



Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants

Comité d'étude des polluants organiques persistants

Seizième réunion

Genève (en ligne), 11–16 janvier 2021

Point 4 a) i) de l'ordre du jour provisoire**

**Travaux techniques : examen des projets de descriptifs
des risques : déchlorane plus, son isomère syn
et son isomère anti**

Projet de descriptif des risques : le déchlorane plus, son isomère syn et son isomère anti

Note du Secrétariat

I. Introduction

1. À sa quinzième réunion, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a adopté la décision POPRC-15/2 sur le Déchlorane Plus et ses isomères syn- et anti- (UNEP/POPS/POPRC.15/7, annexe I), par laquelle le Comité a décidé de créer un groupe de travail intersessions pour examiner plus avant la proposition d'inscription de ces substances chimiques aux Annexes A, B et/ou C de la Convention de Stockholm (UNEP/POPS/POPRC.15/3) et d'établir un projet de descriptif des risques conformément à l'Annexe E de la Convention.

2. Conformément à la décision POPRC-15/2 et au plan de travail adopté par le Comité (UNEP/POPS/POPRC.15/7, annexe III), le groupe de travail intersessions a établi un projet de descriptif des risques, qui est reproduit dans l'annexe à la présente note sans avoir été revu par les services d'édition. Des informations supplémentaires ainsi qu'une compilation des observations reçues et des questions posées au sujet du projet de descriptif des risques figurent dans les documents UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14 et UNEP/POPS/POPRC.16/INF/4, respectivement.

II. Mesure proposée

3. Le Comité souhaitera peut-être :

a) Adopter, avec tout amendement éventuel, le projet de descriptif des risques reproduit dans l'annexe à la présente note ;

b) Décider, conformément au paragraphe 7 de l'article 8 de la Convention et sur la base du descriptif des risques, si le déchlorane plus, son isomère syn et son isomère anti risquent, par suite 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 ;

* Nouveau tirage pour raisons techniques le 21 octobre 2020.

** UNEP/POPS/POPRC.16/1.

- c) convenir, en fonction de la décision prise par suite de l'alinéa b) ci-dessus :
 - i) D'inviter toutes les Parties ainsi que tous les observateurs à fournir les informations demandées dans l'Annexe F de la Convention, à créer un groupe de travail intersessions pour élaborer un projet d'évaluation de la gestion des risques et à convenir d'un plan de travail pour mener à bien ce projet ; ou
 - ii) De distribuer le descriptif des risques à toutes les Parties et à tous les observateurs et de mettre la proposition de côté.

Annexe

Déchlorane plus, son isomère syn et son isomère anti

Projet de descriptif des risques

Préparé par le groupe de travail intersessions
du Comité d'étude des polluants organiques persistants

Juin 2020

Table des matières

Résumé à l'intention des décideurs.....	5
1. Introduction.....	6
1.1 Identité chimique	6
1.2 Conclusion du Comité d'étude des polluants organiques persistants concernant les informations demandées à l'Annexe D	8
1.3 Sources des données	9
1.4 Statut de la substance chimique au regard des conventions internationales.....	9
2. Résumé des informations pertinentes pour le descriptif des risques	9
2.1 Sources.....	9
2.1.1 Production, commerce et stocks.....	9
2.1.2 Utilisations	10
2.1.3. Rejets et émissions dans l'environnement	11
2.2. Devenir dans l'environnement	12
2.2.1 Persistance	12
2.2.2 Bioaccumulation et toxicocinétique.....	14
2.2.3 Potentiel de propagation à longue distance.....	16
2.3 Exposition.....	19
2.3.1 Valeurs et tendances des concentrations dans l'environnement	19
2.3.2 Exposition humaine.....	24
2.4 Évaluation des dangers pour les effets préoccupants	27
2.4.1 Toxicité pour les organismes aquatiques	27
2.4.2 Toxicité pour les organismes terrestres.....	30
2.4.3 Toxicité pour les êtres humains.....	31
2.4.4 Autres préoccupations	34
3. Synthèse des informations.....	34
Déclaration finale.....	36
Références	37

