrent une absorbance maximale entre 220 et 275 nm et un pic plus faible entre 275 et 345 nm. Les maxima d'absorption sont décalés vers des longueurs d'ondes plus élevées lorsque le degré de chloration augmente (d'après Brinkman et Reymer, 1976, cités dans Jakobsson et Asplund, 2000).

23. Les chloronaphtalènes purs sont des composés cristallins incolores (Indian Institute of Science, 2011, information soumise par la Thaïlande conformément à l'Annexe E).

Tableau 1.1-1. : Exemples de propriétés physiques et chimiques (tableau modifié d'après Environnement Canada, 2011)

Congénères	Masse moléculaire (g/mol)	Solubilité (µg/l) ^a	Pression de vapeur (Pa) ^b (liquide sous-refroidi, 25°C)	Constante de la loi de Henry (Pa.m ³ /mol, 25°C) ^c	Log K _{oc} ^d	Log K _{oa} ^c	Log K _{ac} ^c	Point de fusion (°C)	Point d'ébullition (°C)
Di-CN	197,00	137–862 (2713)	0,198–0,352	3,7–29,2	4,2–4,9	6,55 à 7,02	-2,83 à -1,98	37–138	287–298
Tri-CN	231,50	16,7–65 (709)	0,0678–0,114	1,11–51,2	5,1–5,6	7,19 à 7,94	-3,35 à -2,01	68–133	274*
Tétra-CN	266,00	3,7–8,3 (177)	0,0108–0,0415	0,9–40,7	5,8–6,4	7,88 à 8,79	-3,54 à -2,02	111–198	Inconnu
Penta-CN	300,40	7,30 (44)	0,00275–0,00789	0,5–12,5	6,8–7,0	8,79 à 9,40	-3,73 à -2,3	147–171	313*
Hexa-CN	335,00	0,11* (11)	0,00157–0,000734	0,3–2,3	7,5–7,7	9,62 à 10,17	-4,13 à -3,04	194	331*
Hepta-CN	369,50	0,04* (2,60)	2,78.10 ⁻⁴ , 2,46.10 ⁻⁴	0,1–0,2	8,2	10,68 à 10,81	-4,34 à -4,11	194	348*
Octa-CN	404,00	0,08 (0,63)	1,5.10 ⁻⁶	0,02	6,42–8,50	11,64	-5,21	198	365*

Source des données : IPCS (2001), sauf indication contraire.

a Les valeurs de solubilité dans l'eau qui ne sont pas entre parenthèses ont été déterminées expérimentalement pour les congénères solides avec la méthode de saturation en milieu aqueux (Opperhuizen et al., 1985); les valeurs indiquées entre parenthèses ont été estimées avec le logiciel WSKOWWIN 2000.

b Source : Lei et al. (1999).

c Les valeurs sont tirées de Puzyn et Falandysz (2007).

d Les valeurs de K_{oc} mesurées sont tirées de : Opperhuizen (1987), Opperhuizen et al. (1985) [méthode par agitation en flacon], Bruggeman et al. (1982), Lei et al. (2000) [méthode de la CLHP en phase inversée].

e Estimations tirées de Puzyn et al. (2009).

*Valeur estimée au moyen des méthodes décrites dans Lyman et al. (1982).

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

24. Le Comité d'étude des polluants organiques persistants a évalué la proposition relative aux chloronaphtalènes (UNEP/POPS/POPRC.7/2), conformément aux exigences de l'Annexe D de la Convention de Stockholm, à sa septième réunion à Genève. Dans sa décision POPRC-7/2, il est parvenu à la conclusion que les polychloronaphtalènes (di- à octa- chloronaphtalènes) satisfont aux critères de sélection spécifiés à l'Annexe D. Il a également décidé de créer un groupe de travail spécial chargé d'examiner plus avant la proposition et d'établir un projet de descriptif des risques conformément à l'Annexe E de la Convention.

1.3 Sources de données

25. Le projet de descriptif des risques s'appuie sur les sources de données suivantes :

- La proposition soumise par la Communauté européenne et ceux de ses États membres qui sont Parties à la Convention (UNEP/POPS/POPRC.7/2, UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3), 2011;
- La décision POPRC-7/2 du Comité d'étude des polluants organiques, 2011;

- c) Les informations soumises par les Parties et observateurs conformément à l'Annexe E de la Convention : l'Allemagne, l'Azerbaïdjan, la Bulgarie, le Cameroun, le Canada, la Chine, le Costa Rica, l'Estonie, les États-Unis, le Guatemala, le Japon, Kiribati, la Lettonie, le Mexique, Monaco, le Myanmar, la Norvège, les Pays-Bas, la Roumanie, Sao Tomé-et-Principe, la Suède, la Thaïlande, la République-Unie de Tanzanie, l'International POPs Elimination Network (IPEN) et l'Inuit Circumpolar Council (ICC).

Ces informations sont disponibles sur le site Internet de la Convention

(<http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Followup/CNAnnexEinformation/tabid/2466/Default.aspx>);

- d) International Programme on Chemical Safety, Chlorinated Naphthalenes, Concise International Chemical Assessment Document 34, World Health Organization. Geneva, 2001. (<http://www.who.int/ipcs/publications/cicad/en/cicad34.pdf>);
- e) Crookes, M. and Howe, P. 1993. Environmental Hazard Assessment: Halogenated Naphthalenes. Building Research Establishment, Toxic Substances Division, Directorate for Air, Climate and Toxic Substances, Department of the Environment Report No TSD/13;
- f) Environnement Canada 2011, Évaluation écologique préalable sur les naphthalènes chlorés, juin 2011 (disponible en français à l'adresse http://www.ec.gc.ca/ese-ees/835522FE-AE6C-405A-A729-7BC4B7C794BF/CNs_SAR_fr.pdf);
- g) AMAP 2004, Arctic Monitoring and Assessment Programme 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Oslo, Norway, 2004 (<http://www.amap.no/assessment/scientificbackground.htm>).

26. On a en outre procédé à une recherche documentaire dans des bases de données publiques, qui s'est focalisée sur la littérature scientifique récente. Les bases de données suivantes ont été utilisées : ACToR (<http://www.epa.gov/actor/>), Pubmed (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?DB=pubmed>), les bases de données de SRC (<http://www.srcinc.com/what-we-do/free-demos.aspx>), l'eChemPortal de l'OCDE (http://www.echemportal.org/echemportal/index?pageID=0&request_locale=en), TOXNET (<http://toxnet.nlm.nih.gov/>), la Carcinogenic Potency Database (<http://potency.berkeley.edu/cpdb.html>), base de données du NITE (<http://www.safe.nite.go.jp/english/db.html>), GESTIS (<http://www.dguv.de/ifa/en/gestis/stoffdb/index.jsp>), la base WHOLIS de l'OMS (<http://dosei.who.int>), la base de données Inchem de l'IPCS (<http://www.inchem.org/>), la base de données sur les pesticides du Pesticide Action Network (PAN) (<http://www.pesticideinfo.org/>), Google scientific search (<http://scholar.google.com>).

27. En général, les paramètres utilisés pour de telles recherches comprennent le nom chimique, le numéro CAS et/ou une combinaison de termes techniques, en raison de la multiplicité des entrées. Pour cette même raison, des articles scientifiques actualisés spécifiques ont été sélectionnés préférentiellement. Les rapports précités contenaient des mentions de sources individuelles qui ne sont pas spécifiquement énumérées dans le présent document, sauf mention contraire.

1.4 Statut de la substance chimique au regard des conventions internationales

28. Les chloronaphtalènes sont soumis à un nombre limité de conventions et de traités internationaux :

- a) En décembre 2009, les chloronaphtalènes ont été proposés, conformément à la décision 2009/2 d'amender l'Annexe I (interdiction de la production et de l'utilisation) Protocole d'Aarhus à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance relatif aux polluants organiques persistants. L'amendement entrera en vigueur lorsque deux tiers des Parties l'auront adopté;
- b) La Commission OSPAR a inclus les chloronaphtalènes dans la liste des produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires (juin 2003). De plus amples informations peuvent être obtenues à l'adresse <http://www.ospar.org/>;
- c) Les déchets contenant des chloronaphtalènes sont classés comme étant dangereux au sens de l'Annexe VIII de la Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination.

2. Synthèse des informations concernant le descriptif des risques

2.1 Sources

2.1.1 Production, commercialisation, stocks

29. Il convient de noter que les données de production et d'utilisation en dehors de la région de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe sont très limitées. Cette situation gêne considérablement l'évaluation des émissions de chloronaphtalènes à l'échelle mondiale.

30. Les chloronaphtalènes ont été produits pour des applications techniques dès la première décennie du XXe siècle, par exemple, pour l'ignifugation ou la protection des papiers et des tissus –ils ont notamment été employés largement dans les filtres en papier des masques à gaz au cours de la première guerre mondiale (Hayward, 1998). Leur production a chuté après la seconde guerre mondiale, lorsqu'ils ont été progressivement remplacés par les plastiques (pour l'isolation) et les PCB. Cependant, les chloronaphtalènes sont restés des substances chimiques à volume élevé jusque dans les années 1970 (AMAP, 2004), avec une production mondiale annuelle de 9 000 tonnes dans les années 1920 (Jakobsson et Asplund, 2000 cités dans AMAP, 2004). On ne dispose que de peu d'informations précises sur les volumes de production des chloronaphtalènes, contrairement aux PCB : en supposant que la production de chloronaphtalènes n'a jamais dépassé un dixième des volumes de production des PCB (Beland et Geer, 1973 cité dans Hayward, 1998), Hayward (1998) estime qu'entre 50 000 et 150 000 tonnes de chloronaphtalènes au total ont été produites aux États-Unis entre 1910 et 1960 (Hayward, 1998; Bogdal et al., 2008 : 130 000 tonnes). Aux États-Unis, la production de chloronaphtalènes a fortement chuté après 1977, pour atteindre 320 tonnes par an en 1978 (IPCS, 2001). La baisse des volumes de production était déjà due aux preuves de plus en plus nombreuses que les chloronaphtalènes étaient des polluants à l'échelle mondiale (UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3). Il est intéressant de noter que les concentrations atmosphériques de chloronaphtalènes dans de nombreuses régions dans le monde sont inférieures d'un ordre de grandeur à celles de PCB dans ces mêmes sites (Lee et al. 2007), ce qui correspond bien à la relation entre les volumes de production de PCB et de chloronaphtalènes estimés (voir ci-dessus).

31. De même, des carottes de sédiments au Royaume-Uni indiquent une augmentation marquée des émissions de chloronaphtalènes à partir du début des années 1940, émissions qui ont connu un pic vers la fin des années 1950-le milieu des années 1960, puis ont été divisées par quatre (Gevao et al., 2000). Les résultats sont cohérents avec ceux obtenus par Bogdal et al. (2008) qui ont observé un pic de chloronaphtalènes au milieu des années 1950 dans des carottes de sédiments d'un lac alpin suisse.

32. Les estimations de la production mondiale totale de chloronaphtalènes à ce jour varient entre 200 000–400 000 tonnes (AMAP, 2004) et 150 000 tonnes (environ un dixième de la production totale de PCB) (Brinkman et De Kok, 1980 cités dans Falandysz, 1998).

33. Les PCB commerciaux contiennent des traces de chloronaphtalènes (0,01–0,09 % : Falandysz, 1998, Kannan et al., 2000, Yamashita et al., 2000). D'après Noma et al. (2005) les chlorodibenzo-p-dioxines à l'état d'impuretés ont été identifiées dans toutes les préparations d'Halowax étudiées (fourchette de 1,5 à 370 ng/g).

34. À ce jour, on suppose que la production de chloronaphtalènes a cessé, bien que des produits contaminés aient été trouvés sur le marché en 2003 (Yamashita et al., 2003 cités dans Bidleman et al., 2010), des cas de produits contenant des chloronaphtalènes ou de préparations techniques de chloronaphtalènes ayant été observés au Japon (Falandysz et al., 2008). Des rapports récents émanant du Japon laissent penser que des préparations de chloronaphtalènes ont peut-être été importées aux fins d'utilisation en laboratoire et de recherche auprès de fournisseurs basés au Canada et au Royaume-Uni à la fin des années 1990 (Yamashita et al. 2003, Falandysz 2003 dans Santillo et Johnston, 2004).

35. Une étude récente réalisée par des auteurs chinois déclare qu'on ne dispose d'aucune information sur la production de préparations techniques de chloronaphtalènes en Chine (Pan et al., 2011), mais la production de faibles quantités (non spécifiées) d'octachloronaphtalène à des fins scientifiques a récemment été rapportée dans la province de Jiangsu (China, 2011).

2.1.2 Utilisations

36. Les chloronaphtalènes ont été employés principalement pour leur inertie chimique, notamment leur faible inflammabilité, leurs propriétés d'isolation (électrique) et leur récalcitrance, notamment leur résistance à la biodégradation et leur fonction biocide; ils partagent certaines de ces propriétés et de leurs champs d'application avec les PCB, par lesquels ils ont progressivement été remplacés après la seconde guerre mondiale (cf. Hayward, 1998).

37. La large gamme des utilisations (passées) des chloronaphtalènes comprenait (IPCS, 2001) :

Congénères à faible degré de chloration :

Les congénères à faible degré de chloration (monochloronaphtalène et mélanges de mono- et di- chloronaphtalènes) ont été employés comme fluides de jauges résistants aux produits chimiques et comme matériaux d'étanchéité pour instruments, comme fluides caloporteurs, comme solvants de spécialité à point d'ébullition élevé, comme agents de dispersion des colorants, comme additifs pour les carters de moteur et comme ingrédients pour les composés de mise au point des moteurs. Des monochloronaphtalènes ont également été utilisés comme matières premières dans la fabrication de colorants et comme agents de préservation du bois dotés de propriétés fongicides et insecticides.

Congénères à fort degré de chloration :

38. Les applications les plus importantes, en termes de volumes, ont été les utilisations dans l'isolation et l'ignifugation des câbles, la préservation du bois, comme additifs dans les huiles de moteurs et d'engrenages, comme composés de masquage en galvanoplastie, comme matière première dans la fabrication de colorants, comme

véhiculeurs de colorants, agents d'imprégnation diélectriques dans les capacités/condensateurs et dans les huiles de mesure des indices de réfraction. L'emploi de chloronaphtalènes pour la préservation du bois était très répandu dans les années 1940 et 1950, mais ces substances ne sont plus utilisées pour cette application aux États-Unis. D'autres applications comprenaient les utilisations comme (NICNAS 2002), produits de trempage et d'enrobage dans l'électronique et l'automobile, liants temporaires dans le couchage et l'imprégnation du papier, liants dans la fabrication de pièces de céramique, matériaux de moulage des alliages, lubrifiants pour le meulage et la découpe, séparateurs d'accumulateurs, produits d'étanchéité contre l'humidité. L'Agence de protection de l'environnement des États-Unis a déclaré que seules de très petites quantités de chloronaphtalènes (environ 15 tonnes/an en 1981) étaient encore employées dans le pays, principalement dans les huiles de mesure des indices de réfraction et les diélectriques des condensateurs. Elle n'a pas relevé que les utilisations nouvelles de chloronaphtalènes les plus probables seraient comme intermédiaires pour des polymères et comme retardateurs de flamme dans les plastiques (IPCS, 2001)

2.1.3 Rejets dans l'environnement

39. Comme il a été mentionné ci-dessus, les données de production et d'utilisation en dehors de la région de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe sont très limitées.

40. Le Programme international sur la sécurité chimique (IPCS, 2001) a estimé que l'incinération des déchets et l'élimination des articles contenant des chloronaphtalènes sont aujourd'hui les principales sources de chloronaphtalènes dans l'environnement. Bolscher et al. (2005) parviennent à la conclusion que la combustion de déchets hospitaliers, municipaux et industriels est une source majeure de chloronaphtalènes dans l'environnement. Dans la région de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe, on suppose que les émissions non intentionnelles de chloronaphtalènes venant de l'élimination des déchets (par incinération) sont aujourd'hui la source la plus importante (Denier Van Der Gon et al., 2007). La plupart des déchets sont éliminés par incinération au niveau des hôpitaux, des municipalités ou des industries. Weem (2007) estime que 74 % des chloronaphtalènes proviennent de l'incinération des déchets, en Europe. De même, Lee et al. (2007) considèrent que les processus de combustion sont aujourd'hui les sources les plus importantes de chloronaphtalènes. Denier Van der Gon et al. (2007) font état de l'émission d'une tonne de chloronaphtalènes par an en 2000 dans la région de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe, dont plus de 80 % étaient dues à une combustion. D'autres auteurs considèrent également l'incinération des déchets municipaux et spéciaux, et plus généralement les procédés thermiques tels que la combustion, la torréfaction et le recyclage des métaux, comme des sources importantes (IPCS, 2001, Falandysz, 1998). Falandysz (1998) estime que, dans le monde, 10–100 kg/an et un volume total (cumulé) de 1–10 tonnes de chloronaphtalènes ont été formés au cours d'une combustion.

41. On présente également que les chloronaphtalènes sont générés de manière non intentionnelle par des mécanismes similaires (NICNAS, 2002, Bolscher et al., 2005) à ceux des dioxines et dibenzofurannes, à savoir qu'ils seraient formés au cours de la fonte dans l'industrie métallurgique secondaire non-ferreuse (où les conditions de production incluent la chaleur, des matériaux recyclés contenant du chlore et l'utilisation de métaux tels que le cuivre, par exemple, comme catalyseurs; Kannan et al., 1998, Ba et al., 2010). Ba et al. (2010) ont calculé des facteurs d'émission de 428,4 ng équivalent toxique par tonne de cuivre secondaire (aluminium : 142,8; zinc : 125,7; plomb : 20,1). La production de ciment et de magnésie et le raffinage de l'aluminium ont également été signalés comme sources non intentionnelles de chloronaphtalènes (Environnement Canada, 2011). Les cokeries peuvent également rejeter des chloronaphtalènes, avec des émissions de 0,77–1,24 ng équivalent toxique par tonne de coke (Liu et al., 2010). Au sein de la région de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe, les chloronaphtalènes sont ainsi émis de manière non intentionnelle par l'industrie, mais ces émissions ne représentent que 1/7 environ de celles issues de l'incinération des déchets et sont à peu près de même ampleur que celles provenant d'autres processus de combustion (Denier van der Gon et al., 2007). De même, dans la région de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe, l'industrie représente environ 10 % et les secteurs résidentiel et commercial et les autres sources de combustion 11 % du total des émissions de chloronaphtalènes. Le reste se répartit entre la production de chaleur et d'électricité et la production et l'utilisation de solvants (Denier Van Der Gon et al., 2007). Certaines applications passées (chloronaphtalènes ou impuretés des PCB techniques contenus dans les décharges ou de vieux appareils) peuvent donner lieu à des émissions, mais leur contribution aux émissions actuelles est difficile à évaluer.

42. Une autre source non intentionnelle est l'émission de chloronaphtalènes à l'état de traces provenant des PCB techniques, et elle est estimée grossièrement à 0,1 ktonnes sur l'ensemble des articles Arochlor et Clophen produits dans le monde (Falandysz, 1998). Denier Van Der Gon et al. (2007) indiquent la formation de chloronaphtalènes au cours de la production de PCB comme source potentielle.

43. Des indications (profils caractéristiques des congénères) de la formation de chloronaphtalènes dans les installations de production de chlore-alkali ont également été relevées, à l'exemple des fortes concentrations de chloronaphtalènes relevées dans les tissus de poissons collectés à proximité d'une ancienne usine (Kannan et al., 1998). Bien qu'une étude plus ancienne ait fait état de la formation de di-CN en faibles quantités en tant que sous-produits de la chloration de l'eau potable (Shiraishi et al. 1985 dans Environnement Canada, 2011), on n'en a trouvé aucune preuve dans la littérature récente (Environnement Canada, 2011).

44. Le tableau A2-2 qui figure dans l'annexe 2 expose les profils caractéristiques des homologues de différentes sources de chloronaphtalènes comparés aux profils de chloronaphtalènes atmosphériques dans les régions éloignées. Les congénères les plus abondants dans l'air arctique sont les trichloronaphtalènes (45–65 % de la somme des chloronaphtalènes) et les tétrachloronaphtalènes (20–47 %), suivis par environ 10 % de pentachloronaphtalènes, le reste de la fraction étant composé d'homologues plus chlorés. On a relevé des concentrations de chloronaphtalènes élevées dans l'air provenant des stations de l'Extrême-Arctique (Alert, Canada et Dunaï, Russie) en hiver, au printemps et à l'automne, suivant la tendance de la brume arctique (Harner et al., 1998; Helm et Bidleman, 2003, AMAP, 2004, Helm et al. 2004, Bidleman, 2010). L'analyse des congénères a indiqué que les chloronaphtalènes relevés à Alert semblent provenir principalement de sources d'évaporation, tandis qu'une influence de la combustion est plus évidente dans le cas de la station subarctique de Ny Ålesund (Norvège). Sur la période d'échantillonnage de trois mois, la combustion des chloronaphtalènes représentait 4,8 % de la somme des chloronaphtalènes (ΣCNs) à Alert et 19 % de cette somme à Ny Ålesund (Bidleman, 2010).

2.2 Devenir écologique

45. Un modèle de fugacité de niveau III a été employé pour prédire dans quels compartiments environnementaux les chloronaphtalènes sont le plus susceptibles d'être observés. Lorsqu'ils sont rejetés dans l'air, les chloronaphtalènes ont tendance à y rester ou à se répartir dans le sol. Lorsqu'ils ne sont rejetés que dans l'eau, selon les groupes d'homologues, les chloronaphtalènes ont tendance à rester dans l'eau ou à partition dans les sédiments (Environnement Canada, 2011; des informations détaillées sont compilées dans le tableau A3-1 qui figure dans l'annexe 3).

2.2.1 Persistance

Dégradation abiotique

46. D'après Lyman et al. (1990) cités dans HSDB (2012), les composés aromatiques halogénés sont en général résistants à l'hydrolyse en phase aqueuse. On s'attend donc à ce qu'aucun des congénères ne subisse d'hydrolyse dans l'eau.

47. Les données expérimentales sur la photolyse en phase aqueuse de chloronaphtalènes dans une solution de méthanol à 30°C ont montré que, en fonction de la position de substitution (les composés péri-substitués donnaient principalement des produits déchlorés tandis que les chloronaphtalènes les plus encombrés donnaient des dimères), la déchloration ou la dimérisation sont les principales voies de réaction (IPCS, 2001). Un mécanisme faisant intervenir des radicaux libres a été proposé pour expliquer les produits observés. La réaction s'est révélée être plus lente pour les chloronaphtalènes les plus chlorés. Järnberg et al. (1999) ont étudié la photolyse d'une solution d'Halowax 1041 et de méthanol en utilisant la lumière naturelle du soleil. Ils ont observé une évolution générale vers des congénères moins chlorés, en particulier une diminution sélective des congénères 1,8-substitués (notamment pour les CN22, CN35, CN38, CN62, CN53 et CN69).