Résumé à l'intention des décideurs

1. À sa quinzième réunion, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a conclu que le Déchlorane Plus (DP) (n° CAS 13560-89-9), son isomère *syn*- (n° CAS 135821-03-3) et son isomère *anti*- (n° CAS 135821-74-8) satisfaisaient aux critères de l'Annexe D de la Convention (décision POPRC-15/2) et décidé de créer un groupe de travail intersessions qui serait chargé d'examiner la proposition à l'étude de manière plus approfondie et d'établir un descriptif des risques conformément à l'Annexe E de la Convention. Les Parties et les observateurs ont été invités à soumettre les informations spécifiées à l'Annexe E avant le 2 décembre 2019.
2. Le mélange technique appelé « Déchlorane Plus TM » est un retardateur de flamme polychloré commercialisé et utilisé depuis les années 60. Il est employé comme additif ignifugeant dans des gaines de fils et câbles électriques, des matériaux de toiture en plastique et des connecteurs pour téléviseurs et moniteurs ; il est également employé comme retardateur de flamme non-plastifiant dans des systèmes polymériques comme les nylons et les polypropylènes.
3. Le mélange technique DP contient deux stéréoisomères, le *syn*-DP et l'*anti*-DP, qui sont présents dans une proportion d'environ 1:3 (25 % de *syn*-DP et 75 % d'*anti*-DP). Les mélanges commerciaux de DP peuvent aussi contenir des monoadduits de DP, des dérivés mono-déchlorés ou d'autres substances comme impuretés. Le DP et ses isomères ne sont connus que comme substances produites de manière intentionnelle.
4. La fabrication de DP par la société Hooker Chemicals and Plastics Corporation (l'actuelle société Occidental Chemical Company (OxyChem)) basée à Niagara Falls, dans l'État de New York, a commencé dans les années 60 et pris fin en 2016. Aux États-Unis, le DP était considéré comme une substance chimique produite en grandes quantités (HPVC), avec des volumes annuels compris entre 450 et 4 500 tonnes à partir de 1986. En Chine, la production a été lancée en 2003 par la société Anpon Electrochemical Co., avec un volume annuel de 300 à 1 000 tonnes.
5. Des rejets de DP dans l'environnement ont lieu durant la fabrication, la formulation et l'utilisation, ainsi qu'au cours de l'élimination des déchets et du recyclage des produits qui en contiennent. Les rejets liés à son utilisation proviennent de ses usages industriels et professionnels ainsi que des produits de consommation. La présence de DP a été constatée partout dans le monde, dans de nombreux endroits, depuis les sites de fabrication et de recyclage jusqu'à des zones urbaines, rurales et reculées. Des traces de DP ont été retrouvées dans différents milieux (air, eau, glace, sol, eaux usées, boues, bio solides, lixiviats des décharges, poussière intérieure et extérieure) ainsi que chez certains animaux sauvages et dans la population humaine.
6. Les concentrations les plus élevées ont été détectées aux États-Unis et en Chine, près de sites de production ou de sites de traitement de déchets électroniques connus. Des études de surveillance confirment le transport à longue distance de DP jusqu'à des régions reculées par les airs, les courants océaniques et peut-être même les oiseaux migrateurs. Des modélisations suggèrent que le DP possède, en matière de propagation et de persistance, des propriétés analogues à celles de polluants organiques persistants déjà inscrits. Du DP a été détecté dans différents milieux et biotes, dans l'Arctique, l'Antarctique et les régions montagneuses du Tibet. La demi-vie atmosphérique du DP a été calculée à ~14 heures. Elle est donc inférieure au critère de deux jours fixé dans l'Annexe D, paragraphe d), alinéa iii), de la Convention. Toutefois, les demi-vies modélisées dans l'air reposent largement sur les réactions en phase gazeuse et omettent la possibilité de demi-vies plus longues résultant de la sorption de la substance sur des particules, que l'on suppose être le principal mode de transport du DP du fait de sa faible pression de vapeur et de son coefficient élevé de partage octanol-air ($\log K_{oa}$). Les données de surveillance disponibles confirment cette hypothèse, montrant que le DP est surtout présent sur des particules, dans l'air comme dans l'eau. La propagation à longue distance du DP est donc probablement assurée par sa liaison avec des particules. La sorption sur des particules peut ralentir les vitesses de réaction, allonger la demi-vie effective dans l'air et faciliter la propagation à longue distance du DP.
7. Le DP devrait être persistant dans l'eau, le sol et les sédiments ; il est également considéré comme persistant dans l'air dans des conditions normales, du fait qu'il se lie aux particules aériennes et qu'il est peu sujet à photodégradation. Il est très peu soluble dans l'eau et son coefficient de partage octanol-eau est élevé. Il devrait se lier à la matière organique des sols et des sédiments et, par conséquent, il n'est probablement pas facilement bio disponible pour les microorganismes. De plus, il ne possède pas de groupes fonctionnels susceptibles de subir de s'hydrolyser. Les modélisations lui prédisent une très lente biodégradation aérobie, du même ordre que celle de produits chimiques analogues (mirex, chlordane, heptachlore, dieldrine/endrène, aldrine et endosulfan) déjà inscrits à la Convention de Stockholm. Du DP a été retrouvé dans des carottes sédimentaires de couches profondes de sols et de sédiments, indiquant sa persistance. Les données de surveillance font ressortir que dans