48. Des réactions similaires pourraient se produire dans l'environnement, comme l'indique le Programme international sur la sécurité chimique (IPCS, 2001), mais leur contribution à la destruction des chloronaphtalènes dans les compartiments aqueux, à la surface des sols ou dans l'air ne peut pas être évaluée à partir de ces données (par exemple, toutes les expériences utilisent du méthanol, et on ne dispose pas du rendement quantique ou des vitesses de réaction). Järnberg et al. (1999) ont suggéré que la photolyse altère le profil des congénères et doit être prise en compte lorsque l'on compare les profils de congénères de chloronaphtalènes et les échantillons environnementaux. Cependant, les résultats obtenus par Järnberg et leurs collègues n'ont pas pu être confirmés par une analyse des congénères spécifiques contenus dans des échantillons de sols anciens au Royaume-Uni (Meijer et al., 2001), ce qui suggère que la photolyse serait peu pertinente.

49. Concernant la photo-oxydation dans l'atmosphère, Crookes et Howe (1993), dans UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3, ont fait état de demi-vies égales à 2,7 jours (hypothèse d'une concentration atmosphérique typique de radicaux hydroxyles égale à 5×10^5 molécules/cm³) suite à une expérience en chambre de simulation atmosphérique conduite sur les dichloronaphtalènes. Ce résultat est inférieur aux valeurs (4 jours) obtenues par modélisation avec le logiciel AOPWIN v1.92, EPISUITE. Pour les autres composés, les valeurs de demi-vies suivantes (25°C, 5×10^5 molécules d'OH /cm³) ont été prédites pour chaque groupe : 4 jours pour les dichloronaphtalènes, 8 jours pour les trichloronaphtalènes, 18 jours pour les tétrachloronaphtalènes, 39 jours pour les pentachloronaphtalènes, 86 jours pour les hexachloronaphtalènes, 189 jours pour les heptachloronaphtalènes et 417 jours pour l'octachloronaphtalène. Puzyn et al. (2008a) ont conclu que les principaux facteurs influant sur la persistance des chloronaphtalènes dans l'air sont le degré de chloration et le profil de substitution.

50. En outre, les substances semi-volatiles sont fractionnées, par un mécanisme d'adsorption voire d'absorption, en particules ou en aérosol (Harner and Bidleman, 1998) et, par conséquent, les demi-vies atmosphériques réelles pourraient être supérieures de plusieurs ordres de grandeur (Commission, 2003).

Dégradation biotique y compris facteurs de dégradation

51. D'après Falandysz (2003), les données thermodynamiques des congénères de chloronaphtalènes indiquent que la persistance vis-à-vis de la dégradation biotique diminue progressivement de l'octachloronaphtalène aux dichloronaphtalènes. Cela est également confirmé par la Thaïlande (2011) qui déclare que la persistance des chloronaphtalènes dans l'environnement augmente avec le degré de chloration.

52. Environnement Canada (2011) a employé une relation quantitative structure-activité pour calculer la facilité de biodégradation en utilisant le modèle BIOWIN (EPI SUITE). Pour les tétra- à octa- chloronaphtalènes, une biodégradabilité nulle a été prédite et les demi-vies estimées dans l'eau étaient supérieures ou égales à 182 jours. Les résultats obtenus avec le modèle pour les dichloronaphtalènes et trichloronaphtalènes sont contradictoires. En général, les prédictions de biodégradabilité non facile obtenues avec le modèle BIOWIN semblent plus certaines que les prédictions de biodégradabilité facile (ECHA, 2008).

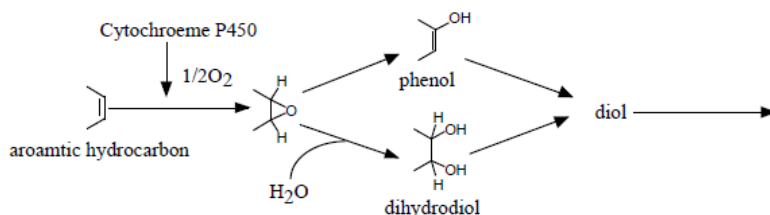
53. Vulykh et al. (2005) ont calculé, à l'aide du modèle multi-compartiments MSCE-POP³, la persistance globale exprimée par la demi-vie dans l'environnement. Les résultats ont montré que, pour le tétrachloronaphtalène-47, la demi-vie dans l'eau était primordiale pour l'évaluation du temps de résidence dans l'environnement. La demi-vie dans l'environnement était de 3,2 mois tandis que des valeurs de 0,3 mois, 12 mois et 57 mois, respectivement, ont été calculées pour les différents compartiments (air, eau et sol).

54. D'après Fennell (2004), les chloronaphtalènes peuvent être réduits par déchloration par des souches de *Dehalococcoides*. Au cours des études, le tétrachloronaphtalène-27 a été déchloré principalement sous la forme d'un congénère de dichloronaphtalène.

55. Kitano et al. (2003) ont montré la dégradation aérobie des dichloronaphtalènes dans des cultures liquides contenant le champignon de la pourriture blanche (*Phlebia lindtneri*), un organisme connu pour sa capacité de dégrader des polluants organiques persistants tels que dioxines, dérivés biphenyles et hydrocarbures polyaromatiques. Le dichloronaphtalène a été transformé, via la formation d'un oxyde, en chloronaphtalènes mono- et/ou di- hydroxylés et un dihydrodiol de chloronaphtalène (cf. figure 2.2.1-1). Mori et al. (2009) ont également pu montrer une dégradation de 70 % du 1,2,3,4-tétrachloronaphtalène par le même organisme après 14 jours. Aucun produit de dégradation déchloré n'a été formé.

56. Ces études de biodégradabilité des chloronaphtalènes (disponibles seulement pour les dichloronaphtalènes et un tétrachloronaphtalène) sont limitées et portent sur le potentiel de dégradabilité dans des conditions de laboratoire favorables. Aucune d'entre elles n'était conforme aux normes et procédures définies par les directives concernant les tests d'évaluation réglementaire de la biodégradation. Aucune étude de terrain sur la dégradation n'était disponible.

Figure 2.2.1-1 : Voies possibles pour le métabolisme des dichloronaphtalènes (source : Kitano et al., 2003)



57. Dans un essai de biodégradation à 28 jours réalisé avec un inoculum (surnageant de boues d'épuration) et des sédiments, aucun changement n'a pu être détecté dans la composition des congénères de tétra- à hexa-chloronaphtalènes d'un mélange d'Halowax 1041. Concernant les chloronaphtalènes les moins chlorés, aucune conclusion n'a pu être établie faute de mesures analytiques (Järnberg et al., 1999). D'après le National Institute of Technology and Evaluation (NITE, 2012), les tri- à octa- chloronaphtalènes ne sont pas aisément biodégradables d'après les essais selon la directive 301C de l'OCDE.

58. Ishaq et al. (2009) ont montré que le profil des congénères de chloronaphtalènes présents dans les sédiments anaérobies de fjords contenant des quantités importantes de chloronaphtalènes anciens reste presque constant, quelle que soit la profondeur des sédiments, tandis que la contamination absolue augmente chronologiquement avec la profondeur. La constance du profil de chloronaphtalènes suggère qu'il n'existe pas de dégradation préférentielle de congénères individuels, comme pouvaient le laisser attendre les études de biodégradation.

59. Ce résultat est également étayé par les études des chloronaphtalènes réalisées par Gevao et al. (2000) sur une carotte de sédiments prélevée dans un lac d'une région semi-rurale du nord-ouest de l'Angleterre. Aucune différence sensible dans les profils d'homologues n'a pu être détectée. Cependant, l'étude ne mentionne pas les analyses statistiques des différents congénères dans chaque section de sédiment. Environnement Canada (2011) a calculé des

³ http://www.msceast.org/index.php?option=com_content&view=article&id=24&Itemid=36&00abd285a5050fb401a1aac822a594df=6bbabc123f107cde5c62ea15af773e27

demi-vies (cinétique de premier ordre) pour les tri- à hepta- chloronaphtalènes (on ne disposait d'aucune donnée pour les mono-, di- et octa- chloronaphtalènes) supérieures à un an. Le calcul était basé sur une demi-vie égale à un an, ce qui conduit, pour l'année 1962, à une valeur de concentration calculée exagérément élevée par rapport à l'année d'échantillonnage 1995. Par conséquent, il a été avancé que la demi-vie devait être supérieure à un an.

60. Concernant le compartiment des sols, Meijer et al. (2001) ont étudié les tendances temporelles des résidus de chloronaphtalènes dans deux types de sols au Royaume-Uni (l'un des sols a reçu un amendement de boues contenant des chloronaphtalènes en 1968). Environnement Canada (2011) a calculé les demi-vies de dissipation à partir de ces données. Les échantillons ont été prélevés en 1972 et en 1990. Les données suivantes ont été calculées : 7,4 ans pour les trichloronaphtalènes, 13,1 ans pour les tétrachloronaphtalènes et 35,3 ans pour les pentachloronaphtalènes. On n'a observé aucune diminution sensible de la concentration en hexa- et hepta- chloronaphtalènes. Une cinétique de premier ordre a été supposée pour le calcul. Cependant, les congénères associés à la combustion ont montré une tendance à l'augmentation (calcul du pourcentage en masse par rapport au groupe d'homologues) dans les sols de référence, ce qui suggère une charge continue susceptible d'influer sur les calculs de dégradation.

61. Une distribution de congénères identique, après 10-15 ans, dans un sol contaminé et dans l'Halowax 1013, a permis à De Kok et al. (1983), cités dans Crookes et Howe (1993), de déterminer que les congénères de chloronaphtalènes étaient stables.

62. Plusieurs faisceaux de preuves permettent de conclure sur la persistance des tri- à octa- chloronaphtalènes : résistance à l'hydrolyse fondée sur la structure chimique, preuve de photolyse (peu pertinente dans les conditions environnementales), demi-vies dans l'eau prédites supérieures ou égales à 180 jours, demi-vies dans le sol prédites supérieures à un an, preuve empirique à partir d'échantillons historiques qui révèlent des demi-vies dans les sédiments (tri- à hepta- chloronaphtalènes) et le sol (tri- à hepta- chloronaphtalènes) supérieures à un an. En outre, les données de suivi des tri- à octa- chloronaphtalènes dans les matrices abiotiques (et biotiques) de l'Arctique et de l'Antarctique (cf. section 2.2.3) constituent des preuves supplémentaires que ces congénères sont persistants et sujets à propagation à longue distance et qu'ils polluent les régions éloignées. On peut donc en conclure que les tri- à octa- chloronaphtalènes remplissent les critères de persistance.

63. Concernant la persistance des dichloronaphtalènes, les prédictions obtenues par modélisation étaient équivoques et les études expérimentales montrent que ces substances sont susceptibles de biodégradation, mais les données ne sont pas concluantes dans le cadre d'une évaluation approfondie. Peu de données de surveillance de ces congénères ont été communiquées, en partie parce qu'elles ne sont pas incluses dans la détection analytique. Quoiqu'il en soit, sur la base des éléments de preuve disponibles et de l'avis des spécialistes, on peut considérer les dichloronaphtalènes comme persistants.

2.2.2 Bioaccumulation

64. Plusieurs sources d'information ont été utilisées pour évaluer le potentiel de bioaccumulation des chloronaphtalènes.

Évaluation préalable à partir des propriétés physico-chimiques

65. Les valeurs de $\log K_{oe}$ des chloronaphtalènes sont comprises entre 4,2 et 8,5. Elles indiquent donc nettement un potentiel de bioaccumulation. Outre les informations sur les valeurs de $\log K_{oe}$, les valeurs de $\log K_{oa}$ (coefficient de partage octanol-air) sont disponibles pour chacun des 75 congénères (cf. annexe 1). Ainsi que l'ont suggéré Kelly et al. (2004) pour les organismes qui respirent de l'air, l'élimination par voie respiratoire se fait par le biais d'un échange lipides-air qui diminue lorsque le K_{oa} augmente, et l'on prévoit une bioamplification chez de nombreux mammifères à des valeurs de $\log K_{oa}$ supérieures à 5. En se basant sur une valeur de $\log K_{oe}$ comprise entre 4,2 et 8,5 et de $\log K_{oa}$ entre 5,9 et 11,6 pour les chloronaphtalènes, on peut s'attendre à un potentiel de bioaccumulation élevé, tant chez les organismes respirant de l'air que chez les organismes aquatiques ($\log K_{oe}$ supérieur à 2 et $\log K_{oa}$ supérieur à 5, d'après ECHA, 2008).

Études de la bioconcentration et de la bioaccumulation dans les organismes aquatiques

66. Des études expérimentales des facteurs de bioconcentration (BCF) étaient disponibles pour plusieurs congénères de chloronaphtalènes (à l'exception des hexachloronaphtalènes) et les valeurs s'établissaient dans une fourchette de 2 300 à 34 000 (Crooke et Howard, 1993, IPCS, 2001 et Environnement Canada, 2011).

67. Dans leurs études, Opperhuizen et al. (1984) ont fait état de valeurs de BCF chez *Paecilia reticulata* entre 2 300 et 11 000 pour les dichloronaphtalènes, de 27 000 pour le trichloronaphtalène-21, de 33 000 pour le tétrachloronaphtalène-27, de 34 000 pour le tétrachloronaphtalène-42 et de 25 000 pour le tétrachloronaphtalène-43. Aucune assimilation n'a été observée pour les hepta- et octa- chloronaphtalènes. L'expérience s'est accompagnée d'une mortalité élevée (50 % après 7 jours). Pour les tétrachloronaphtalènes, aucun état d'équilibre n'a pu être atteint en 7 jours, et les valeurs de BCF sont donc probablement sous-estimées.

68. Les valeurs de BCF chez *Oncorhynchus mykiss* s'établissaient à 5 600 pour le dichloronaphtalène-5, à 5 100 pour le tétrachloronaphtalène-27 et à 330 pour l'octachloronaphtalène, d'après Oliver et Niimi (1984, 1985). Du méthanol a été employé comme co-solvant. Matsuo (1981) a fait état de valeurs de log BCF égales à 3,76, 9,94 et 4,00 pour les tri-, tétra- et penta- chloronaphtalènes respectivement (espèce testée : *Cyprinus carpio*). Cependant, aucun détail n'a été donné concernant les conditions expérimentales et les sources citées ne contenaient pas d'informations supplémentaires. D'après le National Institute of Technology and Evaluation (NITE, 2012) des valeurs de BCF des tri- à penta- chloronaphtalènes pour les carpes (*Cyprinus carpio*) comprises dans une fourchette de 5 600-11 800 et de 4 400-8 500, pour une exposition pendant 8 semaines à des concentrations égales à 0,05 ppm et 0,005 ppm respectivement, ont été rapportées.

69. Opperhuizen et al. (1985) ont suggéré l'absence d'assimilation des hepta- et octa- chloronaphtalènes chez les poissons, en se basant sur un diamètre moléculaire supérieur à 0,95 nm (influence de la perméation membranaire sur le mécanisme de bioconcentration). Cependant, le second résultat d'Oliver et Niimi (1985) indique la possibilité d'une assimilation. En outre, le Centre européen d'écotoxicologie et de toxicologie des produits chimiques (ECETOC, 2005) recommande de ne pas utiliser la masse et la taille moléculaires séparément pour confirmer l'absence de bioaccumulation. Falandysz et Rappe (1996) ont montré que les membranes biologiques sont perméables même aux chloronaphtalènes de masses moléculaires les plus élevées, tels que les heptachloronaphtalènes.

70. La bioaccumulation a également été étudiée chez les invertébrés vivant dans les sédiments (*Tubifex tubifex* and *Limnodrilus hoffmeisteri*) à partir de sédiments dopés (1 300 ng de tétrachloronaphtalène-27/g p.s.) pendant 79 jours après dépuration. Une BCF égale à 21 000 et une valeur de demi-vie de dépuration égale à 30 jours ont été mesurées (Crookes et Howe, 1993). Cependant le facteur de bioaccumulation a été calculé comme le rapport entre la concentration dans les vers et la concentration dans l'eau poreuse au lieu de la concentration de la substance test dans les sédiments, comme il est recommandé dans les directives de l'OCDE pour les essais. Par conséquent, le résultat obtenu est probablement surestimé.

71. En conclusion, les valeurs expérimentales de BCF dérivées pour les di-, tri-, tétra- et penta- chloronaphtalènes sont supérieures à 5 000. Une valeur de BCF nulle pour les heptachloronaphtalènes et inférieure à 5 000 pour l'octachloronaphtalène ont été déterminées. On ne dispose d'aucune information concernant les valeurs de BCF pour les hexachloronaphtalènes. Cependant, l'assimilation de deux groupes d'homologues par l'alimentation est possible et les données de suivi (Gewurtz, 2009) ont confirmé la présence de résidus d'heptachloronaphtalènes et d'octachloronaphtalène dans les tissus de poissons (truite arc-en-ciel). En général, pour les substances présentant une valeur de log K_{ow} >5, on prédit que l'assimilation par l'alimentation est susceptible d'être nettement supérieure à l'assimilation par l'eau (Arnot et Gobas, 2003 cités dans Environnement Canada, 2011).

72. Tysklind et al. (1998) ont étudié l'accumulation des chloronaphtalènes par l'alimentation chez les saumons (*Salmo salar*) pour différentes doses d'Hallowax 1001, 1014 et 1051 (0,1 µg/g, 1 µg/g, 2 µg/g et 10 µg/g de nourriture) pendant 17 semaines. Les niveaux de chloronaphtalènes augmentaient en fonction de la dose, et les penta-, hexa- et hepta- chloronaphtalènes dominaient. Les CN42, CN58, CN61, CN66, CN67 et CN69 ont affiché des valeurs de facteur de bioamplification supérieures à 1 et inférieures à 2 à une dose alimentaire de 2 µg/g. Akerblom et al. (2000) ont observé les valeurs de facteur de bioamplification les plus élevées pour les penta- et hexa- chloronaphtalènes (égale à 2,1 pour les CN66/67) après 41 semaines d'exposition par l'alimentation chez le saumon baltique (*Salmo salar*).

Études de la toxicocinétique et du métabolisme

73. Les valeurs d'efficacité d'absorption des CN66, CN67, CN71, CN73 et CN75 par l'alimentation (truite arc-en-ciel) ont fait l'objet d'études chez les grands brochets et atteignaient 63 % à 78 % pour les hexachloronaphtalènes, 68 % pour l'heptachloronaphtalène et 35 % pour l'octachloronaphtalène (Burreau et al. 1997 cités dans Jakobsson et Asplund, 2000).

74. Le métabolisme des chloronaphtalènes varie en fonction du congénère et de l'organisme, d'après les analyses des profils des homologues dans les chaînes trophiques réalisées par plusieurs chercheurs (par exemple, Lundgren et al. 2002, Helm et al. 2008, Falandysz 1998).

75. Comme le résumait Falandysz et al. (2003), les chloronaphtalènes qui ne possèdent aucun atome de carbone adjacents non substitué par le chlore sont plus résistants à la biotransformation et ont donc tendance à se bioaccumuler dans la chaîne alimentaire. En d'autres termes, l'éventualité d'une dégradation métabolique des chloronaphtalènes augmente avec le nombre de carbones adjacents non substitués. Les congénères suivants font partie des chloronaphtalènes qui ne possèdent aucun atome de carbone adjacents non substitué par le chlore : CN42, 52, 58, 60, 61, 64, 66, 67, 68, 69, 71, 72, 73, 74, 75. Helm et al. (2008) ont suggéré d'exclure de cette relation les chloronaphtalènes CN73, 74 et 75, en se basant sur leurs données (étude du réseau trophique du Lac Ontario).

76. Opperhuizen et al. (1985) ont calculé les demi-vies des dichloronaphtalènes, du trichloronaphtalène-21 et des tétrachloronaphtalènes chez des poissons âgés respectivement de 4 à 6 jours, de 8 jours et de 7 à 30 jours. D'après le Programme international sur la sécurité chimique (IPCS, 2001), les demi-vies chez l'homme sont de plusieurs années,

ce qui suggère une bioaccumulation élevée. D'autres informations relatives à l'adsorption, la distribution, le métabolisme et l'élimination sont compilées à la section 2.4.

Évaluation des données de terrain

77. Une étude de la chaîne trophique (zooplancton-omble-grand omble) menée dans l'environnement arctique d'un lac de l'Île aux Ours a montré une accumulation de quatre chloronaphtalènes dans les biotes, similaire à celle des PCB (Evenset et al., 2005). Les concentrations de chloronaphtalènes augmentaient sensiblement du zooplancton à l'omble, avec des valeurs de facteur de bioamplification pour les CN42, CN52 et CN66/67 égales à 10, 5,3 et 3,6, respectivement. Le facteur de bioamplification entre grand omble et omble était de 6,4 pour le pentachloronaphtalène-52, et inférieur à 1 pour les autres congénères.

78. Lundgren et al. (2002) ont étudié une chaîne trophique benthique (sédiments superficiels-amphipode-isopode-chaboisseau à quatre cornes) dans la baie de Botnie, dans la mer Baltique. Les valeurs de facteur de bioaccumulation entre les biotes et les sédiments s'élevaient à 2,9 pour les tétrachloronaphtalènes, à 1,4 pour les pentachloronaphtalènes et à 0,9 pour les hexachloronaphtalènes (valeurs moyennes pour les groupes d'homologues). Alors que la somme des chloronaphtalènes diminuait à chaque niveau trophique, des tétra-, penta- et hexachloronaphtalènes affichaient des valeurs de facteur de bioamplification supérieures à 1. Les valeurs de facteur de bioamplification étaient faibles, ce qui suggère que de nombreux congénères sont excrétés ou éliminés à des niveaux trophiques supérieurs. Les hexachloronaphtalènes s'accumulaient davantage que les autres homologues. Les CN66/67 et CN69 se bioamplifiaient entre les isopodes et les chaboisseaux. Les valeurs de facteur de bioamplification les plus élevées (0,09-1,4) ont été observées pour les congénères 2,3,6,7-substitués et pour ceux n'ayant pas d'atomes de carbone adjacents substitués par l'hydrogène.

79. Une autre étude menée dans la mer Baltique sur une chaîne trophique benthique et pélagique s'est également intéressée aux niveaux trophiques. Des valeurs de facteur d'amplification par la chaîne alimentaire inférieures à 1 pour tous les tétrachloronaphtalènes indiquaient l'absence de bioamplification, tandis que les valeurs de FCMF pour les pentachloronaphtalènes allaient de 0,66 à 1,29 dans les chaînes trophiques pélagiques. Les hexachloronaphtalènes se bioamplifiaient dans la chaîne trophique benthique, la valeur de FCMF la plus élevée (1,5) ayant été observée pour les CN63 et CN72 (Nfon et al., 2008).

80. Corsolini et al. (2002) ont observé des concentrations de chloronaphtalènes (somme) supérieures chez les prédateurs tels que le phoque de Weddell, le labbe de McCormick et l'ours polaire par rapport aux organismes des niveaux trophiques inférieurs, ce qui suggère une bioamplification. Aucune accumulation sélective des chloronaphtalènes n'a pu être observée et aucune valeur de facteur de bioaccumulation n'a pu être déterminée. Cependant, l'augmentation des concentrations de chloronaphtalènes avec les niveaux trophiques était comparable à celle déterminée pour les PCB dans les organismes de la région antarctique au cours de la même étude.

81. Dans une étude du réseau trophique du lac Ontario (plancton, mysides et amphipodes, poissons fourragers et truites), le facteur d'amplification trophique pour les chloronaphtalènes (somme) était égal à 1,25 et comparable, bien que légèrement inférieur, à celui des *n/m-o*-PCB (somme) égal à 1,44. Les valeurs de facteur d'amplification trophique les plus élevées (1,23 à 1,42) ont été relevées pour les tétrachloronaphtalène-42, pentachloronaphtalènes-52, 60,58, 61, hexachloronaphtalènes-66, 67, 64, 68, 69 et heptachloronaphtalène-73. Les chloronaphtalènes ont tendance à se bioamplifier dans une moindre mesure par la voie benthique que par la chaîne trophique pélagique (Helm et al., 2008).

82. Les valeurs de facteur de bioamplification observées pour les tétra- à heptachloronaphtalènes dans une chaîne trophique benthique entre des algues et des moules zébrées dans le système des Grands Lacs allaient de 3 à 10. Cependant, les chloronaphtalènes détectés dans les moules n'étaient pas tous présents à des niveaux quantifiables (par exemple, l'octachloronaphtalène) dans la source d'alimentation de ces animaux, les algues benthiques. Aucune augmentation supplémentaire n'a été observée pour la plupart des congénères chez le gobie à taches noires, prédateur des moules zébrées. Les CN52/60 et 66/67, qui affichaient des valeurs de facteur de bioamplification égales à 1,6 et 2,2, faisaient exception (Hanari et al., 2004).

83. Falandysz et Rappe (1996) ont relevé une valeur de facteur de bioamplification égale à 1,2 pour les CN66/67 qui étaient les seuls congénères à se bioamplifier entre le hareng et le marsouin commun dans une chaîne trophique du sud de la mer Baltique.

84. Järnberg et al. (1993), examinés dans Bidleman et al. (2010), ont observé que plusieurs congénères de chloronaphtalènes se bioamplifiaient entre le hareng et le guillemot. Des valeurs de facteur de bioamplification étaient inférieures à 5 pour la plupart des tétra-, penta- et hexa- chloronaphtalènes, mais pouvaient atteindre 25 pour les CN66/67 et 15 pour le CN73. Dans une chaîne trophique comprenant des poissons et des cormorans noirs de la mer Baltique, les valeurs de facteur de bioamplification les plus élevées ont été observées chez les cormorans noirs pour le tétrachloronaphtalène-42 (jusqu'à 10) et les hexachloronaphtalènes (jusqu'à 14) (Falandysz et al., 1997 dans Bidleman et al., 2010).

85. Falandysz et al. (1997) (cités dans Environnement Canada, 2011) ont étudié la bioaccumulation des chloronaphtalènes pour d'autres combinaisons de prédateur/proie dans la mer Baltique : poisson/plancton, épinouche/plancton, lançon/plancton, limande/moule, pygargue à queue blanche/poisson et marsouin commun/hareng. Pour toutes ces combinaisons, des valeurs de facteur de bioamplification supérieures à 1 ont été observées pour au moins un des tétrachloronaphtalènes (95 maximum pour la combinaison pygargue à queue blanche/poisson). On a observé que les pentachloronaphtalènes se bioamplifiaient moins que les tétrachloronaphtalènes sauf dans le cas du marsouin commun. On a constaté que les hexachloronaphtalènes-66/67 se bioamplifient dans tous les organismes étudiés par le biais des sources de nourriture, phénomène qui s'ajoute à la bioamplification d'autres chloronaphtalènes du même groupe d'homologues chez certains prédateurs. Les heptachloronaphtalènes se bioamplifient dans les combinaisons hareng/plancton, limande/moule, aigle/cormoran et pygargue à queue blanche/poisson (valeur maximale de facteur de bioamplification égale à 5,7). On a observé que la combinaison pygargue à queue blanche/poisson affichait les valeurs de facteur de bioamplification les plus élevées (supérieures à 30) pour certains congénères de tétra-, de penta- et d'hexa- chloronaphtalènes.

86. D'après la Suède (2011), les tendances temporelles à long terme et variations temporelles à court terme des chloronaphtalènes ressemblent à celles des polychlorodibenzo-p-dioxines et des polychlorodibenzofurannes (PCDD/PCDF) et les chloronaphtalènes pourraient donc emprunter les mêmes voies de bioaccumulation/bioamplification. Dans leurs études de bioamplification, plusieurs auteurs concluent que le potentiel de bioamplification des chloronaphtalènes paraît être similaire à celui des PCB (Hanari et al., 2004; Corsolini et al., 2002; Evensen et al., 2005; Helm et al., 2008).

87. À ce jour, on ne dispose d'aucune étude des chaînes trophiques de l'océan arctique ni de données sur les chaînes trophiques terrestres. La plupart des études ont été réalisées sur des chaînes/réseaux trophiques inférieurs et une bioamplification plus importante a été observée chez les oiseaux.

88. On dispose de plusieurs faisceaux de preuves permettant d'évaluer le potentiel de bioaccumulation des chloronaphtalènes : $\log K_{oe} > 5$ des tri- à octa-chloronaphtalènes, valeurs expérimentales dérivées du facteur de bioamplification supérieures à 5 000 pour les di- à penta- chloronaphtalènes et inférieures à 5000 pour l'octachloronaphtalène, assimilation par l'alimentation élevée des hexa- à octa- chloronaphtalènes. Concernant les mesures dérivées sur le terrain, les valeurs de facteur de bioamplification et d'amplification par la chaîne alimentaire ainsi que de facteur d'amplification trophique pour les tétra- à hepta- chloronaphtalènes étaient supérieures à 1 pour les chaînes/réseaux trophiques benthiques et pélagiques, ce qui prouve donc le transfert et l'accumulation trophiques dans ces réseaux. Des études supplémentaires portant sur plusieurs combinaisons de proie/prédateur, y compris des oiseaux et des mammifères, ont révélé une bioamplification des tétra- à hepta- chloronaphtalènes. Les données de suivi des octachloronaphtalènes sont limitées et aucune étude de terrain n'a relevé de valeur de facteur de bioamplification supérieure à 1 pour ce congénère. Cela pourrait être dû à des niveaux d'émissions, à une mobilité et/ou à une absorption et à un métabolisme prédits moindres. On peut conclure de tout cela que le potentiel de bioaccumulation est confirmé pour les di- à octa- chloronaphtalènes.

2.2.3 Potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement

89. Au sens de l'Annexe D, une demi-vie atmosphérique supérieure à 2 jours est reconnue comme un critère pour le potentiel de propagation à longue distance. Les demi-vies dans l'air calculées, dont une valeur déterminée expérimentalement, se situent entre 3 et 417 jours pour les dichloronaphtalènes à octachloronaphtalènes. Le potentiel de propagation à longue distance des chloronaphtalènes est également corroboré tant par les prédictions des modèles que par la présence de chloronaphtalènes dans les milieux environnementaux abiotiques et biotiques des régions éloignées, comme illustré ci-dessous.

Résultats des modèles de propagation à longue distance

90. D'après une carte de répartition obtenue à partir du modèle multi-compartiments Globo-POP (Wania, 2006 dans Puzyn et al., 2008b), quatre catégories ont été définies en fonction de leur comportement de répartition pour différents modes de transport dans l'environnement : les chloronaphtalènes qui se propagent par les vents ("flyers" : $\log K_{ae} > 0$; $\log K_{oa} < 6,5$), par évaporations/dépôts multiples ("multiple hoppers" : $-4 < \log K_{ae} < 0$; $6 < \log K_{oa} < 10$), par évaporation/dépôt unique ("single hoppers" : $\log K_{ae} < 0$; $\log K_{oa} > 10$) ou par les courants ("swimmers" : $\log K_{ae} < -2$; $\log K_{oc} < 7$). En s'appuyant sur ce schéma, Puzyn et al. (2008b) ont caractérisé les di- à tétra- chloronaphtalènes et les penta- à hepta- chloronaphtalènes comme des substances se propageant par évaporations/dépôts multiples. Cependant, les coefficients de partage suggèrent que les di- à tétra- chloronaphtalènes sont plus mobiles que les penta- à hepta- chloronaphtalènes. Ces substances peuvent aisément être échangées entre l'atmosphère et la surface de la Terre en fonction de la température. Les octachloronaphtalènes ont été qualifiés comme des substances se propageant par évaporation/dépôt unique, ce qui implique qu'ils sont considérablement moins mobiles que les autres homologues.

91. Environnement Canada (2011) a calculé un potentiel élevé de contamination de la région arctique en se basant sur les caractéristiques de partage des di- à penta- chloronaphtalènes.

92. Vulykh et al. (2005) ont utilisé le modèle MSCE-POP (un modèle chimique de transport multi-compartiments eulérien tridimensionnel) pour prédire le transport du congénère 47 de chloronaphtalène, une substance de la catégorie

des tétrachloronaphtalènes, groupe d'homologues le plus répandu dans les profils de congénères des échantillons environnementaux et des sources de chloronaphtalènes (Vulykh et al., 2005). Le CN47 est éliminé de l'atmosphère à parts quasiment égales par dégradation (54 %) et dépôt (46 %). Les auteurs prédisent une demi-vie dans l'atmosphère de 10 jours (cf. section 2.2.1) et, en cas d'élimination par dépôt, un demi-temps de résidence dans l'atmosphère de 7 jours. Ils obtiennent une valeur de distance de propagation dans l'atmosphère par modélisation (distance entre la source et un point où la concentration est égale à 1/1 000 de la valeur initiale) égale à 2 271 km. Les auteurs parviennent à la conclusion que le temps de résidence dans l'atmosphère et la distance de propagation dans l'atmosphère sont tous deux suffisants pour que le CN47 soit à l'origine d'une pollution dans des régions éloignées (Vulykh et al., 2005).

Propagation à longue distance : régions polaires

93. Les échantillons environnementaux montrent que les chloronaphtalènes sont largement répandus dans l'Arctique, la région européenne de l'Arctique enregistrant les concentrations les plus élevées. Dans les échantillons prélevés dans la région arctique du Canada et de la Russie, les chloronaphtalènes contribuent davantage à l'équivalent toxique que les PCB (Bidleman et al. 2010).

Air arctique

94. Bidleman et al. (2010) compilent les données de chloronaphtalènes atmosphériques émanant de sept études sur la région arctique. Les concentrations dans l'air, observées entre 1990 et 2005, respectivement égales à 0,66 et 40 pg/m³ (sommées des différents congénères, principalement des tri- à octa-chloronaphtalène), varient de deux ordres de grandeurs. Bidleman et al. (2010) relèvent que la somme des concentrations de chloronaphtalène dans l'air est beaucoup plus élevée dans la plupart des sites européens arctiques et subarctiques que dans ceux de Sibérie, d'Islande, d'Alaska et de l'Arctique canadien. Une étude a pu attribuer les niveaux de chloronaphtalènes plus élevés relevés dans la mer de Barents à des masses d'air en provenance d'Europe. Le programme mondial de surveillance « Réseau d'échantillonnage atmosphérique passif » (EAP) a relevé des concentrations dans l'air de 1–8 pg/m³ pour les sites arctiques (Lee et al., 2007). La comparaison de l'Arctique avec les sites urbains montre que, dans l'air arctique, les trichloronaphtalènes dominent, suivis par les tétra- et penta-chloronaphtalènes, les chloronaphtalènes les plus lourds s'établissant à 2 % ou moins (Harner et al. 1998, Helm 2002, Helm et al. 2004). Dans les profils des homologues en zone urbaine, les congénères les plus lourds dominent nettement, avec des fractions importantes de penta- voire d'hexa-chloronaphtalènes (Lee et al., 2007).

95. Divers auteurs (comme cité dans Bidleman et al., 2010) ont observé la contribution dominante des tri- à tétra-chloronaphtalènes dans les niveaux atmosphériques de chloronaphtalènes dans l'air arctique.

96. Helm et al. (2004) ont conclu, à partir des mesures effectuées dans des sites éloignés de l'Arctique canadien et russe, que des émissions par évaporation à partir des régions sources sont vraisemblablement les sources dominantes de chloronaphtalènes dans ces stations, mais que les sources de combustion apportaient une contribution supplémentaire au cours de l'hiver (comme l'indiquent les congénères marqueurs de combustion).

Sédiments arctiques

97. On ne dispose que de peu d'informations sur les niveaux de chloronaphtalènes dans les sédiments subarctiques (non arctiques). Les concentrations relevées dans les sédiments de surface atteignaient 1,9 ng/g p.s. dans le nord de la mer Baltique et 0,23 ng/g dans un lac suédois (Bidleman, 2010).

Biotes arctiques et antarctiques

98. Bidleman et al. (2010) fournissent un inventaire détaillé des niveaux de chloronaphtalènes dans les biotes arctiques, subarctiques et antarctiques (voir ci-dessus). Comme on peut le voir dans les tableaux A4-1 et A4-2, des chloronaphtalènes ont été détectés dans diverses espèces à tous les niveaux trophiques et sur une large gamme de régions éloignées, ce qui montre l'importance de la propagation à longue distance dans la pollution des régions éloignées par les chloronaphtalènes. D'après Bidleman et al. (2010) les CN54 ont peut-être été négligés dans les études qui emploient des mélanges d'Halowax comme références, car cette substance n'est présente dans ces mélanges qu'à l'état de trace. Le CN54 est généralement considéré comme un marqueur de combustion.

2.3 Exposition

99. Des études d'échantillonnage atmosphérique à l'échelle mondiale, entre autres, montrent que les chloronaphtalènes atmosphériques sont omniprésents (Lee et al. 2007). Les chloronaphtalènes atmosphériques atteignent leur niveau le plus élevé dans les environnements urbains ou industriels, mais on les retrouve également dans des régions très éloignées, telles que l'Arctique (Bidleman et al., 2010). Bidleman et al. (2010) précisent qu'aucune tendance majeure dans les concentrations de chloronaphtalènes n'a été observée au cours d'un suivi réalisé sur la période 1987–98 sur le foie de morues d'un fjord norvégien. Les niveaux atmosphériques observés au Royaume-Uni du milieu des années 1990 à l'année 2001 n'indiquent pas non plus de tendance à la baisse (Lee et al., 2005 cités dans Bidleman et al., 2010). D'après l'AMAP (2009), il n'existe aucune étude permettant d'évaluer les tendances temporelles des chloronaphtalènes dans l'Arctique.

100. Les données de laboratoire et de suivi montrent que les chloronaphtalènes sont biodisponibles et assimilés par plusieurs voies d'exposition. Persson et al. (2005) ont montré que, en milieu marin, une proportion élevée des chloronaphtalènes sont associés à des particules (suie et matière organique) et sont donc probablement moins biodisponibles. Cependant, on ne dispose d'aucune étude supplémentaire.

101. Falandysz (2003) ont étudié la contamination de la chaîne trophique en 2003. Les concentrations de chloronaphtalènes les plus élevées ont été observées dans les poissons des espèces *Neogobius melanogaster* (14 000 pg/g en poids total) et le crabe bleu (13 000 pg/g en poids total). Le foie de morues contenait 45 000 pg/g en poids total en Norvège et 210 000 pg/g en poids total en mer du Nord.

102. En 2004, Domingo a étudié l'exposition aux chloronaphtalènes par l'alimentation chez l'homme et a estimé la dose journalière ingérée. La dose journalière ingérée calculée pour un homme adulte de 70 kg en Espagne a été estimée à 45,78 ng/jour, les céréales et les graisses et les huiles étant les principaux contributeurs. Des chloronaphtalènes ont également été détectés dans le lait, les œufs, la viande, les produits laitiers et carnés, les pommes de terre, les légumes et les fruits. L'auteur a conclu que la contribution des chloronaphtalènes à l'équivalent toxique total était supérieure ou égale à celle des PCB coplanaires et que, dans certaines zones industrialisées, la contribution des chloronaphtalènes à l'équivalent toxique pourrait être suffisamment élevée pour être préoccupante (Domingo, 2004). Récemment, Fernandes et ses collègues ont mesuré les chloronaphtalènes dans cent produits alimentaires consommés couramment en Irlande (Fernandes et al., 2011). Les chloronaphtalènes ont été détectés dans le lait, le poisson, les produits laitiers et carnés, les œufs, les graisses animales, les mollusques, les abats, les légumes et les produits céréaliers, avec des niveaux (somme des chloronaphtalènes mesurés) allant de 0,09 ng/kg en poids total pour le lait à 59,3 ng/kg en poids total pour le poisson. Les pentachloronaphtalènes-52, hexachloronaphtalènes-66/67 et l'heptachloronaphtalène-73 étaient les congénères les plus fréquemment détectés. Marti-Cid et al. (2007) ont étudié l'assimilation des polluants chimiques du fait de la consommation de poissons et fruits de mer chez les enfants en Espagne. Les concentrations de chloronaphtalènes les plus élevées, soit 227 ng/kg de poids humide de tétra- à octa-chloronaphtalène, ont été observées dans des saumons. Les doses calculées ingérées du fait de la consommation de poissons et fruits de mer ont été estimées à 0,52 ng/jour pour les filles et à 0,97 ng/jour pour les garçons (Marti-Cid et al., 2007). Comparée à la dose ingérée par un homme adulte de 70 kg (de 0,004 à 0,41 ng/jour au maximum) du fait de la consommation de diverses espèces de poissons, calculée par Domingo et al. (2007), la dose ingérée par les enfants est considérablement plus élevée.

103. Les mesures de chloronaphtalènes dans les tissus adipeux humains en 1979 s'établissaient dans une fourchette de quelques parties par milliard (3 à 17 ppb), des concentrations 500-1 000 fois inférieures à celles des PCB. Des concentrations de 1-3 ng/g de lipides ont été détectées dans des échantillons de lait humain (Hayward, 1998). L'AMAP (2003) déclare que les concentrations dans le foie et les tissus adipeux de l'homme indiquent des niveaux de chloronaphtalènes de 200 à 500 fois inférieures à la charge totale de PCB (Weistrand et Norén, 1998 cités dans AMAP, 2003). Cela peut expliquer, dans une certaine mesure, les niveaux d'émissions moindres présentés dans la section 2.1.1. Plus récemment, Park et al (2010) ont mesuré les PCDD, PCDF et PCB et chloronaphtalènes chez 61 personnes volontaires en bonne santé. La concentration moyenne de chloronaphtalènes détectés dans le sérum sanguin était égale à 2,1 ng/g de lipides, le congénère dominant étant l'heptachloronaphtalène-73, et, d'après les auteurs, la somme des chloronaphtalènes contribuait à 26,8 % de l'équivalent toxique total (Park et al., 2010). Les chloronaphtalènes ont également été mesurés dans le placenta humain. Leino et ses collègues ont détecté l'hexachloronaphtalène-66/67 dans la plupart des échantillons (supérieurs à la limite de quantification dans 126 échantillons sur 130); le 95^{ème} centile s'établissait à 0,022 ng/g de graisse. Le 95^{ème} centile de la somme de 14 chloronaphtalènes mesurés était de 0,14 ng/g de graisse. Comparées aux autres composés halogénés, les concentrations de chloronaphtalènes étaient environ 50 fois inférieures à la somme de 15 polybromodiphényléthers (95^{ème} centile), 350 fois inférieures à la somme de 37 congénères de PCB (95^{ème} centile), mais égale à quatre fois la somme des polybromobiphényles (PBB) qui étaient principalement détectés à des concentrations inférieures à la limite de quantification (95^{ème} centile : somme de tous les PBB : 0,039). Les PCDD/PCDF ont été détectés à des concentrations de l'ordre du pg/g de graisse (95^{ème} centile : somme des 17 PCDD/PCDF : 256) (Leino, et al., 2011). Falandysz (2003) a résumé les études de différents pays (Allemagne, Canada, Suède, Japon, Russie, Kazakhstan), dans lesquelles les concentrations allaient de valeurs non détectées (Fukuoka, Japon) jusqu'à 250 000 pg/g de lipides dans les tissus adipeux humains (Osaka, Japon). En conclusion, on considère que l'exposition du grand public aux chloronaphtalènes par le biais de l'alimentation est la voie la plus importante, mais on ne dispose d'aucune estimation calculée pour les différents scénarios d'exposition.

2.3.1 Données de surveillance de l'environnement

Air

104. L'étude réalisée par le « Réseau d'échantillonnage atmosphérique passif » (EAP) a donné des concentrations globales de chloronaphtalènes atmosphériques égales à 1,6 pg/m³ (moyenne géométrique de 40 sites urbains, industriels et de pollution de fond, répartis dans les deux hémisphères et sur tous les continents). Les valeurs observées allaient de niveaux non détectables à des concentrations égales à 32 pg/m³, les niveaux les plus élevés étant relevés dans les sites industriels et urbains tandis que, pour environ 90 % des sites éloignés (« pollution de

fond »)/ruraux/agricoles, les concentrations dans l'air restaient inférieures à 2,5 pg/m³ (Lee et al., 2007). Les chloronaphtalènes ont été détectés principalement dans l'hémisphère nord, les niveaux les plus élevés correspondant à des sites urbains/industriels en Europe de l'Est et en Asie. Une autre campagne d'échantillonnage passif menée à travers toute l'Europe au cours de l'été 2002 a relevé que les congénères CN23, 24, 57 et 59 étaient les espèces de chloronaphtalènes pour lesquelles les fourchettes mesurées étaient les plus élevées : CN23<1,3-4 pg/m³; CN24<1,4-9 pg/m³; CN57<0,5-5,4 pg/m³; CN59<0,3-4,2 pg/m³ (Jaward et al., 2004a). Les congénères CN24 et 59 faisaient partie de mélanges commerciaux d'Halowax. Cependant, le CN 24 est également considéré comme un congénère marqueur de combustion. Dans une étude réalisée le long de l'axe nord-sud de l'Atlantique, Jaward et al. (2004b) ont fait état de concentrations de 13 congénères de chloronaphtalènes quantifiés comprises dans la fourchette 0,3-86 pg/m³ d'air. En comparaison, les concentrations de chloronaphtalènes dans un environnement marin dans les hémisphères nord et sud s'élevaient à 1-30 pg/m³ et 0,3-5 pg/m³ respectivement, ce qui indique que les niveaux de chloronaphtalènes dans l'air marin sont plus élevés dans l'hémisphère nord. Des concentrations considérables de chloronaphtalènes ont été mesurées au large des côtes sud-africaines (latitude 33,88° S) (Jaward et al. 2004b). La surveillance de l'air au Japon, en Chine et en République de Corée ont révélé des concentrations de 9,5±1,5, 61±6 et 16±2,4 pg/m³ respectivement (Hogarh et al., 2002a). Harner et al. (2006) ont mesuré les niveaux de chloronaphtalènes dans des sites ruraux et urbains. Les concentrations élevées dans les sites urbains (jusqu'à 52 pg/m³) des Grands Lacs laurentiens ont été attribuées à des émissions continues de chloronaphtalènes techniques utilisés par le passé. Les contributions des chloronaphtalènes provenant d'une combustion paraissent plus importantes dans les sites urbains où les concentrations de CN24 et 50, congénères associés à la combustion de bois et de charbon, étaient élevées (Harner et al. 2006).