les sols et les sédiments, il se dégrade peu au fil du temps, ce qui étaye la conclusion qu'il est persistant. Ce résultat est confirmé par une récente étude de laboratoire montrant que sa demi-vie dans le sol est supérieure à 180 jours.

8. Des facteurs de bioconcentration (FBC) > 5 000 ont récemment été signalés dans des études sur des poissons. Des demi-vies de dépuración correspondant à un FBC > 5 000 L/kg ont également été signalées, ainsi que des facteurs de bioamplification et des facteurs d'amplification trophique > 1 dans diverses chaînes alimentaires et dans différentes régions, y compris dans la chaîne alimentaire arctique. Le DP est considéré par l'Union européenne comme une substance très persistante et très bioaccumulable (vPvB).

9. Dans la population générale, l'exposition au DP est due à la consommation d'aliments et d'eau de boisson, l'inhalation d'air intérieur et ambiant, et l'absorption par voie respiratoire ou orale de poussières en contenant. Par ailleurs, du DP a été détecté dans le sang et le lait maternel d'habitants de nombreuses régions. Une exposition des fœtus via le sang du cordon ombilical est donc possible, de même qu'une exposition des nourrissons via le lait maternel, qui pourrait en être une source importante. Les concentrations les plus élevées de DP ont été observées chez les personnes exposées sur leur lieu de travail ou vivant à proximité d'installations de production et de sites de recyclage de DEEE en Chine.

10. Les résultats des études sur des animaux laissent penser que la toxicité orale, respiratoire et cutanée aiguë du DP pour les humains et les autres organismes ne suscite pas une grande préoccupation ; toutefois, on possède peu de données sur sa toxicité et aucune étude de sa toxicité chronique n'existe. Les études disponibles citent des altérations par oxydation, des signes de neurotoxicité et des perturbations possibles du système endocrinien parmi les effets qu'il produit. Un stress oxydatif a été observé chez des macroalgues marines, des poissons, des bivalves marins, des vers de terre, des oiseaux et des souris. Dans une macroalgue marine exposée à du DP, la photosynthèse était réduite à de faibles concentrations. Des effets neurotoxiques ont été observés chez les poissons, et une neurotoxicité potentielle chez les vers de terre. De possibles effets de modulation endocrinienne ont été décrits chez les poissons, et certaines études épidémiologiques indiquent de potentiels effets de modulation endocrinienne chez les êtres humains. Il a également été rapporté que le DP pourrait traverser la barrière hématoencéphalique et être transmis par la mère à sa progéniture dans plusieurs espèces. Une étude sur des embryons de poisson-zèbre (*Danio rerio*) a mis en évidence des effets de synergie sur les paramètres de neurotoxicité et, en cas d'exposition conjointe à du DP et du 3-méthylphénanthrène, une bioaccumulation accrue de ces deux composés, par effet de synergie.

11. La présence de DP est largement avérée dans l'environnement mondial, y compris dans des régions reculées. Les données scientifiques disponibles montrent que le DP est persistant, bioaccumulable et potentiellement toxique pour les animaux et pour les êtres humains. Il est transporté vers des lieux éloignés des sites de production et d'utilisation. La conclusion qui s'impose est donc que le DP et ses isomères *syn*- et *anti*- risquent, par suite de leur propagation à longue distance dans l'environnement, d'entraîner des effets nocifs pour la santé humaine et/ou l'environnement justifiant l'adoption de mesures internationales.

1. Introduction

12. En mai 2019, la Norvège a présenté une proposition tendant à inscrire un retardateur de flamme chloré, le Déchlorane Plus (n° CAS 13560-89-9), son isomère *syn*- (n° CAS 135821-03-3) et son isomère *anti*- (n° CAS 135821-74-8) aux Annexes A, B et/ou C de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants. Cette proposition (UNEP/POPS/POPRC.15/3), présentée conformément à l'article 8 de la Convention, a été examinée par le Comité d'étude des polluants organiques persistants à sa quinzième réunion, en octobre 2019.

13. Le mélange commercial « Déchlorane PlusTM » est un additif ignifugeant utilisé depuis les années 60 (Shen et al 2011). Pour le Déchlorane Plus, les acronymes DP ou DDC-CO sont couramment employés. Dans le présent descriptif des risques, l'acronyme DP est utilisé.

1.1 Identité chimique

14. Le mélange technique Déchlorane PlusTM (n° CAS 13560-89-9) est une préparation commerciale contenant deux stéréoisomères, le *syn*-DP (n° CAS 135821-03-3) et l'*anti*-DP (n° CAS 135821-74-8) dans un rapport d'environ 1:3, ou 25 % de *syn*-DP et 75 % d'*anti*-DP (Sverko et al., 2011). Selon le fabricant nord-américain OxyChem, leur produit commercial contient environ 35 % de *syn*-DP et 65 % d'*anti*-DP (OxyChem, 2013). La fraction de *syn*-DP (f_{syn}) du DP

commercial des fabricants Anpon Electrochemical Co. et OxyChem se situe entre 0,20 et 0,41 (Wang et al., 2010a).

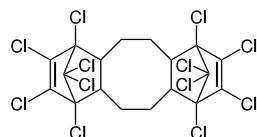
15. L'identité chimique et les propriétés physico-chimiques, modélisées et expérimentales, du DP et de ses deux isomères sont indiquées dans les tableaux 1 et 2 ci-dessous. La formule structurale du DP et de ses deux isomères sont indiquées à la Figure 1.

Tableau 1. Identité chimique du Déchlorane Plus et de ses isomères *syn*- et *anti*-

n° CAS	13560-89-9 (Déchlorane Plus™), 135821-03-3 (<i>syn</i> -DP), 135821-74-8 (<i>anti</i> -DP)
Appellation UICPA	1,6,7,8,9,14,15,16,17,17,18,18-dodécachloropentacyclo-[12.2.1.1 ^{6,9} .0 ^{2,13} .0 ^{5,10}] octadéca-7,15-diène
Numéro CE	236-948-9
Nom CE	1,6,7,8,9,14,15,16,17,17,18,18-Dodécachloropentacyclo[12.2.1.16,9.02,13.05,10] octadéca-7,15-diène
Formule moléculaire	C ₁₈ H ₁₂ Cl ₁₂
Poids moléculaire	653,73 g/mol
Synonymes	Bis(hexachlorocyclopentadiène)cyclooctane ; 1,2,3,4,7,8,9,10,13,13,14,14-Dodécachloro-1,4,4a,5,6,6a,7,10,10a,11,12,12a-dodécahydro-1,4:7,10-diméthanodibenzo[<i>a,e</i>]cyclooctène ; Dodécachlorododécahydrodiméthanodibenzocyclooctène
Noms commerciaux	Déchlorane Plus 25 (Dech Plus) ; Déchlorane Plus 35 (Dech Plus-2) ; DP-515 ; Déchlorane 605 ; Déchlorane A ; DP ; Escapeflam DK-15 (Chine) ; PyroVex SG (qualité 515, 25 et 35)

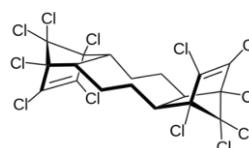
Déchlorane Plus

(n° CAS 13560-89-9)



Anti- (ou *exo*-) Déchlorane Plus

(n° CAS 1358 21-74-8)



Syn- (ou *endo*-) Déchlorane Plus

(n° CAS 1358 21-03-3)

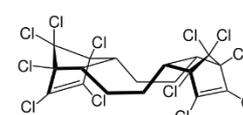


Figure 1. Formule structurale du DP et de ses deux isomères

Tableau 2. Aperçu de certaines propriétés physico-chimiques du Déchlorane Plus et de ses isomères *syn*- et *anti*-