105. Des niveaux de chloronaphtalènes de 1-8 pg/m³ ont également été détectés dans l'air arctique, ce qui indique une propagation à longue distance de ces composés (Lee et al., 2007). Harner et al. (1998) ont révélé que les chloronaphtalènes de type dioxines contribuent à 13-67 % des équivalents toxiques induits par les polychlorobiphényles (PCB) et les polychloronaphtalènes (PCN) dans l'air arctique.

106. Une surveillance nationale des polluants organiques persistants atmosphériques a été conduite au Ghana entre mai et juillet 2010 et a permis d'observer des niveaux importants de fractions de chloronaphtalènes à travers tout le pays. Le pourcentage d'homologues faiblement chlorés augmentait en direction du nord du pays, probablement en raison de leur propagation dans la direction des vents. Il ressort de l'analyse des profils de congénères que les CN45/36 sont de possibles marqueurs de sources d'émissions liées essentiellement à des activités d'incinération de déchets non contrôlée. La toxicité de type dioxines des chloronaphtalènes atmosphériques au Ghana a été estimée à 0,49-5,6 fg équivalent toxique/m³ (Hogarh et al., 2012b).

Sédiments

107. Pan et al. (2011) ont compilé les concentrations de chloronaphtalènes détectés dans les sédiments de diverses régions pour différents régimes de pollution, en incluant des données originales émanant des auteurs : alors que la plupart des concentrations étaient inférieures à 10 µg/kg, l'influence de l'industrie pouvait contribuer à faire augmenter d'un ordre de grandeur les concentrations de chloronaphtalènes, jusqu'au milligramme par kilogramme (cf. tableau A4-1).

108. Bogdal et al. (2008) ont calculé des retombées atmosphériques de 29 g de chloronaphtalènes par an sur les 47,7 km² de superficie du lac de Thoune (soit 6,08 mg/hectare/an) alors que les chloronaphtalènes ont été interdits en Suisse dès 1972 (Bogdal et al., 2008).

Biotés dans les régions (sub)polaires et en dehors

109. Dans une compilation d'études datant de 1993, les niveaux de chloronaphtalènes dans les poissons de la région boréale se trouvaient dans une fourchette de 0-10 µg/kg en poids total (7 études réalisées sur la période 1984-1990, citée dans Crookes & Howe, 1993). Une méta-étude plus récente (Bidleman et al., 2010), couvrant des études réalisées dans l'Arctique sur la période 1981-2005, montre que les niveaux caractéristiques (moyennes géométriques des moyennes arithmétiques de chaque étude) dans les biotes vont de 0,3 à 6 µg/kg de lipides, les concentrations les plus faibles étant observées chez les phoques et les plus élevées chez les invertébrés et les oiseaux marins. Les concentrations moyennes de chaque étude pouvaient aller jusqu'à 74 µg/kg de lipides (plasma de goélands bourgmestres). Les études résumées par Bidleman et al. (2010), ainsi que des données supplémentaires provenant des régions non (sub)polaires, figurent dans les tableaux de l'annexe 4. Un cas dans lequel les niveaux de chloronaphtalènes étaient inhabituellement élevés (0,69-2,6 mg/kg (*sic*)) a été rapporté pour le pygargue à queue blanche (Falandsz, 1998). Dans son résumé, Falandsz (1998) fait état de concentrations de chloronaphtalènes allant jusqu'à 360 ng/g de lipides (viande et foie) pour les tétra- à hepta- chloronaphtalènes dans les poissons des lacs et rivières de Suède et de 9 à 290 ng/g de lipides (poisson entier) pour les poissons de la mer Baltique (Golfe de Gdansk).

110. Bidleman et al. (2010) ont étudié les profils de congénères dans les biotes des régions (sub)polaires, en distinguant a) les invertébrés et poissons, b) les phoques, c) les baleines et ours polaires et d) les oiseaux marins (voir figure A4-1 dans l'annexe 4). Les profils varient considérablement d'un groupe de biote à l'autre et au sein de ces

groupes de biotes et également entre les organes/compartiments pour une même espèce, mais l'on observe quelques constantes :

- a) Les heptachloronaphtalènes sont absents des phoques et des oiseaux marins (à quelques exceptions près). Ils ont été détectés dans certains invertébrés/poissons mais, même dans ces cas, ils représentent moins de 10 % des chloronaphtalènes présents (une exception);
- b) Les phoques présentaient la plus forte représentation de congénères les plus légers de tous les groupes dans la mesure où, exception faite d'un cas, les échantillons ne contenaient que des tri- à penta-chloronaphtalènes;
- c) Les échantillons prélevés sur les phoques se distinguaient également des autres par des niveaux importants de trichloronaphtalènes. En revanche, les trichloronaphtalènes étaient peu voire pas présents dans le profil de congénères observé chez les baleines, les ours polaires, les oiseaux marins et les invertébrés/poissons (exception faite du krill, où les trichloronaphtalènes dominaient, et d'un échantillon prélevé sur un poisson);
- d) Le profil d'homologues des oiseaux marins ressemblait à celui des poissons, mais les hexachloronaphtalènes, plus lourds, y étaient davantage représentés et constituaient les principaux homologues dans certains cas. Les hexachloronaphtalènes étaient également les principaux homologues détectés dans la graisse des globicéphales et les tissus adipeux des ours polaires.

111. Rotander et al. (2012) ont relevé des concentrations de chloronaphtalènes (somme des chloronaphtalènes) allant de 0,1 à 5,2 ng/g de lipides dans la graisse d'espèces de phoques et de baleines des régions subarctiques/arctiques. Les concentrations les plus élevées ont été observées chez une espèce de baleine à dents qui se nourrit à un niveau trophique supérieur. Les concentrations moyennes chez les globicéphales et deux espèces de phoques étaient inférieures en 2006/2007 que 20 ans auparavant dans les mêmes régions mais, dans le cas de deux espèces ainsi que du dauphin à flancs blancs observés sur la période 1997-2006, les concentrations moyennes étaient les plus élevées entre le premier et le dernier des trois points temporels où les mesures ont été réalisées (c'est-à-dire qu'elles atteignent un pic au cours des mesures intermédiaires sur la période 1997-2002, en fonction de la série temporelle). Une augmentation nette et statistiquement importante de la somme des chloronaphtalènes sur la période 1990-2007 n'a été observée que dans le cas du phoque à capuchon de West Ice (Rotander et al., 2012).

112. Pour l'année 1999 dans la région de la Méditerranée, Kannan et al. (2002) ont fait état de niveaux chloronaphtalènes allant jusqu'à 552 ng/kg en poids total pour le thon rouge, 15-63 ng/kg en poids total pour l'espadon, 130-795 ng/kg pour le cormoran et 700-1510 ng/kg en poids total pour le milan. Pour le marsouin sur la côte ouest de la Suède, des concentrations de 0,52-0,72 µg/kg en poids total ont été détectées (Ishaq et al., 2000). Dans un environnement alpin (lac de Thoune, Suisse), les concentrations mesurées dans des poissons maigres s'élevaient à environ 1-3 µg/kg de lipides (d'après un graphique tiré de Bogdal et al., 2008).

2.4 Évaluation des dangers du point de vue des effets préoccupants

Organismes aquatiques et terrestres

113. L'écotoxicité des chloronaphtalènes a été rapportée pour plusieurs d'espèces représentant différents niveaux trophiques : algues, plantes aquatiques, invertébrés, poissons, oiseaux et rats (cf. section sur les effets nocifs sur la santé humaine). De nombreuses études emploient des mélanges d'Halowax et cela rend difficile l'interprétation des résultats en raison de possibles interactions toxicologiques et de la présence de dioxines à l'état d'impuretés (Noma et al., 2005).

114. Environnement Canada (2011) a prédit les données de toxicité aiguë et chronique des di- à heptachloronaphtalènes pour les algues vertes, les daphnies et les poissons à partir du modèle ECOSAR v0.99 (EPISUITE) model. D'après les résultats obtenus par modélisation, les algues constituaient le groupe le moins sensible, et les valeurs chroniques étaient considérablement plus faibles pour tous les taxons et pour les congénères les plus chlorés (fourchette de valeurs pour les paramètres chroniques CE₅₀ ou valeur chronique : 575 µg/l à 0,4 µg/l). D'après les prédictions, la toxicité chronique devrait augmenter jusqu'à une valeur qui reste inférieure à 0,1 mg/l pour les tri- à heptachloronaphtalènes pour les poissons et les daphnies.

115. Une compilation des données de toxicité aquatique est présentée dans le tableau 2.4-1. Comme il est mentionné dans Environnement Canada (2011), certains tests utilisaient l'acétone comme solubilisant et les valeurs de concentrations tests étaient donc potentiellement supérieures aux valeurs de solubilité dans l'eau des substances testées. La solubilité dans l'eau de mélanges d'Halowax donnés n'est pas bien caractérisée. En général, on a considéré que les valeurs de toxicité (à l'exception de l'octachloronaphtalène) étaient acceptables dans la mesure où la solubilité correspondait, à un facteur 10, aux valeurs mesurées et restaient inférieures aux prédictions obtenues à partir de WSKOWIN (cf. tableau 1.1-1). Les données rapportées présentent des défaillances, mais les résultats des études sont cohérents.

116. On ne dispose d'aucune donnée de toxicité pour les organismes vivant dans les sédiments, d'après les sources citées dans la section 1.3 mais, au vu des valeurs de log K_{oc} élevées et des niveaux de chloronaphtalènes détectés pouvant atteindre des valeurs de l'ordre du mg/kg dans les régions polluées (cf. section 2.3.1), ces organismes sont exposés. Kannan et al. (2001) ont mesuré plusieurs polluants dans les sédiments du Michigan (notamment chloronaphtalènes, PCB, PCDD et PCDF). Les contributions relatives des PCB, chloronaphtalènes, PCDD et PCDF à l'équivalent toxique ont été estimées en utilisant les facteurs d'équivalent toxique spécifiques à la lignée cellulaire H4IIE. Les chloronaphtalènes étaient les principaux contributeurs à l'équivalent toxique (42–84 % du total), suivi par les PCDF (8–39 %), les PCDD (5–16 %) puis les PCB (2–3 %).

Tableau 2.4-1 : Toxicité aquatique des chloronaphtalènes (tableau modifié d'après IPCS, 2001, Environnement Canada, 2011)

Chloronaphtalène	Espèces	Durée/ Paramètre (effet)	Concentration (mg/litre)	Référence
Octa-CN	Puce d'eau (<i>Daphnia magna</i>)	48 h / CL ₅₀ /CSEO	> 530/530 ⁿ	LeBlanc, 1980
Octa-CN	Mysis effilée (<i>Mysidopsis bahia</i>)	96 h / CL ₅₀	> 500 ⁿ	US EPA (1980)
Octa-CN	Mené tête-de-mouton (<i>Cyprinodon variegatus</i>)	96 h / CL ₅₀ /CSEO	560 ⁿ	Heitmuller et al. (1981)
Halowax 1000	Algue (<i>Dinella tertiolecta</i>)	7 jours / CE ₁₀	0,1	Walsh et al. 1977
Halowax 1099	Bouquet Mississippi (<i>Palaemonetes pugio</i>)	96 h / CL ₅₀	0,069 ^{m, s}	Green et Neff (1977)
Halowax 1099	Limule juvénile (<i>Limulus polyphemus</i>)	96 jours / CL ₅₀	0,08 ^{n, s} Effets importants sur la période d'intermue	Neff et Giam (1977)
Halowax 1014	Crevette brune (<i>Penaeus aztecus</i>)	96 h / CL ₅₀	0,0075 ^m	US EPA (1980)
Halowax 1014	Bouquet Mississippi (<i>Palaemonetes pugio</i>)	96 h / CL ₅₀	0,248 ^m	US EPA (1980)
Halowax 1014	Mené tête-de-mouton (<i>Cyprinodon variegatus</i>)	96 h / CL ₅₀	> 0,343 ^m	US EPA (1980)
Halowax 1014	Larve de grenouille (<i>Rana agilis</i>)	18 h / CL ₅₀	0,1 Les larves ayant survécu présentaient un retard de 3 semaines dans leur métamorphose	Buggiani (1980)
Halowax 1014	Mulet cabot (<i>Mugil cephalus</i>)	96 h : CL ₅₀	> 0,343 ^m	US EPA (1980)
Halowax 1013	Bouquet Mississippi (<i>Palaemonetes pugio</i>)	96 h : CL ₅₀	0,074 ^{m, s}	Green and Neff (1977)

n = basé sur les concentrations nominales; m = basé sur les concentrations mesurées; s = un agent solubilisant a été utilisé.

117. Les informations concernant la toxicité chronique chez les poissons sont limitées à une évaluation partielle non-normalisée du cycle de vie chez le médaka (*Oryzias latipes*) (Villalobos et al., 2000). De l'Halowax 1013, 1014 ou 1051 dissous dans la trioléine a été injecté dans des œufs de poisson médaka. Après exposition, on a laissé les embryons se développer et les alevins atteindre leur maturité sexuelle (quatre mois), après quoi ils ont été euthanasiés. L'Halowax 1014 était le mélange le plus toxique et la toxicité dépendait de la dose. La DL₅₀ pour les embryons de médaka s'élevait à 4,2 ng/œuf et le mélange était 5,5 fois moins puissant que la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine. La lésion la plus importante observée à la valeur de dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) de 3 ng/œuf était l'incapacité des embryons nouvellement éclos à gonfler leur vessie natatoire. Aux premiers stades de leur vie adulte, les indices gonadosomatiques (IGS) des femelles étaient considérablement réduits. En outre, l'Halowax 1051 entraînait une diminution importante des IGS des femelles après 122 jours à toutes les doses testées (0,3–10 ng/œuf, aucune relation no dose-effet n'a donc pu être démontrée). Ces résultats indiquent que des effets nocifs (et de possibles effets de perturbation endocrinienne) semblables à ceux provoqués par les dioxines aux stades sensibles des organismes aquatiques pourraient apparaître du fait de l'exposition aux chloronaphtalènes.

118. Une génotoxicité (érythrocytes micronucléés) a été observée après l'injection d'Halowax 1013, 1051 et 1013 dans des œufs de poisson médaka chez les adultes après 122 jours (Talykina et al., 2003). La concentration d'exposition la plus faible à laquelle cet effet a été mesuré (0,3 ng/œuf, ce qui équivaut à 300 ng/g d'œuf) est 5-10 fois supérieure à celle observée sur des échantillons de tissus de poissons prélevés sur le terrain sur des sites très contaminés (Belfroid et al., 2006).

119. Certains chloronaphtalènes présentent une activité toxique semblable à celle de la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine (TCDD) et des PCB coplanaires en se liant au récepteur Ah et, par conséquent, on a attribué aux chloronaphtalènes des valeurs de pouvoir d'effet relatif semblables à celles des PCB coplanaires (penta-, hexa- et hepta- chloronaphtalènes) (Villeneuve et al., 2000). Au cours d'une étude alimentaire menée sur 41 semaines (Halowax 1014), Akerblom et al. (2000) ont observé une induction de l'activité de l'éthoxyrésorufin-O-dééthylase (EROD) dans le groupe soumis à une dose faible de 0,1 µg de chloronaphtalènes par gramme de nourriture. Après 8 semaines d'exposition, les poissons présentaient des niveaux de tétrachloronaphtalènes à heptachloronaphtalènes

de 304 ng/g de graisse, comparables aux niveaux relevés dans l'environnement (cf. paragraphe 108). Pour le niveau le plus élevé testé (10 µg par gramme de nourriture), le développement des gonades femelles était retardé.

120. Corsolini et al. (2002) ont observé que la contribution des chloronaphtalènes aux quotients d'équivalent toxique était négligeable chez les organismes polaires, notamment chez les ours polaires, en raison de l'absence de congénères toxiques les plus chlorés (c'est-à-dire CN63, CN69, CN70). En revanche, les chloronaphtalènes contribuent de manière importante à la charge des composés de types dioxines dans les biotes du lac Ontario, soit à hauteur de 12 à 22 % de l'équivalent toxique total des chloronaphtalènes et PCB dans les truites et jusqu'à 69 % dans les organismes benthiques (Helm et al. 2008). Cela pourrait s'expliquer par la présence et l'accumulation de penta-, d'hexa- et d'hepta- chloronaphtalènes (CN52, CN60, CN66, CN67, CN73).

121. Les chloronaphtalènes contribuaient une part supplémentaire de 11 % (moyenne, fourchette de 7-19 %) de l'équivalent toxique total des dioxines et des composés apparentés mesurés dans la graisse de bélugas (AMAP, 2004) et jusqu'à 6-15 % de globicéphales (Bidleman et al. 2010). Chez les mammifères subarctiques et arctiques, les valeurs calculées de concentration en équivalent toxique les plus élevées pour le CN66 s'établissaient entre 4 et 17 pg/g de lipides chez les globicéphales (Rotander et al., 2012). Les valeurs en équivalent toxique sont inférieures à celles que l'on considère avoir des effets toxicologiques chez les oiseaux et les mammifères marins (Kannan et al., 2001 cités dans Rotander et al., 2012). Cependant, la concentration en équivalent toxique calculée dans Rotander et al. se fondait sur le CN66 seul et ne comprenait pas d'autres composés de type dioxines.

122. Dans une étude alimentaire sur des poulets et des dindes, une CL₅₀ de 20 mg d'Halowax 1014 par kilogramme de nourriture a été déterminée pour les dindes, tandis que peu d'effets ont été observés chez les poulets (Pudelkiewicz et al., 1958 dans IPCS, 2001). Des effets nocifs ont également été rapportés pour une valeur de 5 mg/kg de nourriture (poids corporel réduit de 33 %, létalité de 7 %). Une étude histologique grossière des dindes a révélé que leurs foies étaient plus volumineux et foncés. L'octachloronaphtalène à une dose de 125 mg/kg de nourriture n'avait aucun effet sensible sur les dindes.

123. En conclusion, plusieurs mélanges d'Halowax sont très toxiques d'après les études de toxicité aiguë, et des effets sur le développement des invertébrés et des amphibiens ont été observés. Les valeurs de toxicité chronique obtenues par modélisation pour les di- à hepta- chloronaphtalènes suggèrent des effets nocifs. On a prédit que la toxicité chronique des di- à hepta- chloronaphtalènes pour les poissons et les daphnies augmentait de 136 à 0,4 µg/l. Les résultats de l'étude partielle du cycle de vie dans les poissons suggèrent de possibles effets de perturbation endocrinienne. La génotoxicité a été démontrée au cours d'un protocole d'essais non normalisés réalisés sur des poissons.

124. La possibilité que certains congénères de chloronaphtalènes présentent une toxicité de type dioxines constitue une préoccupation majeure pour les organismes aquatiques et terrestres. Il a été montré que certains des congénères les plus puissants s'accumulent et se bioamplifient dans les réseaux trophiques aquatiques (par exemple, les CN66/67). Les niveaux de chloronaphtalènes détectés dans l'environnement sont suffisamment élevés pour affecter les espèces sauvages de poissons, comme le montrent les données empiriques. En outre, Ishaq et al. (2000) ont montré que, chez le marsouin commun, les tétra- à hepta- chloronaphtalènes pouvaient franchir la barrière hémato-encéphalique, un mécanisme censé protéger le cerveau des toxines. Les contributions calculées des chloronaphtalènes à l'équivalent toxique global indiquent que celles-ci sont élevées dans le cas des chaînes trophiques benthiques et importantes dans le cas des cétacés de l'environnement arctique.

Évaluation des effets nocifs sur la santé humaine

125. L'évaluation toxicologique des chloronaphtalènes est difficile en raison de l'abondance de nombreux isomères différents, de toxicité variée, dans les mélanges techniques, les préparations commerciales et également dans les échantillons environnementaux, notamment dans les produits alimentaires. Les chloronaphtalènes n'ont pas encore été inclus dans l'établissement formel des facteurs d'équivalent toxique, mais les études de toxicité des chloronaphtalènes ont montré que, à l'instar d'autres composés halogénés tels que les PCB et les PCDD/PCDF, le niveau de toxicité dépend du nombre et de la position des atomes d'halogène (McConell, 1989 dans Kimbrough et Jensen, 1989). En particulier, les chloronaphtalènes de structure plane similaire à celle de la TCDD, peut manifester une toxicité comparable à celle des PCB les plus toxiques (IPCS, 2001). En outre, à l'instar des PCDD, PCDF et PCB, on pense que les chloronaphtalènes interagissent avec le récepteur Ah, et on a en partie confirmé que l'exposition aux chloronaphtalènes peut entraîner une série de réponses biochimiques et toxiques typiques des composés de type dioxines (IPCS, 2001). Certains chloronaphtalènes possèdent des propriétés d'induction enzymatique (enzymes AHH, EROD, luciférase) comparables à celles des PCDD, PCDF et PCB. Pour les congénères de chloronaphtalènes les plus actifs et les plus persistants, les pouvoirs relatifs étaient similaires à celles de certains PCB. Par conséquent, le Programme international sur la sécurité chimique (IPCS (2001) conclut que les chloronaphtalènes devraient être inclus dans l'établissement des facteurs d'équivalent toxique (IPCS, 2001).

126. le Programme international sur la sécurité chimique (IPCS, 2001) déclare que les possibles effets à long terme des chloronaphtalènes sont très préoccupants et que l'exposition à ces substances devrait, dans la mesure du possible,

être réduite au minimum, en partie parce qu'il a été démontré que des effets sur les fonctions endocriniennes se manifestent à de très faibles doses.

Métabolisme

127. Les chloronaphtalènes peuvent être absorbés via toutes les voies d'administration. La distribution de mélanges commerciaux de congénères de chloronaphtalènes (Halowax 1014 et 1051) après 1, 10, 30 et 120 jours suivant l'exposition par voie orale de rats a été étudié par l'analyse du foie et des tissus adipeux. Après 10 jours, le composé dominant dans le foie était l'hexachloronaphtalène-67, qui était le seul composé détectable après 120 jours (Asplund et al, 1986). De même, dans les études utilisant le FireMaster BP-6, dont on sait qu'il est contaminé par de l'hexachloronaphtalène-67, ce chloronaphtalène s'est révélé être le principal congénère persistant (Birnbaum et al. 1983, Birnbaum et Mac Kinney, 1985 dans Kimbrough et Jensen, 1989). Les études sur le métabolisme réalisées avec différents congénères de chloronaphtalènes ont montré que les composés les plus chlorés (penta- à octa-chloronaphtalènes) n'étaient pas métabolisés, tandis que les moins chlorés formaient des chloronaphtalènes hydroxylés (Kimbrough et Jensen, 1989).

128. Les hexachloronaphtalènes sont également persistants chez l'homme; des demi-vies de 1,5-2,4 ans, des valeurs très similaires à celles de certains PCDF, ont été calculées en s'appuyant sur les résultats de suivi de trois individus exposés à de l'huile de riz contaminée aux chloronaphtalènes à Taïwan (Ryan et Masuda, 1994 et Ryan et al., 1993 dans IPCS, 2001).

129. À l'instar de la TCDD et des composés apparentés, un transfert de l'hexachloronaphtalène-66 par le biais du placenta et du lait maternel a été démontré (Omura et al., 2000).

Toxicité chez les animaux de laboratoire

Toxicité aiguë et subaiguë

130. De même que pour les autres composés chlorés connus, l'exposition chronique à de faibles concentrations de chloronaphtalènes conduit à une dose létale cumulée sensiblement inférieure aux doses létales individuelles en exposition aiguë. D'après McConell (1989) (cité dans Kimbrough et Jensen, 1989), le temps moyen jusqu'au décès pour ce type de substances est de 2-3 semaines après une exposition unique pour la plupart des petits animaux de laboratoire et est supérieur à cette valeur pour les animaux domestiques plus grands, chiens et primates non humains.

131. Les valeurs de la DL₅₀ des chloronaphtalènes dépendent très fortement des isomères : elles sont, par exemple, supérieures à 3 mg/kg p.c. pour le tétrachloronaphtalène-48 (IPCS, 2001). Chez des cobayes, la toxicité relative de congénères tétrachlorés de dioxines, furannes, biphényles, naphtalènes et bromonaphtalènes a été évaluée en comparant leur DL₅₀. Le pouvoir toxique du tétrachloronaphtalène-48 a été estimé à 1 contre 1 883 pour la 2,3,7,8-TCDD, 505 pour le 2,3,7,8-TCDF, 21 pour le 2,3,6,7-TBN et 8 pour le 3,3',4,4',5,5'-HCB. La toxicité de toutes ces classes de composés dépend fortement de l'espèce, étant donné que les volailles, les cobayes, les visons et les primates non humains sont très sensibles. Les études menées sur des rongeurs de laboratoire laissent croire à des différences entre les sexes, à savoir une sensibilité plus élevée chez les femelles et particulièrement élevée chez les jeunes animaux (McConell, 1989 dans Kimbrough et Jensen, 1989).

132. À ce jour, les chloronaphtalènes ne font pas partie d'un système de facteur d'équivalent toxique internationalement convenu. On a eu recours à des essais biologiques *in vitro* pour mesurer l'activité relative des chloronaphtalènes par rapport à la TCDD, en termes d'induction de l'activité EROD dans des lignées de cellules de poisson et de rat et d'activation dans cette même lignée de cellules de rat d'un gène rapporteur de luciférase régulé par les éléments de réponse à la dioxine. L'intention était de déterminer la contribution relative de ces substances à l'activité totale de type dioxine dans des échantillons environnementaux. L'activité relative des hexachloronaphtalènes était d'environ 10⁻³ et celle des pentachloronaphtalènes de 10⁻³ à 10⁻⁷ (plus faible que celle de la TCDD), soit une valeur comparable à celle de certains PCB. Les congénères moins chlorés (di-, tri- et tétrachloronaphtalènes) étaient moins actifs (Villeneuve et al., 2000). Blankenship et al. ont également la méthode du gène rapporteur pour montrer que les congénères les plus actifs sont l'hexachloronaphtalène-66, l'hexachloronaphtalène-67 et l'heptachloronaphtalène-73, dont l'activité relative par rapport au TCDD était de 4.10⁻³ et 10⁻³ respectivement. Les mélanges d'Halowax ont révélé une activité relative comprise entre 8,9.10⁻³ (Halowax 1051), 3,8.10⁻⁵ (Halowax 1014) et 1,8.10⁻³ (Halowax 1013) par rapport à la TCDD (Blankenship et al, 2000).

133. Olivero-Verbel et al. (2004) ont eu recours à des relations quantitatives structure-activité pour évaluer le pouvoir des chloronaphtalènes sur la réactivité par la médiation de l'AhR. Une activité a été prédite pour 14 des 75 chloronaphtalènes, et les essais *in vitro* se sont révélés positifs pour tous. Parmi eux se trouvaient principalement les composés à degré de chloration plus élevé, à savoir le tétrachloronaphtalène-39, le pentachloronaphtalène-50, le pentachloronaphtalène-51, le pentachloronaphtalène-52, le pentachloronaphtalène-54, le pentachloronaphtalène-60, l'hexachloronaphtalène-63, l'hexachloronaphtalène-64, l'hexachloronaphtalène-66, l'hexachloronaphtalène-67, l'hexachloronaphtalène-68, l'hexachloronaphtalène-69, l'hexachloronaphtalène-70 et l'heptachloronaphtalène-73.

134. L'exposition aiguë de rats à des chloronaphtalènes a entraîné une augmentation du niveau total de cytochromes P450 ainsi qu'une augmentation de l'activité des cytochromes CYP 1A (multipliée par un facteur 12-15) dans le foie après 24, 72 et (plus prononcée) 240 heures (Galoch et al, 2006).

135. L'exposition à court terme à des doses de chloronaphtalènes (penta- et hexa- chloronaphtalènes) égales à 125 mg/rat administrées un jour sur deux pendant 26 jours ont révélé des changements hépatiques et une nécrose du foie. Des lapins ayant reçu des doses d'un mélange d'hexa- et d'hepta- chloronaphtalènes par voie sous-cutanée (30 mg/jour) sont décédés au bout de 12-26 jours et présentaient des changements hépatiques et une nécrose du foie, alors qu'aucun des lapins ayant reçu un mélange de tri- et tétra- chloronaphtalène n'est décédé (IPCS, 2001).

136. La toxicité subaiguë d'un mélange de chloronaphtalènes et son effet sur les niveaux de cytochromes P450 chez les rats a été étudiée par Kilanowicz et al. (2010). Les rats Wistar mâles ont reçu à 7, 14 et 21 reprises des doses de 10 et 100 mg/kg p.c. de mélanges de chloronaphtalènes (contenant 54 % de tétra-, 8 % de penta-, 23 % d'hexa- et 14 % d'hepta- chloronaphtalènes, comme pour l'Halowax 1014). Outre une augmentation de la peroxydation des lipides, un accroissement des niveaux de malondialdéhyde (MDA), une diminution des niveaux de glutathion (GSH) et une induction des cytochromes P450, CYP 1A (10-21 fois), une perte de poids corporel importante a été rapportée (Kilanowicz et al., 2009). Dans une étude ultérieure, la toxicité de l'hexachloronaphtalène et son potentiel d'induction sur les cytochromes CYP 1A chez le rat, après une exposition unique ou répétée, a été démontrée. Même la dose la plus faible de 1 mg/kg p.c. a entraîné une induction importante des cytochromes CYP 1A; une perte considérable de poids corporel a été observée après exposition à une dose unique de 250 mg/kg p.c. et après administration répétée de doses égales à 10 mg/kg p.c. Du fait de l'augmentation de la peroxydation des lipides, variable selon la dose, on a supposé qu'il se produisait un stress oxydant. L'administration de tétrachloronaphtalène de manière répétée, à la même dose que dans les expériences mentionnées précédemment qui employaient un mélange, n'a révélé ni toxicité manifeste ni altérations des paramètres biologiques (Kilanowicz et Skrzypinska-Gawrysiak, 2010).

137. Les expériences à moyen terme menées avec les mélanges techniques de chloronaphtalènes chez des rats et des cobayes ont montré une perte de poids, des dommages hépatiques et des décès après exposition par voie orale, par l'alimentation ou par inhalation (Hayward, 1998).

138. On a observé que les animaux domestiques sont plus sensibles aux chloronaphtalènes que les rongeurs de laboratoire. Des moutons ayant reçu une dose de 1,1 mg/kg p.c./jour d'un mélange de chloronaphtalènes sur une période de 90-135 jours souffraient de dommages hépatiques sévères entraînant des décès (IPCS, 2001).

Irritation cutanée, lésions dermiques et acné

139. Les chloronaphtalènes ont provoqué des irritations cutanées et une activité hyperkératosique a été observée avec les penta- et hexa- chloronaphtalènes. Une hyperkératose bovine a été décrite 5-10 jours après l'exposition par voie orale à des doses de 0,69-2,4 mg/kg p.c./jour de penta-, hexa-, hepta- ou octa- chloronaphtalènes. Parmi les symptômes de cette maladie sévère, on a relevé des décès, des pertes de poids sévères et des dommages hépatiques. Aux États-Unis, dans les années 1940 et 1950, l'ingestion accidentelle de chloronaphtalènes par des vaches a provoqué une hyperkératose bovine. Des symptômes similaires ont également été observés chez des animaux de laboratoires au cours d'une exposition à moyen terme par voie orale ou par inhalation (IPCS, 2001).

Stress oxydant et peroxydation lipidique

140. Il a été démontré que les chloronaphtalènes induisent un stress oxydant, une peroxydation lipidique et une diminution de l'activité des enzymes détoxifiantes. Dans le foie de rats ayant reçu des doses d'Halowax 1014, une augmentation des diènes conjugués (laissant supposer une peroxydation lipidique) et une diminution de l'activité des superoxyde dismutase et superoxyde catalase dans le foie et dans les testicules a été relevée. Trois mois après l'administration, une diminution de la glutathione peroxydase et la glutathione transférase dans les testicules a été observée, et le seul changement affectant la peroxydation lipidique était une diminution des espèces réagissant avec l'acide thiobarbiturique. En outre, dans le foie, une augmentation de l'acide thiobarbiturique a été observée après administration de mélange de chloronaphtalènes contenant des tétra- à heptachloronaphtalènes à des rats (IPCS, 2001).

Génotoxicité et cancérogénicité

141. On ne dispose que de données limitées concernant la génotoxicité des chloronaphtalènes. Les 1,2,3,4-tétrachloronaphtalènes ne se sont pas révélés mutagènes dans le test d'Ames test avec *Salmonella typhimurium* TA 98 et TA 100, avec ou sans activation métabolique. Aucune étude de génotoxicité des congénères les plus toxiques n'a été identifiée. Une étude de Talykina et al. (2003) sur des globules rouges de medaka qui ne se conformait pas aux directives concernant les essais, a démontré la génotoxicité de plusieurs mélanges d'Halowax (Talykina et al. 2003, voir section ci-dessus).

142. Aucune étude sur le long terme ni sur la cancérogénicité des chloronaphtalènes n'a été menée sur des animaux de laboratoire.

143. Par conséquent, on ne peut tirer aucune conclusion générale concernant la génotoxicité ou la cancérogénicité des chloronaphtalènes.

Effets sur la fertilité, la reproduction et le développement

144. Des effets sur la fertilité des mâles ont été rapportés pour l'hexachloronaphtalènes-66 après l'administration d'une dose de 1 µg/kg p.c./jour pendant la gestation chez le rat (IPCS, 2001). La toxicité des chloronaphtalènes pour le développement a été étudiée par Kilanowitz et ses collègues. Des groupes de 15-19 femelles de rats Wistar fécondées ont reçu des doses égales à 0,3, 1,0, 3,0 et 9,0 mg/kg p.c. d'un mélange de chloronaphtalènes, contenant 54 % de tétrachloronaphtalènes, 8 % de pentachloronaphtalènes, 23 % d'hexachloronaphtalènes et 14 % d'heptachloronaphtalènes, semblable à l'Halowax 1014. L'administration de doses de chloronaphtalènes allant de 0,3 à 9 mg/kg p.c. au cours de la période d'organogenèse a provoqué une augmentation importante de la mortalité intra-utérine, caractérisée par un grand nombre de pertes post-implantatoires, comme cela avait également été observé lors d'études antérieures. Un effet fœtotoxique (à savoir poids corporel et taille des fœtus réduits, troubles du développement intra-utérin, retard dans le processus d'ossification et le développement des organes internes) variable en fonction des doses, a été observé. Des effets fœtotoxiques ont également été observés pour la dose la plus faible, en l'absence de toxicité maternelle, ce qui prouve clairement la tératogénicité (Kilanowitz et al., 2011). Des effets sur la reproduction ont également été observés chez les animaux domestiques : métaplasie squameuse des vésicules séminales et des épидидymides, dégénérescence testiculaire et diminution de la production de sperme, métaplasie squameuse de la paroi, congestion utérine et hémorragies, avortements et diminution de la production de lait après administration de doses de l'ordre du mg/kg sur des périodes de plusieurs jours ou semaines (IPCS, 2001).

145. Aucun effet embryotoxique n'a été observé après l'administration d'une dose égale à 1 µg/kg p.c./jour d'hexachloronaphtalène-66 aux 14^{ème}, 15^{ème} et 16^{ème} jours de gestation, mais une accélération du début de la spermatogenèse chez les descendants mâles a été rapportée. Des pics d'hormone lutéinisante (LH) et d'hormone folliculostimulante (FSH) ont été observés précédemment dans le groupe expérimental comme dans le groupe de référence. Par conséquent, on a considéré que le début de la sécrétion des hormones LH et FSH par la glande pituitaire est accéléré et, en outre, que cette perturbation endocrinienne a été à l'origine de l'accélération de la spermatogenèse. Une augmentation du poids des testicules (31^{ème} et 48^{ème} jours après la naissance), un accroissement des tubules post-méiotiques (31^{ème} jour après la naissance) ainsi qu'une augmentation du poids des vésicules séminales ont été observées. Au 89^{ème} jour après la naissance, la numération des spermatozoïdes n'était pas sensiblement différente de la valeur de référence (Omura et al., 2000).

Neurotoxicité

Une étude sur l'exposition à l'hexachloronaphtalène chez des rats Wistar mâles a démontré une altération de la mémoire à long terme, une diminution de la sensibilité à la douleur et une analgésie due au stress à des niveaux d'hexachloronaphtalène suffisamment bas pour ne provoquer aucun signe de toxicité manifeste (Kilanowicz et al., 2012).

Toxicité chez l'homme

146. Les premières études faisant état de travailleurs développant une chloracné après exposition à des chloronaphtalènes ont été publiées au début des années 1940. Les symptômes systémiques incluent problèmes digestifs, anorexie, nausées et vertiges (Touraine et al., 1934 cités dans Hayward, 1998). Crow (1970) ont fait état de vastes poussées de chloracné en Allemagne au cours de la première guerre mondiale et après les années 1930 en raison de l'utilisation de chloronaphtalènes dans la fabrication de câbles, la préservation du bois et les additifs dans certains types d'huile. Des poussées de chloracné ont ensuite été fréquemment rapportées aux États-Unis, en Grande-Bretagne et en Allemagne (Crow, 1970 cité dans Hayward, 1998). D'après Hayward (1998), trois hommes seraient décédés en 1936 en l'espace de quelques semaines des suites de maladies, avec des cas aigus de jaunisse hépatique, après avoir été exposés à des mélanges de tétra- et penta- chloronaphtalènes ou de tétra- et penta-chloronaphtalènes mélangés à des chlorobiphényles. Une série d'empoisonnements fatals est survenue dans la première moitié du XX^{ème} siècle. Plusieurs cas de décès après exposition à des chloronaphtalènes ont été rapportés, dont certains sont survenus suite à une hépatite fulminante (Hayward, 1998).

147. Une étude de cohorte de la mortalité a été conduite sur la population employée à la fabrication de câbles pendant la seconde guerre mondiale. Une mortalité excessive suite à des cirrhoses du foie a été observée et associée à l'effet chronique de l'exposition aux chloronaphtalènes (Ward et al., 1996). Popp et al. (1997) ont observé des dysfonctionnements du foie chez 6 des 16 travailleurs exposés aux chloronaphtalènes, des valeurs élevées de GGT et également, dans certains cas, des stéatoses hépatiques.

148. 31 hommes âgés de 25 à 35 ans ont été exposés intentionnellement à l'Halowax 1014 (qui contient principalement des penta- et hexa- chloronaphtalènes) dans de l'huile minérale en différents endroits de la peau pendant deux mois. Une chloracné est apparue après 4-6 semaines et a continué à s'étendre et à se développer après la période d'administration. Des effets allant d'une métaplasie de l'enveloppe épithéliale du follicule à une destruction de la membrane produisant la kératine et de la glande sébacée ont été décrits, ainsi qu'une réponse inflammatoire. Une hyperpigmentation et des cicatrices étaient encore visibles un an après l'administration. Les Halowax 1000, 1001,

1052 et 1051 qui contiennent principalement des di-, tri-, tétra-, hepta- et octa- chloronaphtalènes, ont été décrits comme non acnéigènes (Shelley et Kligman, 1957 cités en référence dans Hayward, 1994).

149. 95 % des travailleurs (56 sur 59) exposés aux tétra- et penta- chloronaphtalènes par voie cutanée et par inhalation de fumées lors de l'application de cires isolantes à des bobines de câbles dans une centrale électrique ont développé des dermatoses diagnostiquées comme chloracnés et des effets systémiques, tels que maux de tête, fatigue, vertiges et anorexie (Kleinfeld et al., 1972).

150. Les résultats d'une étude de cohorte menée sur 9 028 travailleurs, dont environ un tiers de femmes, suggèrent un lien entre l'exposition aux chloronaphtalènes et un nombre excessif de cas de néoplasmes malins. Il existerait un lien avec des tumeurs du tissu conjonctif chez des travailleurs exposés aux chloronaphtalènes pendant plus d'un an avec un temps de latence de 25 ans. Un nombre excessif (concordant) de cas de néoplasmes malins de l'estomac, du rectum et de la trachée, des bronches et des poumons ont été également rapportés. Un nombre très excessif de cas de deux causes de mortalité rares ont été rapportés chez 460 individus présentant une chloracné au sein de la cohorte : néoplasmes de l'œsophage et néoplasmes bénins et non spécifiés, sans augmentation du taux de mortalité global. Les limites de l'étude incluent la courte durée d'exposition aux chloronaphtalènes (5 ans au maximum; 2 ans au maximum pour 80 % de la population) et d'une co-exposition à l'amiante (Ward et al., 1988).

3. Synthèse des informations

151. Les chloronaphtalènes ont été produits pour une grande variété d'applications à partir du début du XX^{ème} siècle; leur production a connu un pic entre la fin des années 1950 et le milieu des années 1960, puis un déclin important ininterrompu. La production mondiale totale est estimée à 150 000–400 000 tonnes sur la période 1920–1965. Les chloronaphtalènes ont été émis de manière non intentionnelle comme polluants dans les PCB et sont encore générés au cours de processus industriels à haute température. Il est plausible que des émissions proviennent d'utilisations passées de chloronaphtalènes ou d'impuretés contenues dans les PCB techniques présents dans les décharges ou les appareils anciens, mais il est de les évaluer. Au niveau des sites urbains, des émissions continues des chloronaphtalènes techniques utilisés dans le passé ont été rapportées. Des cas d'usage illégal de préparations de chloronaphtalènes de type Halowax ont été rapportés en 2002 et, pour de nombreux pays, les informations sur la production et l'utilisation des chloronaphtalènes sont rares. Parmi les émissions connues, on considère que la combustion (principalement l'incinération des déchets) est, à ce jour, la source la plus importante, avec 10–100 kg par an dans le monde. Pour l'Europe, on estime que l'incinération des déchets contribuait à environ 74 % des émissions totales de chloronaphtalènes en 2000.

152. Des concentrations de chloronaphtalènes allant jusqu'à 61 pg/m³ ont été observées en Asie de l'Est. L'étude réalisée par le « Réseau d'échantillonnage atmosphérique passif » (EAP) a révélé une valeur caractéristique égale à 1,6 pg/m³ pour l'ensemble des continents et des distances aux sources. Des concentrations de 1–8 pg/m³ ont été observées dans l'Arctique, où les chloronaphtalènes peuvent contribuer considérablement à l'équivalent toxique des polluants de type dioxines. Les niveaux de chloronaphtalènes relevés dans les sédiments se situaient dans la fourchette 0,01–10 µg/kg p.s. (ordre de grandeur) mais peuvent atteindre plusieurs milligrammes par kilogramme de poids sec dans les régions polluées. Les niveaux de chloronaphtalènes détectés dans les biotes (sub)arctiques allaient typiquement de 0,1 à 1 µg/kg de lipides, mais des concentrations supérieures à 10 µg/kg ont été mesurées à plusieurs reprises.

153. Aux preuves d'une propagation à longue distance apportées par les données de surveillance s'ajoutent les résultats obtenus par modélisation, qui permettent de prédire la propagation à longue distance de plusieurs homologues. Les di- à penta- chloronaphtalènes sont considérés comme des substances se propageant par une succession d'évaporations/dépôts (« *multiple hoppers* ») et transportées par un processus planétaire de distillation. Un potentiel de contamination des régions arctiques élevé a également été identifié pour les di- à penta- chloronaphtalènes. La distance de propagation obtenue par modélisation pour le tétrachloronaphtalène-47 s'élevait à 2 271 km (demi-vie dans l'atmosphère égale à 10 jours).

154. Les chloronaphtalènes ne devraient pas subir d'hydrolyse du fait de l'absence de groupes fonctionnels hydrolysables. Une photolyse pourrait se produire dans les conditions environnementales. On considère que son rôle est mineur, en se basant sur les échantillons environnementaux historiques prélevés dans les sols. Les chloronaphtalènes peuvent également être oxydés dans l'atmosphère par les radicaux hydroxyles. Cependant, plus la substitution par les atomes de chlore est importante, plus le taux diminue, et les demi-vies calculées (dont une valeur expérimentale) se situent entre 2,7 et 417 jours pour les di- à octa- chloronaphtalènes.