Propriété	Valeur	Référence
État physique à 20 °C et 101,3 kPa	Poudre blanche solide	ECHA, 2017d
Point de fusion/point de congélation	340-382 °C 350 °C	ECHA, 2017d OxyChem, 2004b
Pression de vapeur	0,006 mm Hg \cong 0,8 Pa (à 200 °C)	OxyChem, 2004b
Solubilité dans l'eau*	<1,67 ng/L (20–25 °C) 0,044–249 μ g/L (insoluble)	ECHA, 2017d OxyChem, 2004b
Coefficient de partage octanol-eau (log K _{oe})	9,3	OxyChem, 2004b
Coefficient de partage octanol-air (log K _{oa})	12,26	OxyChem, 2004b
Coefficient de partage sédiments-eau (log K _p)	6,65	OxyChem, 2004b

Propriété	Valeur	Référence
Coefficient de partage air-eau (log K_{ae})	Valeurs estimatives du log K_{ae} à 25 °C -3,2 (calculée à partir de la mesure de la solubilité dans l'eau et de la pression de vapeur estimative) 0,44 (calculée à partir de la mesure de la solubilité dans l'eau et de la pression de vapeur) -2,8 (calculée à partir de la solubilité dans l'eau prédite par le modèle EPIWIN** (log K_{oe} = 9) et de la pression de vapeur) -3,5 (modèle HENRYWIN*** v.3.20 ; calculée à partir de la structure par la méthode des liaisons)	ECHA, 2017d

* La valeur exacte de la solubilité dans l'eau n'est pas connue (Chou et al., 1979a). Cependant, toutes les mesures et données de modélisation indiquent que le DP est très peu soluble dans l'eau.

Les programmes de modélisation suivants sont des modules individuels de l'EPI Suite™ :

** Estimation Program Interface Suite for Windows

*** Ce modèle permet de calculer la constante de Henry (coefficient de partage air-eau) par la méthode des contributions de groupes et la méthode des contributions des liaisons. La méthode des contributions de groupes n'est pas applicable au DP, du fait que certains fragments ne sont pas répertoriés dans la base de données, raison pour laquelle seuls les résultats de la méthode des contributions des liaisons sont indiqués ici.

16. Le DP est formé par réaction de Diels-Alder entre deux molécules d'hexachlorocyclopentadiène et une molécule de 1,5-cyclooctadiène. L'hexachlorocyclopentadiène commercial technique peut contenir en faibles quantités un certain nombre d'impuretés (tétrachloroéthylène, pentachlorocyclopenténone, octachlorocyclopentadiène, hexachlorobutadiène) en plus de polluants organiques persistants déjà inscrits (hexachlorobenzène, pentachlorobenzène et mirex (USEPA, 1978). Des réactions partielles lors de la formation de diadduits par réaction de Diels-Alder intervenant dans la synthèse du DP peuvent produire un dérivé monoadduit (DPMA) qui peut être présent comme impureté dans le DP commercial (Sverko et al., 2010). Les composés du DP comportant un plus petit nombre d'atomes de chlore, tels que le DP mono-déchloré (DP-1Cl ou DP-Cl₁₁) peuvent aussi survenir en tant qu'impuretés dans la substance commerciale (Li et al., 2013b).

17. Le DP est structurellement analogue à des substances déjà inscrites à la Convention de Stockholm telles que l'aldrine, le mirex et le chlordécone. Les propriétés physico-chimiques d'analogues structurels inscrits à la Convention de Stockholm, de substances apparentées au déchlorane et du DP déchloré sont décrites dans les tableaux 1 et 2 du document UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14. Les modélisations des relations quantitatives structure-activité (QSAR) (Sverko et al., 2011 ; Feo et al., 2012) et les essais effectués par le fabricant (EHSI, 2004) indiquent que le DP possède des caractéristiques typiques des polluants organiques persistants (EHSI, 2004 ; Sverko et al., 2011 ; Feo et al., 2012).

1.2 Conclusion du Comité d'étude des polluants organiques persistants concernant les informations demandées à l'Annexe D

18. À sa quinzième réunion, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a évalué la proposition de la Norvège tendant à inscrire le DP (n° CAS 13560-89-9) et son isomère *syn*- (n° CAS 135821-03-3) et isomère *anti*- (n° CAS 135821-74-8) au titre de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants et conclu que le DP, son isomère *syn*- et son isomère *anti*- satisfaisaient aux critères de sélection spécifiés à l'Annexe D (UNEP/POPS/POPRC.15/7, décision POPRC-15/4). Le Comité a décidé d'examiner la proposition plus avant et d'élaborer un projet de descriptif des risques conformément à l'Annexe E de la Convention.

1.3 Sources des données

19. Le projet de descriptif des risques est fondé sur les sources de données ci-après :
- La proposition d'inscription soumise par la Norvège (UNEP/POPS/POPRC.15/3) ;
 - Les informations visées à l'Annexe E de la Convention (Annexe E, 2019) et les observations communiquées conformément à cette annexe par les Parties et observateurs ci-après (Annexe E, 2020) : Allemagne, Bélarus, Canada, Égypte, État de Palestine, Hongrie, Monaco, Nouvelle-Zélande, Pays-Bas, Qatar, République de Corée, Roumanie, Thaïlande, Alaska Community Action on Toxics (ACAT) et Réseau international pour l'élimination des polluants organiques persistants (IPEN) ;
 - Des rapports et autres informations tirés de la littérature grise ainsi que des données de revues scientifiques évaluées par des pairs ;
 - La documentation appuyant l'inscription du DP sur la Liste des substances extrêmement préoccupantes (SVHC) au titre du Règlement relatif à l'enregistrement, l'évaluation, l'autorisation et la restriction des substances chimiques (REACH) de l'Union européenne (UE) (ECHA, 2017b, c) ;
 - Le rapport d'évaluation préalable et l'approche de la gestion des risques publiés par le Canada (Canada, 2019a, b).

1.4 Statut de la substance chimique au regard des conventions internationales

20. Le DP n'est actuellement inscrit à aucune convention internationale ; toutefois, un processus de réglementation a été engagé dans plusieurs pays.
21. Le DP est inscrit sur la Liste intérieure des substances (LIS) du Canada (ECCC, 2019). L'évaluation préalable finale du DP a été publiée par Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et Santé Canada au printemps de l'année 2019 (Canada, 2019a). L'évaluation conclut que le DP satisfait aux critères de toxicité pour l'environnement puisqu'il pénètre, ou peut pénétrer, dans l'environnement en quantités, à des concentrations ou dans des conditions ayant, ou pouvant avoir, un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement ou la diversité biologique. L'approche réglementaire proposée a pour but d'amender le Règlement sur certaines substances toxiques interdites de 2012 en vue d'interdire la fabrication, l'importation, l'utilisation, la vente ou l'offre de vente de DP et de tous autres produits contenant de cette substance (Canada, 2019b).
22. Dans l'UE, au vu d'un dossier soumis au titre de l'Annexe XV du Règlement REACH et d'une analyse des options en matière de gestion des risques réalisée par le Royaume-Uni, le DP (y compris ses isomères *syn-* et *anti-*) a été identifié comme une substance extrêmement préoccupante (SVHC) et ajouté à la Liste des substances candidates du Règlement REACH en janvier 2018, car très persistant et très bioaccumulable (vPvB) (ECHA, 2017a).
23. En Norvège, le DP a été ajouté à la liste des substances prioritaires en janvier 2019, afin d'en bannir l'utilisation dans le pays d'ici 2020 (Agence norvégienne pour l'environnement, 2019b).
24. Certaines restrictions limitant les importations et les utilisations, ou obligations d'approbation et de notification préalables, sont également en place aux États-Unis, en Nouvelle-Zélande et en Thaïlande (voir UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14, tableau 3).

2. Résumé des informations pertinentes pour le descriptif des risques

2.1 Sources

2.1.1 Production, commerce et stocks

25. La fabrication de DP par la société Hooker Chemicals and Plastics Corporation (l'actuelle société Occidental Chemical Company (OxyChem)) basée à Niagara Falls, dans l'État de New York, a commencé dans les années 60 (Shen et al., 2011). Aux États-Unis, le DP était considéré comme une substance chimique produite en grandes quantités (HPVC) (> 500 tonnes) (Sverko et al., 2011), avec des volumes annuels compris entre 450 et 4 500 tonnes à partir de 1986 (Qiu et al., 2007). La production à l'usine Oxychem a cessé vers le milieu de l'année 2016 (ECHA, 2020a). La production de la société Anpon Electrochemical Co. à Huai'an (Chine) se situerait entre 300 et 1 000 tonnes par an depuis 2003 (Wang et al., 2010a). La production mondiale annuelle est d'environ 5 000 tonnes (Ren et al., 2008).