155. La biodégradation des dichloronaphtalènes et d'un tétrachloronaphtalène a été démontrée dans des conditions de laboratoire favorables; les essais ont été réalisés avec des champignons spécialisés capables de dégrader des substances xénobiotiques. On ne disposait d'aucune étude de terrain sur la dégradation (simulation). Cependant, l'analyse d'échantillons historiques de sols et la comparaison des profils d'homologues dans le sol et dans des carottes de sédiments ont permis de déterminer des valeurs de demi-vies dans les deux compartiments supérieures à 1 an pour les tri- à hepta- chloronaphtalènes.

156. Les chloronaphtalènes sont transférés vers les niveaux trophiques supérieurs et peuvent donc se bioamplifier dans les réseaux trophiques. Ce transfert a été observé lors de mesures sur le terrain pour les congénères de chloronaphtalènes les plus chlorés (tétra- à hepta- chloronaphtalènes) et attribué à une bioamplification et un métabolisme sélectifs conduisant à des différences d'une espèce à l'autre dans l'accumulation des divers congénères. Des facteurs de bioamplification, d'amplification par la chaîne alimentaire et d'amplification trophique supérieurs à 1 pour les tétra- à hepta- chloronaphtalènes ont été relevés dans les chaînes/réseaux trophiques benthiques et pélagiques. Les combinaisons proie/prédateur incluant des oiseaux révèlent des valeurs élevées de facteur de bioamplification (jusqu'à 90) pour les tétra- à hexa- chloronaphtalènes. Les similitudes structurelles entre chloronaphtalènes et PCB, et donc les similitudes attendues concernant la bioaccumulation et la bioamplification de ces substances, ont été confirmées par plusieurs études des chaînes et réseaux trophiques qui montraient un potentiel de bioaccumulation semblable ou légèrement inférieur. On ne dispose, à ce jour, d'aucune donnée sur les chaînes trophiques terrestres.

157. On peut conclure que la bioaccumulation est confirmée pour les tétra- à hepta- chloronaphtalènes. D'autres congénères remplissent également les critères de bioaccumulation, d'après les valeurs de facteur de bioconcentration (BCF) supérieures à 5 000 pour les di- et tri- chloronaphtalènes et une valeur de $\log K_{oc}$ supérieure à 5 pour l'octachloronaphtalène. Les données de surveillance des biotes sur les di-, tri- et octa- chloronaphtalènes sont limitées et aucune étude de terrain n'a relevé de valeurs de facteur de bioamplification supérieures à 1 pour ces congénères.

158. Plusieurs mélanges d'Halowax se révèlent très toxiques dans les études de toxicité aiguë, et des effets sur le développement ont été observés chez les invertébrés et les amphibiens. Les valeurs de toxicité chroniques obtenues par modélisation pour les di- à hepta- chloronaphtalènes semblent indiquer des effets toxiques. D'après les prédictions, la toxicité chronique devrait augmenter jusqu'à une valeur qui reste inférieure à 0,1 mg/l pour les tri- à hepta- chloronaphtalènes pour les poissons et les daphnies. L'une des préoccupations majeures concernant les organismes aquatiques comme terrestres est la possibilité que certains congénères de chloronaphtalènes présentent une toxicité de type dioxines.

159. Le mécanisme de toxicité des chloronaphtalènes, semblable à celui des dioxines, dépend du degré de chloration. Des estimations recourant à une relation quantitative structure-activité ainsi que les expériences *in vitro* et *in vivo* ont montré que la toxicité augmente avec le nombre d'atomes de chlore et qu'elle est liée à la structure; la toxicité la plus élevée a été démontrée pour les hexachloronaphtalènes et, dans une certaine mesure, pour les penta- et heptachloronaphtalènes.

160. Il a été démontré que certains de ces congénères puissants s'accumulent et se bioamplifient dans les réseaux trophiques aquatiques (par exemple, les CN66/67), et les penta-, hexa- et hepta- chloronaphtalènes figurent parmi les homologues les plus fréquemment détectés dans les biotes. Les niveaux de chloronaphtalènes observés dans l'environnement sont suffisamment élevés pour induire des réponses cellulaires chez les poissons semblables à celles obtenues avec les dioxines, comme le montrent les données empiriques. En outre, chez les marsouins communs, les tétra- à hepta- chloronaphtalènes pouvaient franchir la barrière hémato-encéphalique, un mécanisme censé protéger le cerveau des toxines. Les contributions calculées des chloronaphtalènes à l'équivalent toxique global indiquent que celles-ci sont élevées dans le cas des chaînes trophiques benthiques et importantes dans le cas des cétacés de l'environnement arctique.

161. Il a été prouvé que les chloronaphtalènes interagissent avec le récepteur Ah et peuvent donc induire des effets toxiques typiques des composés de type dioxines. Un certain nombre d'essais à court et moyen termes démontrent une toxicité aiguë élevée, à savoir qu'une perte de poids, des dommages hépatiques et des décès retardés ont été rapportés pour des concentrations relativement faibles (>3 mg/kg) mais considérablement supérieures à celles de la TCDD. Des lésions cutanées, des irritations et des symptômes d'hyperkératose ont également été observés chez des animaux de laboratoire et domestiques. Des effets tératogènes et perturbateurs du système endocrinien ont été signalés chez des rats. Des anomalies reproductives ont également été observées chez les animaux domestiques après une exposition journalière aux chloronaphtalènes de l'ordre du mg/kg p.c. Une neurotoxicité a été observée chez les rats. Cependant, les données expérimentales spécifiques à chaque congénère pour les animaux de laboratoire sont rares.

162. Exception faite de résultats d'essais négatifs obtenus avec les mono- et tétra- chloronaphtalènes, on ne dispose d'aucune donnée sur la génotoxicité des chloronaphtalènes. La génotoxicité de plusieurs mélanges d'Halowax a été démontrée au cours d'une étude non conforme aux directives menée sur des poissons. Aucune étude sur la cancérogénicité à long terme n'a été réalisée sur des animaux de laboratoire. En outre, aucune étude sur les possibles effets immunotoxiques n'a été identifiée. Des études sur le lieu de travail ont démontré les effets négatifs sur la santé humaine; certains de ces effets ont également été expérimentés au cours d'études sur les animaux (effets cutanés, maladies hépatiques, décès). Il semble en outre y avoir un lien avec certains cancers particuliers.

163. On est parvenu à la conclusion que les chloronaphtalènes sont des agents fœtotoxiques et tératogènes puissants aux effets semblables à ceux d'autres composés de type dioxines. Des poissons exposés aux chloronaphtalènes présentaient un retard dans le développement des gonades. L'hexachloronaphtalène-66 s'est révélé accélérer le début de la spermatogenèse chez les descendants mâles de rats lorsqu'il est administré aux jeunes animaux à des doses de 1 µg/kg p.c./jour après 14-16 jours de gestation, ce qui suggère un potentiel de perturbation endocrinienne à des concentrations d'exposition très faibles.

164. Le grand public est exposé principalement par les produits alimentaires (poissons, par exemple). Une exposition via l'eau potable et l'air a également été rapportée. Les chloronaphtalènes ont été détectés dans le sang humain, le lait et les tissus adipeux. Les chloronaphtalènes contribuent à l'équivalent toxique chez des mammifères arctiques qui entrent dans l'alimentation des populations autochtones de la région, tels que le béluga. Il a été démontré que la graisse et la viande de phoque et de baleine contribuent jusqu'à plus de 90 % aux sources alimentaires de pesticides organochlorés et de PCB, dépassant, dans certains cas, les doses journalières tolérables. Il existe de plus en plus de preuves des effets nocifs sur la santé des peuples autochtones de la région arctique. Le fœtus en développement est particulièrement susceptible d'être exposé à des substances chimiques présentes dans l'environnement, notamment de subir les effets de l'exposition à un mélange de substances persistantes, bioaccumulables et toxiques (AMAP, 2003).

4. Déclaration finale

165. Alors que la production commerciale de chloronaphtalènes dans la région de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe a considérablement chuté depuis la première moitié du XX^{ème} siècle, où ils étaient produits dans des quantités importantes, la principale source actuelle de chloronaphtalènes à ce jour est probablement l'incinération des déchets. Il est plausible que des émissions proviennent d'utilisations passées de chloronaphtalènes ou d'impuretés contenues dans les PCB techniques présents dans les décharges ou les appareils anciens, mais il est de les évaluer. En outre, la production et les rejets non intentionnels antérieurs et actuels en dehors de la région de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe sont largement inconnus.

166. Les chloronaphtalènes sont transportés dans l'atmosphère jusqu'aux régions arctiques et subarctiques éloignées des sources locales. Plusieurs homologues de chloronaphtalènes sont persistants dans l'environnement et les études des réseaux et chaînes trophiques confirment que les chloronaphtalènes s'accumulent sélectivement dans les invertébrés, les poissons et les oiseaux et mammifères marins.

167. Les chloronaphtalènes présentent des mécanismes de toxicité semblables à ceux des dioxines et contribuent donc à la toxicité globale des dioxines et des composés apparentés, tels que les PCB coplanaires. Certains des congénères puissants de penta-, d'hexa- et d'hepta- chloronaphtalènes font partie des homologues le plus fréquemment détectés, et la bioaccumulation dans les biotes est confirmée; de ce fait les prédateurs sont exposés aux niveaux de toxicité élevés de ces composés toxiques. En particulier, les effets de perturbation endocrinienne à des concentrations d'exposition faibles et les possibles effets à long terme sur la faune sauvage et les générations futures sont préoccupants. En dépit du manque de données expérimentales relatives à des paramètres préoccupants, tels que la cancérogénicité et l'immunotoxicité, ces effets ne peuvent être exclus en raison des ressemblances toxicologiques structurelles avec les polychlorobiphényles. Les éventuels effets à long terme des chloronaphtalènes sont très préoccupants et l'exposition à ces substances devrait être réduite au minimum, dans la mesure du possible.

168. Le grand public et, en particulier, les peuples autochtones des régions arctiques, est exposé aux chloronaphtalènes ainsi qu'à la large gamme des autres polluants, notamment les composés de type dioxines déjà très réglementés, tels que les PCB, ce qui ajoute à la charge corporelle globale. Plusieurs de ces polluants (y compris les PCB) dépassent déjà les niveaux recommandés chez ces populations et de nouvelles données indiquent que les polluants organiques persistants et les métaux lourds tels que le mercure et le plomb peuvent altérer la santé des personnes, en particulier celle des enfants, à des niveaux d'exposition plus faibles que ce que l'on pensait (AMAP, 2009).

169. Par conséquent, on peut conclure que les chloronaphtalènes (en particulier les di- à octachloronaphtalènes) sont susceptibles, du fait de leur propagation à longue distance dans l'environnement, d'avoir des effets nocifs importants sur la santé humaine et/ou l'environnement justifiant l'adoption de mesures au niveau mondial.

Références

- ACGIH (1992) Documentation of the threshold limit values and biological exposure indices. Cincinnati, OH, American Conference of Governmental Industrial Hygienists.
- ACToR (2012) US EPA <http://actor.epa.gov/actor/GenericChemical?casrn=87-68-3>
- Åkerblom N, Olsson K, Berg AH, Andersson PL, Tysklind M, Förlin L, Norrgren L. 2000. Impact of polychlorinated naphthalenes (PCNs) in juvenile Baltic salmon, *Salmo salar*: Evaluation of estrogenic effects, development, and CYP1A induction. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 38:225–233
- AMAP (2004): Arctic Monitoring and Assessment Programme 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Oslo, Norway, 2004.
- AMAP (2003): Arctic Monitoring and Assessment Programme 2002: Human Health in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway, 2003.
- AMAP Assessment 2009: Human Health in the Arctic. AMAP, Oslo, Norway.
- Ba T, Zheng M, Zhang B, Liu W, Su G, Liu G, Xiao K (2010) Estimation and congener-specific characterization of polychlorinated naphthalene emissions from secondary nonferrous metallurgical facilities in China. *Environ. Sci. Technol.* 44:2441–2446
- Belfroid A., Blok H, van der Aa E, Balk F. (2006) Response to the comments on the dossier of the polychlorinated naphthalenes (PCNs). Ministry of VROM, Reference 9R7510.01/R0001/ABE/DDE/Nijm. <http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/lrtap/TaskForce/popsxg/2006/Comments%20to%20the%20commentsPCN.pdf>
- Bidleman T F, Helm P A, Braune B M, Gabrielsen G W (2010) Polychlorinated naphthalenes in polar environments – A review. *Science of the Total Environment* 408:2919–2935
- Blankenship A, Kannan K, Villalobos SA, Villeneuve DL, Falandysz J, Imagawa T, (2000) Relative potencies of individual polychlorinated naphthalenes and Halowax mixtures to induce Ah receptor-mediated responses. *Environmental Science and Technology* 34: 3153–3158
- Bolscher M, Denier van der Gon H, Visschedijk A (2005) Emission Inventory of Eight Substances Possibly Proposed to be Added to the UNECE POP Protocol http://espreme.ier.uni-stuttgart.de/homepage_old/workshop/papers/Bolscher%20et%20al%20-%20Emission%20inventories.pdf
- Bogdal C, Schmid P, Kohler M, Müller CE, Iozza S, Bucheli TD, Scheringer M, Hungerbühler K. (2008) Sediment record and atmospheric deposition of brominated flame retardants and organochlorine compounds in Lake Thun, Switzerland: lessons from the past and evaluation of the present. *Environ Sci Technol.* 42(18):6817-22.
- Corsolini S, Kannan K, Imagawa T, Focardi S, Giesy JP. 2002. Polychloronaphthalenes and other dioxin-like compounds in Arctic and Antarctic marine food webs. *Environ. Sci. Technol.* 36: 3490–3496.
- Crookes M. Howe P. (1993) Environmental hazard assessment: Halogenated naphthalenes. Building Research Establishment, Toxic Substances Division, Directorate for Air, Climate and Toxic Substances, Department of the Environment Report No TSD/13.
- Denier Van Der Gon H A C, Van Het Bolscher M, Visschedijk A, Zandveld P (2007) Emissions of persistent organic pollutants and eight candidate POPs from UNECE-Europe in 2000,2010 and 2020 and the emission reduction resulting from the implementation of the UNECE POP protocol. *Atmospheric Environment*, 41 (40): 9245–9261
- Domingo JL. (2004) Polychlorinated naphthalenes in animal aquatic species and human exposure through the diet: a review. *Journal of Chromatography A* Volume 1054, 1–2,327–334
- Domingo JL, Bocio A, Falcó G, Llobet JM. (2007) Benefits and risks of fish consumption Part I. A quantitative analysis of the intake of omega-3 fatty acids and chemical contaminants. *Toxicology*. 2007 Feb 12; 230(2-3):219-26.
- ECETOC (2005) Technical Report No. 97. Alternative testing approaches in environmental safety assessment. ISSN-0773-8072-97
- ECHA (2008) Guidance on information requirements and chemical safety assessment, Chapter R.7c: Endpoint specific guidance, European Chemicals Agency. http://echa.europa.eu/documents/10162/17224/information_requirements_r7c_en.pdf
- EHD (1982) Chloronaphthalene: an environmental-health perspective. Ottawa, Ontario, Department of National Health and Welfare, Environmental Health Directorate

- Environnement Canada (2011). Évaluation écologique préalable. Naphtalènes chlorés. (Information soumise dans le cadre de l'Annexe E). Disponible en français à l'adresse http://www.ec.gc.ca/ese-ees/835522FE-AE6C-405A-A729-7BC4B7C794BF/CNs_SAR_fr.pdf
- European Commission (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment, Part II, European Communities. http://ihcp.jrc.ec.europa.eu/our_activities/health-env/risk_assessment_of_Biocides/doc/tgd/tgdpart2_2ed.pdf
- Evenset A, Guttorm N, Christensen N G, Kallenborn R (2005) Selected chlorobornanes, polychlorinated naphthalenes and brominated flame retardants in Bjørnøya (Bear Island) freshwater biota, *Environmental Pollution* 136(3): 419-430
- Falandysz J (1998) Polychlorinated naphthalenes: an environmental update. *Environ Pollut* 101:77-90
- Falandysz J, Chudzynski K, Takekuma M, Yamamoto T, Noma Y, Hanari N, Yamashita N (2008) Multivariate analysis of identity of imported technical CN formulation. *J. Environm. Sci. Health Part A*, 43:1381-1390
- Falandysz J, Rappe C (1996) Spatial distribution in plankton and bioaccumulation features of polychlorinated naphthalenes in a pelagic food chain in southern part of the Baltic Proper. *Environ. Sci. Technol.*, 30:3362-3370.
- Falandysz L (2003) Chloronaphthalenes as food-chain contaminants: a review. *Food Additives and Contaminants*, pp. 1-20.
- Fennell D E, Nijenhuis I, Wilson S T, Zinder SH, Häggblom MH (2004) *Dehalococcoides ethenogenes* Strain 195 Reductively Dechlorinates Diverse Chlorinated Aromatic Pollutants, *Environ. Sci. Technol*, 38 (7), pp 2075-2081.
- Fernandes AR, Tlustos C, Rose M, Smith F, Carr M, Panton S (2011) Polychlorinated naphthalenes (PCNs) in Irish foods: Occurrence and human dietary exposure. *Chemosphere* 85:322-328.
- Galoch A, Sapota A, Skrzypinska-Gawrysiak M, Kilanowicz A (2006) Acute toxicity of polychlorinated naphthalenes and their effect on cytochrome P450. *Hum Exp Toxicol*. 25(2):85-92.
- Gevao, B, Harner, T, Jones, KC (2000) Polychlorinated Naphthalene Concentrations and Deposition Fluxes in a Dated Lake Core. *Eviron. Sci. Technol*. 2000,34, 33-38
- Harner T and Bidleman T F (1998) Octanol-air partition coefficient for describing particle/gas partitioning of aromatic compounds in urban air. *Environmental Science and Technology* 32: 1494-1502.
- Harner T, Kylin H, Bidleman T F, Halsall C, Strachan W M J, Leonard A (1998) Polychlorinated Naphthalenes and Coplanar Polychlorinated Biphenyls in Arctic Air. *Environ. Sci. Technol*. 32(21):3257-3265
- Hanari N, Kannan K, Horii Y, Taniyasu S, Yamashita N, Jude DJ, Berg MB. 2004. Polychlorinated naphthalenes in benthic organisms of a Great Lakes food chain. *Arch Environ Contam Toxicol* 47:84-93.
- Hayward D (1998) Identification of bioaccumulating polychlorinated naphthalenes and their toxicological significance. *Environmental research*, 76(1):1-18.
- Hayward DG, Charles JM, Voss de Bettancourt C, Stephens SE, Papanek PJ, Lance LL, Ward C (1989) PCDD and PCDF in breast milk as correlated with fish consumption in southern California. *Chemosphere*, 18:455-468.
- Helm PA, Bidleman TF, LI HH, Fellin P (2004) Seasonal and spatial variation of polychlorinated naphthalenes and non-/mono-ortho-substituted polychlorinated biphenyls in Arctic air. *Environ. Sci. Technol*. 38:5514-5521
- Helm PA, Gewurtz SB, Whittle DM, Marvin CH, Fisk AT, Tomy GT (2008) Occurrence and biomagnification of polychlorinated naphthalenes and non- and mono-ortho PCBs in Lake Ontario sediment and biota. *Environ Sci Technol*. Feb 15; 42(4):1024-31.
- Helm PA and Bidleman TF. (2003) Current combustion-related sources contribute to polychlorinated naphthalene and dioxin-like polychlorinated biphenyl levels and profiles in air in Toronto, Canada. *Environ. Sci. Technol*. 37: 1075-1082.
- Hogarh JN, Seike N, Kobara Y, Habib A, Nam JJ, Lee JS, Li Q, Liu X, Li J, Zhang G, Masunaga S (2012a) Passive air monitoring of PCBs and PCNs across East Asia: a comprehensive congener evaluation for source characterization, *Chemosphere* 86:718-726
- Hogarh JN, Seike N, Kobara Y, Masunaga S (2012b) Atmospheric Polychlorinated Naphthalenes in Ghana *Environ. Sci. Technol*. 46 (5):2600-2606
- HSDB (2012) U.S. National Library of Medicine: Hazardous Substance Database <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>
- IPCS (2001) Concise International Chemical Assessment Document 34 CHLORINATED NAPHTHALENES. World Health Organization. Geneva, 2001. ISBN 92-4-153034-0