26. Dans l'UE, le DP a été enregistré au titre du Règlement REACH par deux déclarants qui fabriquent et/ou importent du DP dans la fourchette de quantité de 100-1 000 tonnes/an. Le principal déclarant depuis 2013, la société Occidental Chemical Belgium BVBA, représentant le fabricant OxyChem US, a adressé à l'UE, en décembre 2017, une notification de « cessation de fabrication ou d'importation » au titre du Règlement REACH et a cessé de produire ou d'importer du DP (ECHA, 2020b). La compagnie néerlandaise ADAMA Agriculture BV est, depuis 2016, le déclarant pour l'importateur/distributeur exclusif Velsicol, qui représente la société Anpon Electrochemical Co. La quantité maximale de DP importée par l'UE était de 300 à 400 tonnes/an. En 2019, les importations dans l'UE étaient inférieures à 100 tonnes (informations communiquées par les Pays-Bas durant la période de présentation libre d'observations). La Suède a enregistré une consommation de 11 tonnes en 2005 et de 5 tonnes en 2006 (Kaj et al., 2010).

27. Au Canada, selon des enquêtes menées pour les années 2011 et 2016 en vertu de la section 71 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE), entre 1 et 10 tonnes de DP, y compris les quantités présentes dans certains produits, ont été importées par un petit nombre de sociétés (Canada, 2019a, b). Selon des informations recueillies dans le cadre d'enquêtes gouvernementales (2010, 2014 et 2016), la République de Corée ne produit pas de DP. En 2010, elle n'en a pas importé, mais en a utilisé 40 tonnes. En 2016, elle en a importé 11 tonnes et utilisé 17 kg. En 2010, elle en a exporté 0,9 tonne, mais n'en exporte plus depuis (informations communiquées conformément à l'Annexe E, République de Corée).

2.1.2 Utilisations

28. Le DP a été mis sur le marché pour remplacer le décabromodiphényléther commercial (c-décaBDE) et le mirex utilisés comme retardateurs de flamme (Hoh et al., 2006). Il est employé comme agent ignifugeant dans les gaines des fils et câbles électriques, les automobiles, les matériaux de toiture en plastique, les connecteurs en plastique dur pour téléviseurs et moniteurs, et le mobilier (Zhang et al., 2015 ; Annexe E, 2019, 2020). Il est aussi très largement utilisé dans l'industrie aérospatiale comme retardateur de flamme ainsi que dans d'autres applications (AIAC, 2020). Il est souvent utilisé comme additif dans diverses préparations et peut se trouver dans de nombreux éléments d'aéronefs comme les panneaux d'intérieur de cabine, les conduits et les moteurs. Une récente étude menée en Chine a révélé la présence de DP dans différents matériaux de construction (Hou et al., 2018). On en a trouvé dans des revêtements muraux (non tissés, en PVC ou en papier), peintures polymères, panneaux (plancher laminé, aggloméré, bois massif), colles, mastics, tuyaux de canalisation en PVC et mousses (mousses acoustiques et panneaux de polystyrène expansé), à des concentrations allant du non détectable à 5,1 ng/g (Hou et al., 2018). Au Canada, le DP est utilisé comme retardateur de flamme dans l'industrie automobile (Canada, 2019b). Les informations communiquées par les Pays-Bas conformément à l'Annexe E confirment son utilisation dans les automobiles (groupe autopropulseur, refroidissement, châssis et éléments de carrosserie) (Annexe E, 2019).

29. Le DP est utilisé comme retardateur de flamme dans de nombreux systèmes polymériques, généralement thermoplastiques ou thermodurcissables. Comme exemples de systèmes thermoplastiques pouvant contenir du DP, on peut citer : le nylon (Weil and Levchik 2009 ; KEMI, 2019), les polyesters (KEMI, 2019), l'acrylonitrile butadiène styrène (ABS), le caoutchouc naturel, le polybutylène téréphtalate (PBT), le polypropylène, et les copolymères séquencés butadiène-styrène (SBR) (OxyChem, 2007). Le DP peut être employé dans des plastiques thermodurcissables tels que les résines époxy et polyester, les mousses de polyuréthane, les polyéthylènes, le caoutchouc monomère d'éthylène propylène diène (EPDM), le caoutchouc polyuréthane, le caoutchouc silicone et le néoprène (OxyChem, 2007). La quantité de DP dans ces matières varie de 8 % dans le PBT jusqu'à 40 % dans le caoutchouc silicone (OxyChem, 2007).