- ICC&IPEN (2011) submission of information specified in Annexe E to the Stockholm Convention pursuant to Article 8 of the Convention <http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Followup/HCBDAAnnexEinformation/tabid/2465/Default.aspx>
- Ishaq R, Persson, N.J, Zebühr, Y, Broman, D (2009). CNs, PCDD/Fs, and Non-orthoPCBs, in Water and Bottom Sediments from the Industrialized Norwegian Grenlandsfjords. *Environ. Sci. Technol.* 43:3442–3447
- Jakobsson E, Asplund L. 2000. Polychlorinated Naphthalenes (CNs). In: J. Paasivirta, ed. *The Handbook of Environmental Chemistry, Vol. 3 Anthropogenic Compounds Part K, New Types of Persistent Halogenated Compounds*. Berlin, Springer-Verlag.
- Jaward FM, Farrar NJ, Harner T, Sweetman AJ, Jones KC (2004a) Passive air sampling of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated naphthalenes across Europe. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23, 6, p 1355-1364.
- Jaward FM, Barber JL, Booij K, Jones KC. (2004b) Spatial distribution of atmospheric PAHs and PCNs along a north-south Atlantic transect. *Environ Pollut.* 2004 Nov; 132(1):173-81.
- Järnberg GU, Asplund LT, Egebäck AL, Jansson B, Unger M, Wideqvist U. (1999) Polychlorinated Naphthalene Congener Profiles in Background Sediments Compared to a Degraded Halowax 1014 Technical Mixture. *Environ. Sci. Technol.*, 33 (1), pp 1–6.
- Kannan K, Yamashita N, Imagawa T, Decoen W, Khim, J S, Day R M, Summer C L, Giesy J P (2000) Polychlorinated naphthalenes and polychlorinated biphenyls in fishes from Michigan waters including the Great Lakes. *Env. Sci. technol.* 34:566–572
- Kannan K, Imagawa T, Blankenship AL, Giesy JP (1998) Isomer-specific analysis and toxic evaluation of polychlorinated naphthalenes in soil, sediment and biota collected near the site of a former chloralkali plant. *Environ. Sci. Technol.* 32: 2507-2514.
- Kannan K, Kober JL, Kang YS, Masunaga S, Nakanishi J, Ostaszewski A, Giesy JP (2001). Polychlorinated naphthalenes, biphenyls, dibenzo-p-dioxins, and dibenzofurans as well as polycyclic aromatic hydrocarbons and alkylphenols in sediment from the Detroit and Rouge Rivers, Michigan, USA. *Environ.Toxicol. Chem.* 20: 1878-1889
- Kannan K, Corsolini S, Imagawa T, Focardi S, Giesy JP (2002) Polychlorinated -Naphthalenes, -Biphenyls, -Dibenzo-p-dioxins, -Dibenzofurans and p, p'-DDE in Bluefin Tuna, Swordfish, Cormorants and Barn Swallows from Italy. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 31(3):207-211. 2002
- Kelly BC, Gobas, FAPC, McLachlan MS. (2004) Intestinal Absorption and Biomagnification of Organic Contaminants in Fish, Wildlife and Humans. *Environmental Toxicology and Chemistry.* 23:2356–2366
- Kilanowicz, A, Skrzypinska-Gawrysiak M, Sapota A, Galoch A, Daragó A (2009) Subacute toxicity of polychlorinated naphthalenes and their effect on cytochrome P-450. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72(2):650–657
- Kilanowicz A, Skrzypinska-Gawrysiak M. (2010) Toxicity of hexachloronaphthalene (HxCN) and induction of CYP 1A in rats, *Ecotoxicology and Environmental Safety*; 73:196–205.
- Kilanowicz Kilanowicz A, Sitarek K, Skrzypinska-Gawrysiak M, Sapota A.(2011) Prenatal developmental toxicity of polychlorinated naphthalenes (PCNs) in the rat. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2011; 74:504–512.
- Kilanowicz A, Wiaderna D, Lutz P, Szymczak W (2012) Behavioral effects following repeated exposure to hexachloronaphthalene in rats, *Neurotoxicology* Feb 25
- Kimbrough R D, Jensen A A (eds) (1989) *Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products*. Amsterdam, Elsevier Science Publishers B.V. (BiomedicalDivision).
- Kitano S, Mori T, Kondo R (2003) Degradation of polychlorinated naphthalenes by the lignin-degrading basidiomycete *Phlebia lindtneri*. *Organohalogen Compounds* 61:369–372
- Kleinfeld M, Messite J, Swenciki R (1972) Clinical effects of chlorinated naphthalene exposure. *Journal of occupational medicine*, 14:377–379.
- Kucklick J R, Helm P A (2006) Advances in the environmental analysis of polychlorinated naphthalenes and toxaphene. *Anal Bioanal Chem.* 2006 Oct; 386(4):819–36.
- Lee SC et al.(2007) Polychlorinated naphthalenes in the global atmospheric passive sampling (GAPS) study. *Environ. Sci. Technol.* 41: 2680-2687.
- Lei YD, Wania F, Shiu WY. (1999) Vapour pressures of the polychlorinated naphthalenes. *J Chem Eng Data* 44:577–582

- Leino O, Kiviranta H, Karjalainen A K, Kronberg-Kippilä C, Sinkko H, Larsen E H, Virtanen S, Tuomisto J T (2011) Pollutant concentrations in placenta. *Food and Chemical Toxicology*, in press. online: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fct.2011.10.058>
- Liu G, Zheng M, Lv P, Liu W, Wang C, Zhang B, Xiao K (2010) Estimation and characterisation of polychlorinated naphthalene emission from coking industries. *Environ. Sci. Technol.* 44:8156–8161
- Lunden A, Noren K (1998) Polychlorinated naphthalenes and other organochlorine contaminants in Swedish human milk, 1972–1992. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 34(4):414–42
- Lundgren K, Tysklind M, Ishaq R, Broman D, van Bavel B (2002) Polychlorinated naphthalene levels, distribution, and biomagnification in a benthic food chain in the Baltic Sea, *Environ Sci Technol.* 1; 36(23):5005-13
- Matsuo M (1981) *i/o**-characters to describe bioconcentration factors of chlorobenzenes and naphthalenes– meaning of the sign of the coefficients of *i/o* in the correlating equations. *Chemosphere* 10(9):1073–1078.
- Mackay D, Shiu YW, Ma KC, Lee SC. (2006) *Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals* von Donald Mackay (ISBN 9781566702553)
- Martí-Cid R, Bocio A, Llobet JM, Domingo JL. (2007) Intake of chemical contaminants through fish and seafood consumption by children of Catalonia, Spain: health risks. *Food Chem Toxicol.* 2007 Oct; 45(10):1968-74.
- Meijer SN, Harner T, Helm PA, Halsall C J, Johnston AE, Jones KC (2001) Polychlorinated naphthalenes in U.K. soils: time trends, markers of source, and equilibrium status. *Environ. Sci. Technol.* 35(21):4205–4213
- Mori T, Kitano S, Kondo R (2003) Biodegradation of chloronaphthalenes and polycyclic aromatic hydrocarbons by the white-rot fungus *Phlebia lindtneri*. *Appl Microbiol Biotechnol.* 61(4):380–3
- Mori T, Nakamura K, Kondo R (2009) Fungal hydroxylation of polychlorinated naphthalenes with chlorine migration by wood rotting fungi. *Chemosphere.* 77(9):1230–5
- Nfon E, Cousins I T , Broman, D (2008) Biomagnification of organic pollutants in benthic and pelagic marine food chains from the Baltic Sea *Science of The Total Environment*, 397, 1–3: 190–204
- NICNAS (National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme) (2002) *Polychlorinated Naphthalenes*. GPO Box 58, Sydney NSW 2001, Australia. http://www.nicnas.gov.au/Publications/CAR/Other/S48_CN_July02.pdf
- NITE (2012) CHRIP Chemical Risk Information Platform, http://www.safe.nite.go.jp/english/sougou/view/TotalSrchInput_en.faces
- Noma Y, Minetomatsu K, Falandysz J, Swietojańska A, Flisak M, Miyaji K, Sakai S. (2005) By-side impurities in chloronaphthalene mixtures of the Halowax series: all 75 chlorodibenzo-p-dioxins. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng.* 2005; 40(1):77-89.
- Oliver B G, Niimi A J (1984) Rainbow trout bioconcentration of some halogenated aromatics from water at environmental concentrations. *Environ. Toxicol. Chem.* 3:271–277.
- Oliver B G, Niimi A J (1985) Bioconcentration factors of some halogenated organics for rainbow trout: Limitations in their use for prediction of environmental residues. *Environ. Sci. Technol.* 19:842–849
- Olivero-Verbel J, Vivas-Reyesa R, Pacheco-Londoñoa L, Johnson-Restrepoa, Kannan K (2004) Discriminant analysis for activation of the aryl hydrocarbon receptor by polychlorinated naphthalenes. *J. Mol. Struct.-Theochem.* 678: 157–161.
- Omura M, Masuda Y, Hirata M, Tanaka, Makita Y, Ogata R, Inoue N (2000) Onset of spermatogenesis is accelerated by gestational administration of 1,2,3,4,6,7-hexachlorinated naphthalene in male rat offspring. *Environmental health perspectives*, 108(6):539–544.
- Opperhuizen A, Van der Volde EW, Gobas FAPC, Liem DAK, Van Der Steen JMD (1985) Relationship between bioconcentration in fish and steric factors of hydrophobic chemicals. *Chemosphere* 14:1871–1896
- Pan X, Tang J, Chen Y, Li J, Zhang G. (2011) Polychlorinated naphthalenes (PCNs) in riverine and marine sediments of the Laizhou Bay area, North China. *Environmental Pollution* 159 (12):3515-21
- Park H, Kang J-H, Baek S-J, Chang Y-S (2010) Relative importance of polychlorinated naphthalenes compared to dioxins, and polychlorinated biphenyls in human serum from Korea: Contribution to TEQs and potential sources. *Environmental Pollution* 158:1420–1427
- Persson NJ, Gustafsson O, Bucheli TD, Ishaq R, Naes K, Broman D (2005) Distribution of CNs, PCBs, and other POPs together with soot and other organic matter in the marine environment of the Grenlandsfjords, Norway *Chemosphere.* 2005 Jul; 60(2):274–83.

- Popp W, Hamm S, Vahrenholz C, Balfanz E, Kraus R, Theisen J, Schell C, Norpoth K (1993) Increased liver enzyme values in workers exposed to polychlorinated naphthalenes. *Organohalogen compounds*, 13:225–228.
- Popp W, Norpoth K, Vahrenholz C, Hamm S, Balfanz E, Theisen J (1997) Polychlorinated naphthalene exposures and liver function changes. *American journal of industrial medicine*, 32(4):413–416.
- Puzyn T, Falandysz J (2007): QSPR Modelling of Partition Coefficients and Henry's Law Constants for 75 Chloronaphthalene Congeners by Means of Six Chemometric Approaches—A Comparative Study, *J. Phys. Chem.* Vol. 36, No. 1
- Puzyn T, Mostrag A, Suzuki N, Falandysz J (2008a) QSPR-based estimation of the atmospheric persistence for chloronaphthalene congeners. *Atmos Environ* 42:6627–36.
- Puzyn T, Suzuki N, Haranczyk M (2008b) How Do the Partitioning Properties of Polyhalogenated POPs Change When Chlorine Is Replaced with Bromine? *Environ. Sci. Technol.*, 2008, 42 (14), pp 5189–5195
- Puzyn T, Mostrag A, Falandysz J, Kholod Y, Leszczynski J. (2009) Predicting water solubility of congeners: chloronaphthalenes—a case study. *J Hazard Mater.* 2009 Oct 30; 170(2-3):1014-22.
- Rotander A, Van Bavel B, Rigét F, Auðunsson G A, Polder A, Gabrielsen G W, Víkingsson G, Mikkelsen B, Dam M (2012) Polychlorinated naphthalenes (CNs) in sub-Arctic and Arctic marine mammals, 1986–2009 *Environmental Pollution* 164:118–124
- Ryan J J, Masuda Y (1994) Polychlorinated naphthalenes (PCNs) in the rice oil poisonings. *Organohalogen compounds* 21:251–254.
- Santillo D, Johnston P (2004) An overview of potential ongoing sources of polychlorinated naphthalenes (PCNs) to the marine environment of the North East Atlantic (OSPAR) area, Greenpeace Research Laboratories, Technical Note 04/2004. http://www.greenpeace.to/publications/GRL_TN_04_2004.pdf
- Suède (2011). Soumission des informations spécifiées dans l'Annexe E de la Convention de Stockholm conformément à l'Article 8. <http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Followup/HCBDAAnnexEinformation/tabid/2465/Default.aspx> (en anglais uniquement).
- Schiavone A, Kannan K, Horii Y, Focardi S, Corsolini S. (2009) Occurrence of brominated flame retardants, polycyclic musks, and chlorinated naphthalenes in seal blubber from Antarctica: comparison to organochlorines. *Mar Pollut Bull.* 58(9):1415-9.
- Suruda AJ, Ward EM, Fingerhut MA (1993) Identification of soft tissue sarcoma deaths in cohorts exposed to dioxin and to chlorinated naphthalenes. *Epidemiology*, 4(1):14–19.
- Talykina M G, Papoulias D M, Allert J A, Izyuov Y U, Villalobos S A, Giesy J P, Tillitt D E (2003) The Effect of Polychlorinated Naphthalenes and Tributyltin on the Occurrence of Aberant Nuclei in Erythroid Cells of Medaka. *Environ. Sci.* 10:337-348
- Thaïlande (2011). Soumission des informations spécifiées dans l'Annexe E de la Convention de Stockholm conformément à l'Article 8. <http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Followup/HCBDAAnnexEinformation/tabid/2465/Default.aspx> (en anglais uniquement).
- Tysklind M, Nyström M, Akerblom N, Andersson PL, Van Bavel B, Norrgen L. 1998. determination and modelling of biomagnification factors for polychlorinated naphthalenes (PCNs) in salmon (Samo salar). *Organohalogen Compounds*, 39:13-16
- UNEP/POPS/POPRC.7/2. PNUE (2011). Proposition visant à inscrire les chloronaphthalènes aux Annexes A, B ou C de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants. Disponible en français à l'adresse <http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Documents/tabid/2267/Default.aspx>
- UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3. Van de Plassche E., A. Schwegler (2002). Risk profile polychlorinated naphthalenes. <http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Documents/tabid/2267/Default.aspx>
- Van Het Bolscher M, Denier Van Der Gon H A C, Visschedijk A J H (2005) Emission inventory of eight substances possibly to be considered for addition to the UNECE POP protocol. Paper presented at the TFEIP & ESPREME Workshop, Heavy Metals and POPs-Emissions, Inventories and Projections, Rovaniemi, Finland, October 18–19, 2005.
- Villalobos SA, Papoulias DM, Meadows J, Blankenship AL, Pastva SD, Kannan K, Hinton DE, Tillitt DE, Giesy JP. 2000. Toxic responses of medaka, d-rR strain, to polychlorinated naphthalene mixtures after embryonic exposure by in ovo nanoinjection: a partial life-cycle assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* 19(2):432-440.

- Villeneuve DL K Kannan, JS Khim (2000) Relative potencies of individual polychlorinated naphthalenes to induce dioxin-like responses in fish and mammalian in vitro bioassays. *Arch Environ Contam Toxicol* 2000; 39: 273-281.
- Vulykh N, Dutchak S, Mantseva E, Shatalov V (2005): EMEP contribution to the preparatory work for the review of the CLRTAP protocol on persistent organic pollutants. Meteorological Synthesizing Centre – East 2005.
- Ward EM, Ruder AM, Suruda A, Smith AB, Fessler-Flesch CA, Zahm SH (1994) Cancer mortality patterns among female and male workers employed in a cable manufacturing plant during World War II. *Journal of occupational medicine*, 36(8):860–866.
- Ward EM, Ruder AM, Suruda A, Smith AB, Fessler-Flesch C, Zahm SH (1996) Acute and chronic liver toxicity resulting from exposure to chlorinated naphthalenes at a cable manufacturing plant during World War II. *American journal of industrial medicine*,30(2):225–233.
- Ween AP (2007) Exploration of management options for Polychlorinated Naphthalenes (PCN). Paper for the 6th meeting of the UNECE CLRTAP Task Force on Persistent Organic Pollutants, Vienna, 4–6 June 2007
- Weistrand C, Noren K (1998) Polychlorinated naphthalenes and other organochlorine contaminants in human adipose and liver tissue. *Journal of toxicology and environmental health A*, 53(4):293–311.
- Weistrand C, Noren K, Nilsson A (1997) Occupational exposure. Organochlorine compounds in blood plasma from potentially exposed workers. PCB, PCN, PCDD/F, HCB and methylsulfonyl metabolites of PCB. *Environmental science and pollution research international*, 4(1):2–9.
- Yamashita N, Kannan K, Imagawa T, Miyazaki A, Giesy J P (2000) Concentrations and profiles of polychlorinated naphthalene congeners in eighteen technical polychlorinated biphenyl preparations. *Env. Sci. Technol.* 34: 4236–4241
- Yamashita N, Taniyasu S, Hanari N, Falandysz J (2003) Polychlorinated naphthalene contamination of some recently manufactured industrial products and commercial goods in Japan. *J Environ Sci Health A* 38:1745–59.

Annexe 1

**Identité des chloronaphtalènes (CN) et données obtenues
par les modèles de relation quantitative structure-propriété⁴**

#CN	Congénère CN	N° CAS ⁵	Log10 Solubilité dans l'eau [$\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$]	Log K _{oc}	Log K _{oa}	Log K _{ac}	Constante de la Loi de Henry [$\text{Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$]
1	1-chloronaphtalène	90-13-1	3,29	3,97	6,02	-2,05	22,21
2°	2-chloronaphtalène	91-58-7	3,10	3,93	5,93	-2,01	24,48
3	1,2-dichloronaphtalène	2050-69-3	2,58	4,47	6,85	-2,38	10,26
4	1,3-dichloronaphtalène	2198-75-6	2,40	4,61	6,68	-2,07	21,00
5	1,4-dichloronaphtalène	1825-31-6	2,48	4,67	6,76	-2,09	20,15
6°	1,5-dichloronaphtalène	185-30-5	2,40	4,58	6,61	-2,03	23,24
7	1,6-dichloronaphtalène	2050-72-8	2,43	4,63	6,56	-1,93	29,15
8	1,7-dichloronaphtalène	2050-73-9	2,52	4,59	6,77	-2,18	16,22
9	1,8-dichloronaphtalène	2050-74-0	2,87	4,20	7,02	-2,83	3,67
10	2,3-dichloronaphtalène	2050-75-1	2,41	4,47	6,79	-2,32	11,95
11	2,6-dichloronaphtalène	2065-70-5	2,27	4,45	6,55	-2,10	19,64
12°	2,7-dichloronaphtalène	2198-77-8	2,22	4,63	6,61	-1,98	25,95
13°	1,2,3-trichloronaphtalène	50402-52-3	1,81	5,07	7,63	-2,57	6,72
14	1,2,4-trichloronaphtalène	50402-51-2	1,78	5,41	7,50	-2,09	19,99
15	1,2,5-trichloronaphtalène	55720-33-7	1,71	5,31	7,37	-2,06	21,70
16	1,2,6-trichloronaphtalène	51570-44-6	1,74	5,25	7,34	-2,09	19,98
17	1,2,7-trichloronaphtalène	55720-34-8	1,75	5,23	7,60	-2,37	10,65
18	1,2,8-trichloronaphtalène	55720-35-9	2,11	4,59	7,94	-3,35	1,11
19	1,3,5-trichloronaphtalène	51570-43-5	1,61	5,41	7,33	-1,92	29,96
20	1,3,6-trichloronaphtalène	55720-36-0	1,44	5,50	7,19	-1,68	51,24
21	1,3,7-trichloronaphtalène	55720-37-1	1,60	5,31	7,32	-2,01	24,21
22	1,3,8-trichloronaphtalène	55720-38-2	1,92	4,95	7,59	-2,63	5,75
23	1,4,5-trichloronaphtalène	2437-55-0	1,90	4,86	7,57	-2,71	4,84
24	1,4,6-trichloronaphtalène	2737-54-9	1,60	5,29	7,31	-2,02	23,64
25	1,6,7-trichloronaphtalène	55720-39-3	1,72	4,95	7,49	-2,54	7,19
26	2,3,6-trichloronaphtalène	55720-40-6	1,55	5,16	7,38	-2,23	14,75
27°*	1,2,3,4-tétrachloronaphtalène	20020-02-4	1,09	5,71	8,44	-2,72	4,68
28°	1,2,3,5-tétrachloronaphtalène	53555-63-8	0,99	5,85	8,25	-2,40	9,78
29	1,2,3,6-tétrachloronaphtalène	149864-78-8	0,85	5,80	8,10	-2,31	12,24
30	1,2,3,7-tétrachloronaphtalène	55720-41-7	0,92	5,62	8,29	-2,68	5,22
31	1,2,3,8-tétrachloronaphtalène	149864-81-3	1,27	5,16	8,62	-3,45	0,87
32	1,2,4,5-tétrachloronaphtalène	6733-54-6	1,09	5,63	8,35	-2,72	4,76
33	1,2,4,6-tétrachloronaphtalène	51570-45-7	0,88	6,04	8,06	-2,02	23,54
34	1,2,4,7-tétrachloronaphtalène	67922-21-8	0,81	6,01	8,09	-2,08	20,72
35	1,2,4,8-tétrachloronaphtalène	6529-87-9	1,27	5,61	8,43	-2,83	3,69
36°	1,2,5,6-tétrachloronaphtalène	67922-22-9	0,95	5,79	8,05	-2,26	13,72
37	1,2,5,7-tétrachloronaphtalène	67922-23-0	0,81	5,95	7,97	-2,03	23,36
38	1,2,5,8-tétrachloronaphtalène	149864-80-2	1,30	5,51	8,17	-2,66	5,47
39	1,2,6,7-tétrachloronaphtalène	149864-79-9	0,99	5,72	8,28	-2,56	6,81
40	1,2,6,8-tétrachloronaphtalène	67922-24-1	1,18	5,33	8,33	-3,01	2,44

⁴ Puzyn anetd Falandysz (2007), Puzyn et al. (2009).

⁵ D'après IPCS (2001) et Jacobsson & Asplund (2000).

#CN	Congénère CN	N° CAS ⁵	Log10 Solubilité dans l'eau [µg.dm ⁻³]	Log K _{oc}	Log K _{oa}	Log K _{ac}	Constante de la Loi de Henry [Pa.m ³ .mol ⁻¹]
41	1,2,7,8-tétrachloronaphtalène	149864-82-4	1,50	5,25	8,79	-3,54	0,71
42	1,3,5,7-tétrachloronaphtalène	53555-64-9	0,72	6,10	7,88	-1,78	40,66
43	1,3,5,8-tétrachloronaphtalène	31604-28-1	1,08	5,63	8,13	-2,50	7,87
44	1,3,6,7-tétrachloronaphtalène	55720-42-8	0,80	5,91	7,99	-2,08	20,61
45	1,3,6,8-tétrachloronaphtalène	150224-15-0	0,93	5,81	8,00	-2,18	16,25
46°	1,4,5,8-tétrachloronaphtalène	3432-57-3	1,28	5,14	8,42	-3,29	1,28
47	1,4,6,7-tétrachloronaphtalène	55720-43-9	0,95	5,90	8,08	-2,19	16,15
48°	2,3,6,7-tétrachloronaphtalène	34588-40-4	0,77	5,71	8,16	-2,45	8,75
49	1,2,3,4,5-pentachloronaphtalène	67922-25-2	0,57	6,03	9,33	-3,30	1,24
50°	1,2,3,4,6-pentachloronaphtalène	67922-26-3	0,21	6,34	9,00	-2,66	5,48
51	1,2,3,5,6-pentachloronaphtalène	150224-18-3	0,18	6,25	8,92	-2,67	5,28
52°*	1,2,3,5,7-pentachloronaphtalène	53555-65-0	0,13	6,49	8,79	-2,30	12,45
53°	1,2,3,5,8-pentachloronaphtalène	150224-24-1	0,55	5,98	9,11	-3,13	1,83
54	1,2,3,6,7-pentachloronaphtalène	150224-16-1	0,17	6,21	8,95	-2,74	4,55
55	1,2,3,6,8-pentachloronaphtalène	150224-23-0	0,37	6,02	8,98	-2,96	2,73
56	1,2,3,7,8-pentachloronaphtalène	150205-21-3	0,66	5,67	9,40	-3,73	0,46
57	1,2,4,5,6-pentachloronaphtalène	150224-20-7	0,43	6,16	9,03	-2,87	3,34
58	1,2,4,5,7-pentachloronaphtalène	150224-19-4	0,13	6,24	8,85	-2,61	6,13
59	1,2,4,5,8-pentachloronaphtalène	150224-25-2	0,66	5,91	9,23	-3,32	1,19
60	1,2,4,6,7-pentachloronaphtalène	150224-17-2	0,10	6,42	8,82	-2,40	9,89
61	1,2,4,6,8-pentachloronaphtalène	150224-22-9	0,33	6,14	8,94	-2,80	3,95
62	1,2,4,7,8-pentachloronaphtalène	150224-21-8	0,54	6,03	9,12	-3,09	2,03
63	1,2,3,4,5,6-hexachloronaphtalène	58877-88-6	-0,19	6,32	10,03	-3,71	0,49
64*	1,2,3,4,5,7-hexachloronaphtalène	67922-27-4	-0,38	6,53	9,84	-3,31	1,21
65	1,2,3,4,5,8-hexachloronaphtalène	103426-93-3	-0,01	6,04	10,17	-4,13	0,19
66°	1,2,3,4,6,7-hexachloronaphtalène	103426-96-6	-0,51	6,68	9,73	-3,04	2,24
67*	1,2,3,5,6,7-hexachloronaphtalène	103426-97-7	-0,53	6,59	9,62	-3,04	2,27
68	1,2,3,5,6,8-hexachloronaphtalène	103426-95-5	-0,29	6,50	9,86	-3,36	1,07
69°	1,2,3,5,7,8-hexachloronaphtalène	103426-94-4	-0,20	6,31	9,81	-3,50	0,78
70	1,2,3,6,7,8-hexachloronaphtalène	17062-87-2	-0,24	6,02	9,93	-3,91	0,31
71	1,2,4,5,6,8-hexachloronaphtalène	90948-28-0	-0,16	6,26	9,86	-3,60	0,62
72	1,2,4,5,7,8-hexachloronaphtalène	103426-92-2	-0,16	6,25	9,88	-3,64	0,57
73°*	1,2,3,4,5,6,7-heptachloronaphtalène	58863-14-2	-0,95	6,57	10,68	-4,11	0,19
74	1,2,3,4,5,6,8-heptachloronaphtalène	58863-15-3	-0,72	6,48	10,81	-4,34	0,11
75°*	1,2,3,4,5,6,7,8-octachloronaphtalène	2234-13-1	-1,35	6,43	11,64	-5,21	0,02

° ... natif (disponibilité commerciale annoncée d'ici 2012)

* ... marqué par l'isotope ¹³C (disponibilité commerciale annoncée d'ici 2012)

Annexe 2

Tableau A2-1 : Composition de quelques mélanges commerciaux identifiés par des mesures analytiques (Falandysz, 2008 et Environnement Canada, 2011)

Congénères	Halowax 1031	Halowax 1000	Halowax 1001	Halowax 1099	Halowax 1013	Halowax 1014	Halowax 1051	Seekay wax R93**
Mono-CNs	65	15	0	0	0	0	0,1	-
Di-CNs	30	76	2,7-4,3*	3,6	0,5	0,7	0,1	1
Tr-CNs	7,6	6,4	36-52	38,7	13	6	0,1	27-41*
Tétra-CNs	6,4	1,3	40-58*	48	53,3	16	0,3	52-62*
Penta-CNs	1,1	0,4	3,3-3,9*	9	30	48	0,1	6,2-9,8*
Hexa-CNs	0,2	0,3	0,1	0,5	3,2	25	0,3	0,1-0,2*
Hepta-CNs	0,1	0,1	0	0,1	0,1	3	8	0
Octa-CN	0,1	0	0	0	0	0,1	91	0

* la fourchette correspond à différents procédés de séparation

** identité supposée

Tableau A2-2 : Profils caractéristiques des homologues pour différentes sources de chloronaphtalènes comparés aux profils des chloronaphtalènes atmosphériques

Source de chloronaphtalènes	Profils caractéristiques des homologues	Source
Cokeries	Moins chlorés, plus abondants : mono-CNs.	Liu et al., 2010
Métallurgie secondaire non-ferreuse	Moins chlorés, en phase gazeuse : mono- à tri-CNs; dans les cendres volantes : les congénères fortement chlorés dominant.	Ba et al., 2010
Génération thermique	Abondants : tri- :CN45/CN36; penta- :CN54; hexa- :CN66/CN67; hepta- :CN73	Cité dans Liu et al., 2010
Produits Halowax	Voir Annexe 2	
Sources de combustion	Tétra-CNs : CN29, CN44; penta- CN54 (ces congénères sont absents de mélanges Halowax); En outre : tri-CNs : CN13, CN18, CN17/25, CN24, CN26; tétra-CNs: CN27, CN35, CN36, CN39, CN36/45, CN48; penta-CNs: CN50, CN51, CN52/60, CN62; hexa- CNs: CN66/67, CN70 et hepta-CN73	Résumé dans Bidleman et al., 2010
Incinération des déchets municipaux	Congénères 2,3,6,7-substitués Tri-CNs	Järnberg et al., 1999 Helm et al., 2004
Profils des chloronaphtalènes présents dans l'environnement dans les régions éloignées des sources	Profils caractéristiques des homologues	Source
Air arctique	Tri-CNs : 58–64 %; tétra-CNs : 25–40 %, penta-CNs : 2–3 %; CNs les plus lourds : 0–7 % Tri-CNs : 48–65 %, tétra-CNs : 6–47 %, penta-CNs : 8–10 %, CNs les plus lourds : 1–2 %	Trois stations arctiques (Dunaï, Alert, Tagish); calculé d'après Helm et al., 2004 Resolute et Archipel arctique canadien; Helm et al., 2002 cité dans ICC IPEN, 2011

Annexe 3

Tableau A3-1 : Répartition des chloronaphtalènes dans les milieux environnementaux (source : Environnement Canada, 2011)

	Compartiment recevant 100 % des émissions	Pourcentage de la substance se répartissant dans :			
		Air	Eau	Sol	Sédiments
Di-CNs	Air	96,6	0,94	2,26	0,2
	Eau	9,44	74,7	0,22	15,6
	Sol	0,43	0,05	99,5	0,01
Tri-CNs	Air	64,8	0,21	34,5	0,49
	Eau	4,59	28	2,45	65
	Sol	0,22	0,01	99,8	0,02
Tétra-CNs	Air	33,4	0,12	65,5	0,99
	Eau	1,59	10,6	3,12	84,7
	Sol	0,19	0,27	97,4	2,13
Penta-CNs	Air	3,99	0,09	91,8	4,09
	Eau	0,08	2,05	1,72	96,2
	Sol	0	0	99,9	0,11
Hexa-CNs	Air	56,2	0,17	34	9,62
	Eau	0,02	1,77	0,01	98,2
	Sol	0	0	99,9	0,12
Hepta-CNs	Air	36,4	0,22	50,9	12,5
	Eau	0	1,71	0,01	98,3
	Sol	0	0	99,9	0,13
Octa-CNs	Air	14,6	0,4	70,2	14,8
	Eau	0,2	2,61	0,97	96,2
	Sol	0,69	1,5	42,4	55,4

Les valeurs ont été arrondies à deux décimales de sorte que leur somme sur chaque ligne n'est pas nécessairement égale à 100 %.

Annexe 4

Tableau A4-1 : Concentrations de chloronaphtalènes dans les sédiments de diverses régions

Lieu	Min-Max [$\mu\text{g}/\text{kg p.s.}$]	Source
Suède	0,14–7,6 *	Järnberg et al. (1993)
Lagune de Venise	0,03–1,51 *	Eljarrat et al. (1999)
Mer Baltique	6,7 *	Falandysz et al. (1996)
Golfe de Botnie	0,27–2,8 *	Lundgren et al. (2002)
Côte de Barcelone	0,17–3,27 *	Castells et al. (2008)
Côte de Qingdao	0,2–1,2 *	Pan et al. (2007)
Lac Ontario	21–38 *	Helm et al. (2008)
Baie de Tokyo	1,81 *	Yamashita et al. (2000)
Bitterfeld, zone industrielle	2 540 *	Brack et al. (2003)
Côte de Géorgie, ancienne zone industrielle	23 400 *	Kannan et al. (1998)
Baie de Lhaizhou, recevant des charges élevées d'eaux usées domestiques et industrielles	0,05–5,1	Pan et al. (2011)
10 sites lacustres et marins	0,14–7,6	Järnberg et al. 1999
Esthwaite Water, Royaume-Uni, 1962	12,15	Gevao et al. 2000
Esthwaite Water, Royaume-Uni, 1995	2,821	Gevao et al. 2000

* tel que cité dans et al. (2011)

Tableau A4-2 : Concentrations de chloronaphtalènes [$\mu\text{g}/\text{kg}$ de lipides] chez les invertébrés et les poissons, compilées dans Bidleman et al. (2010) à partir de dix sources indépendantes

Biotes	Lieu	Année	Fourchette	Moyenne	
Biotes arctiques					
Zooplankton	Île aux Ours, Ellasjøen, Norvège	1999	0,14–0,16	0,15	
Omble chevalier (<i>S. alpinus</i>), petit		1999–2001		0,81	
Omble chevalier (<i>S. alpinus</i>), grand		1999–2001	0,45–1,4	0,85	
Omble chevalier (<i>S. alpinus</i>), petit	Île aux Ours, Øyangen, Norvège	1999–2001		0,29	
Omble chevalier (<i>S. alpinus</i>), grand		1999–2001	0,32–0,68	0,5	
Phytoplankton	Baltique centrale/Nord	1991–1993		17,1	
Zooplankton		1991–1993		4	
Amphipode (<i>M. affinis</i>)		1991–1993		28,5	
Mysis (<i>Mysis sp.</i>)		1991–1993		4	
Isopode (<i>S. entomon</i>)		1991–1993		8,4	
Hareng (<i>C. harengus</i>)		1991–1993		1,9	
Chabosseau à quatre cornes (<i>O. quadricornis</i>)		1991–1993		1,9	
Amphipode (<i>M. affinis</i>)		Baie/Mer de Botnie	1991–1993	12–69	28
Isopode (<i>S. entomon</i>)			1991–1993	3,9–16	9,2
Chabosseau à quatre cornes (<i>O. quadricornis</i>)			1991–1993	0,54–1,5	1,1
Corégone (<i>Coregonus sp.</i>)	Lac Storvindeln, Suède	1986		2,6	
Morue polaire (<i>C. callarias</i>)	Fjord de Vestertana, Norvège	1987–1998	0,13–1,06	0,42	
Hareng (<i>C. harengus</i>)	Baie/Mer de Botnie	1999	2,6–5,6		
Saumon atlantique (<i>S. salar</i>)		2001–2003	0,53–3,4	2,4	
		2001–2003	1,6–2,5	2	
Lotte (<i>L. lota</i>)		2001–2003	1,6–1,8	1,8	
Brochet (<i>E. lucius</i>)		2001–2003	2,3–5,0	3,6	
Perche (<i>P. fluviatilis</i>)		2001–2003	1,0–3,0	1,7	
Corégone blanc (<i>C. lavaretus</i>)		2001–2003	1,0–4,6	1,9	
Corégone blanc (<i>C. albula</i>)	Baie de Botnie	2001–2003	0,16–0,32	0,24	

Biotés	Lieu	Année	Fourchette	Moyenne
Lamproie (<i>L. fluviatilis</i>)		2001–2003	0,88–1,0	0,93
Hareng (<i>C. harengus</i>)	Mer de Botnie	2002	0,3–2,9	1,7
Lotte (<i>L. lota</i>)	Pajala, Finlande	1988		2,9
		1988		2
	Etukrunni, Finlande	1988		4,9
		1988		2
	Seskarø, Suède	1988		4,4
		1988		0,98
Brochet (<i>E. lucius</i>)	Lac Storvindeln, Suède	1988		2,6
Lotte (<i>L. lota</i>)	Lac Oulujärvi, Finlande	2001–2003		1,3
Brochet (<i>E. lucius</i>)		2001–2003	1,0–1,2	1,1
Perche (<i>P. fluviatilis</i>)		2001–2003	0,6–0,6	0,6
Sandre doré (<i>S. lucioperca</i>)		2001–2003	0,16–0,24	0,2
Corégone blanc (<i>C. lavaretus</i>)		2001–2003	0,29–0,33	0,31
Corégone blanc (<i>C. albula</i>)		2001–2003	0,53–0,68	0,6
Brème commune (<i>A. brama</i>)		2001–2003	0,24–0,73	0,49
Biotés antarctiques				
Krill (<i>E. superba</i>)	Mer de Ross	1994		0,1
Poisson des glaces (<i>T. pennelli</i>)	Baie de Terre-Neuve	1995	0,081–0,13	0,1
Poisson-crocodile (<i>C. hamatus</i>)		1995	0,12–0,15	0,12
Calandre antarctique (<i>P. antarcticum</i>)	Mer de Ross	1994		0,91

Tableau A4-3: Concentrations de chloronaphtalènes [µg/kg de lipides] chez les mammifères marins et les oiseaux, compilées dans Bidleman et al. (2010) à partir de dix sources indépendantes

Biotés	Lieu	Année	Fourchette	Moyenne
Biotés arctiques				
Phoque annelé (<i>P. hispida</i>)	Pangnirtung, Canada	1993	0,035–0,071	0,051
		1993	0,045–0,049	0,047
		2002	0,12–0,54	0,32
		1999–2002	0,09–0,42	0,23
	Grise Fiord, Canada	2003	0,15–0,59	0,27
	Sachs Harbour, Canada	2001	0,023–0,18	0,072
	Kongsfjorden, Svalbard	1981		0,038
	Ittoqqortoormiit, Groenland	2002	Tous les congénères n'étaient pas détectables	0,13*
Qeqertarsuaq, Groenland	2002	Tous les congénères n'étaient pas détectables	0,12*	
Phoque veau marin (<i>P. vitulina</i>)	Golfe d'Alaska, États-Unis	2000–2001	0,92–27	4,8
		2000–2001	0,38–1,4	1,1
		2000–2001	0,31–0,90	0,59
Béluga (<i>D. leucas</i>)	Kimmirut, Canada	1994	0,036–0,26	0,18
		1994	0,30–0,38	0,33
	Déroit de Hudson, Canada	1999	0,20–0,89	0,42
		1999		0,56
	Nastapoka, Canada	2000	0,11–0,21	0,16
		2000	0,081–0,33	0,16

Biotes	Lieu	Année	Fourchette	Moyenne
Baleine de Minke (<i>B. acutorostrata</i>)	Groenland	1998	Tous les congénères n'étaient pas détectables	0,18*
Globicéphale (<i>G. melas</i>)	Îles Féroé	2001		3,66
		2001		0,99
		2001		2,22
Ours polaire (<i>U. maritimus</i>)	Alaska, États-Unis	1997–1999		3,2
	Ittoqqortoormiit, Groenland	1999–2002	0,49–0,53	0,51
Goéland bourgmestre (<i>L. hypoboreus</i>)	Île aux Ours, Norvège	2002–2004	1,8–162	49
		2002–2004	1,34–126	74
		2002–2004	1,34–119	62,8
	Ny Ålesund, Svalbard	2002		0,88
	Festningsfjord, Svalbard	2002		0,97
Mouette tridactyle (<i>R. tridactyla</i>)	Northwater Polynya, Canada	1998	4,1–17,1	10,6**
Guillemot à miroir (<i>C. grylle</i>)		1998	3,1–9,1	6,1**
Guillemot de Brünnich (<i>U. lomvia</i>)		1998	8,0–29,5	18,8**
		1998	1,7–8,7	5,2**
	Île Prince-Léopold, Canada	2005	1,27–2,12	1,68
Goéland marin (<i>L. marinus</i>)	Vardø, Norvège	2001		voir <i>L. argentatus</i>
	Kongsfjord, Norvège	2001		2,16
	Rolvøya in Valfjord, Norvège	2002		1,35
	Alta, Norvège	2001		voir <i>L. argentatus</i>
	Sommarøy, Norvège	2001		2,45
	Lyngøyan in Øksnes, Norvège	2002		voir <i>L. argentatus</i>
	Kirkjubøreyni, Îles Féroé	2002		0,96
Goéland brun (<i>L. fuscus</i>)	Góðadular, Îles Féroé	2002		0,5
Goéland argenté et goéland marin (<i>L. argentatus</i> + <i>L. marinus</i>)	Vardø, Norvège	2001		1,39
Goéland argenté (<i>L. argentatus</i>)	Rolvøya in Valfjord, Norvège	2002		2,06
Goéland argenté et goéland marin (<i>L. argentatus</i> + <i>L. marinus</i>)	Alta, Norvège	2001		1,06
Goéland argenté (<i>L. argentatus</i>)	Lyngøyan in Øksnes, Norvège	2002		1,6
	Saltstraumen, Norvège	2002		2,44
	Givaer, Norvège	2002		4,65
Fulmar boréal (<i>F. glacialis</i>)	Îles Féroé	1998–1999		2,55
		1998–1999		3,75
	Île Prince-Léopold, Canada	2005	1,64–2,56	2
		2003		1,3
	Cap Vera, Canada	2003		1,4
	Northwater Polynya, Canada	1998	17,6–48,2	32,9**
Biotes antarctiques				
Labbe de McCormick (<i>C. maccormicki</i>)	Baie de Terre-Neuve	1994		6,07
		1994		5,71
Phoque de Weddell (<i>L. weddelli</i>)		1996		0,077
		1997		1,6

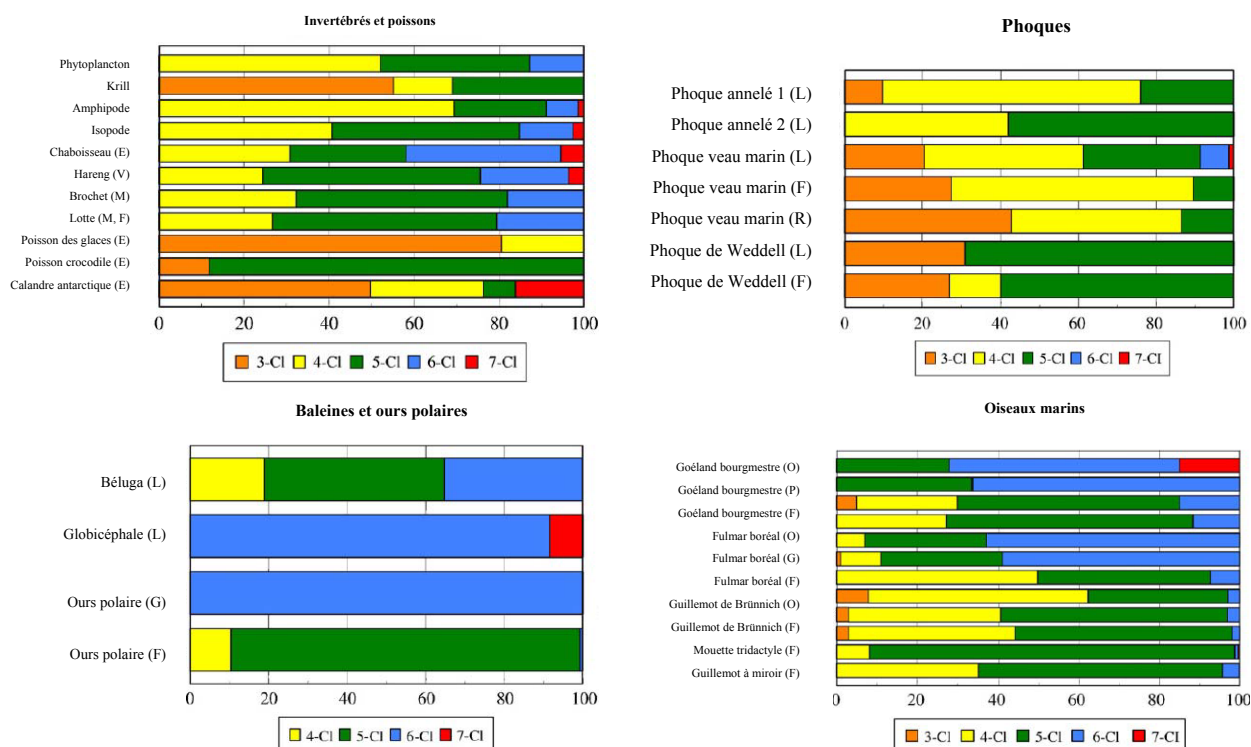
* Tous les congénères n'étaient pas détectables (valeurs inférieures aux limites de quantification). La limite supérieure a été estimée en remplaçant ces valeurs par la moitié de la valeur de la limite de quantification.

** Point médian de la fourchette.

Tableau A4-4 : Concentrations de chloronaphtalènes dans les biotes arctiques d'après d'autres sources que celles compilées dans Bidleman et al. (2010)

Biotes	Compartment	Unité	Min-Max (médiane ± écart-type)	Année	Lieu	Source
Ours polaire	Tissus adipeux (56,3±15,1 % de lipides)	µg/kg p.h.	0,7-29,3 (4,4±7,3)	2002	Svalbard	Gabrielsen et al., 2004
Phoque	lard	µg/kg de lipides p.	1,2-58 (16,3±28)	2004	Île Livingston, Antarctique	Schiavone et al., 2009

Figure A4-1 : Structures des congénères détectés dans les biotes des régions (sub)polaires. Source : Bidleman et al., 2010



Explication des graphiques (repris d'après Bidleman et al. 2010) : Homologues de chloronaphtalènes (% de ΣCNs) dans les biotes arctiques, subarctiques et antarctiques. Symboles entre parenthèses : E=entier, F=foie, G=graisse, L=lard, M=muscle, O= œufs, P=plasma, R=rein, V=vidé (tête et intestins enlevés). Les données contenant trois homologues ou plus ont été incluses; celles ne contenant que les valeurs limites supérieures ont été exclues. L'absence d'un homologue peut signifier qu'il n'en a pas été trouvé ou qu'il n'en a pas été mesuré, voir étude originale. Lorsque des fourchettes étaient données, ce sont les points médians de la fourchette qui ont été retenus, d'où des valeurs moyennes de pourcentage d'homologues dont la somme n'est pas toujours égale à 100 %. Dans ces cas, les données figurant dans les graphiques ont été normées à 100 %. Les organismes étudiés (homologues analysés) sont mentionnés. Invertébrés et poissons : phytoplancton (4-6-CN); krill (3-8); isopode, chaboisseau à quatre cornes (4-7); hareng (4-8); brochet, lotte (4-8); poisson des glaces, poisson-crocodile, calandre antarctique (3-8). Phoques : phoque annelé 1 (3-7), phoque annelé 2 (4-6); phoque veau marin (3-8); phoque de Weddell (3-8). Baleines et ours polaires : béluga (3-7); globicéphale (4-7); ours polaire (3-8). Oiseaux marins : goéland bourgmestre (4-7), (3-6); fulmar boréal (4-7), (3-8); mouette tridactyle (3-8); guillemot à miroir (3-8); guillemot de Brünnich (4-6) et (3-8); labbe de McCormick (3-8).