30. Selon un fabricant (OxyChem, 2007), le DP est un produit à usage exclusivement industriel. Pourtant, les données de l'UE et de l'Espace économique européen (EEE) indiquent qu'il est couramment employé dans des produits aussi bien professionnels que de consommation courante. Plus spécifiquement, selon les données figurant dans les dossiers d'enregistrement du Règlement REACH, dans l'UE/EEE, il est utilisé pour la formulation ou le emballage sur des sites industriels et par des professionnels, ainsi que par des consommateurs, lorsqu'il est contenu dans des articles (ECHA, 2017a ; 2019b). Au titre du Règlement REACH, le DP est enregistré comme produit à usage industriel dans les catégories de produits ci-après : préparations et composés à base de polymères, semi-conducteurs, et adhésifs et produits d'étanchéité. Les catégories de produits pour lesquelles des utilisations finales au niveau de la formulation ou du emballage ont été enregistrées comprennent les suivantes : 1) adhésifs et produits d'étanchéité ; 2) préparations et composés à base de polymères ; et 3) semi-conducteurs. Les secteurs d'utilisation enregistrés pour les utilisations finales sur des sites industriels ou par des professionnels comprennent les suivants : 1) Formulation [fabrication] et/ou

reconditionnement de mélanges (à l'exclusion des alliages) ; 2) fabrication de produits en matières plastiques, y compris formulation et conversion ; et 3) fabrication de produits informatiques, électroniques et optiques, et d'équipements électriques. S'agissant des catégories d'articles utilisés par des consommateurs à l'étape de la durée de vie utile du cycle de vie du produit, les suivantes sont mentionnées dans le dossier d'enregistrement : 1) véhicules ; 2) machines et appareils mécaniques ; 3) articles électriques et électroniques ; 4) tissus, textile et habillement ; et 5) articles en plastique. En outre, la présence de DP dans la colle utilisée pour l'assemblage de pièces d'avion a été signalée (ECHA, 2020). Le DP est aussi utilisé en petites quantités dans la confection de feux d'artifice (ECHA, 2019), mais cette utilisation n'est pas homologuée dans l'UE/EEE.

31. En 2011, une installation de recyclage suisse a traité un échantillon représentatif (220 tonnes) de déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) et analysé les différents flux de matériaux résultants. Les fractions fines de matières plastiques et les plastiques issus de produits de consommation, notamment des boîtiers de moniteurs et d'ordinateurs portables présentaient les taux massiques de DP les plus élevés (Taverna et al., 2017).

32. Du DP a été détecté dans les boîtiers plastiques de deux téléviseurs et un ordinateur, mais pas dans les circuits imprimés d'équipements analogues collectés dans une usine de recyclage en Chine (Li et al., 2019c). En outre, du DP a été détecté dans de l'ABS recyclé dans la province de Guangdong en Chine (Cao et al., 2020).

33. Le PyroVex® SG est un additif ignifugeant qui, selon le fournisseur, contient > 99 % DP (Velsicol Chemicals LLC, 2020). Il se trouve généralement incorporé dans des plastiques et d'autres matériaux et peut être employé seul ou mélangé à des substances complémentaires destinées à améliorer certaines de ses caractéristiques de performance. Il est commercialisé pour utilisations comme agent ignifugeant dans les gaines des fils et câbles électriques et comme retardateur de flamme dans les connecteurs électriques des ordinateurs et autres appareils électroniques. Les différentes formules de PyroVex® SG (515, 25 et 35) ne diffèrent que par leur granulométrie.

34. Lors d'une consultation publique de l'UE au sujet du neuvième projet de recommandation pour inclusion du DP à l'Annexe XIV du Règlement REACH, commencée en septembre et terminée le 5 décembre 2018, un certain nombre de compagnies ont énuméré les applications pour lesquelles elles utilisent du DP comme additif ignifugeant. Ces applications concernent les industries aéronautique et automobile, les composés polymériques pour l'isolation des câbles électriques, et une utilisation mineure dans la confection de feux d'artifice (ECHA, 2017e).

2.1.3. Rejets et émissions dans l'environnement

35. Il n'existe aucune source naturelle connue de DP et de ses isomères. Leur présence dans l'environnement résulte donc des activités humaines.

36. Diverses activités (production, utilisation, recyclage et manipulation des déchets), auxquelles viennent s'ajouter la lixiviation des décharges, le ruissellement et le traitement des eaux usées, peuvent conduire à des rejets de DP dans l'environnement (Wang et al., 2016 ; Wang and Kelly, 2017). Du DP a été détecté dans des boues (de la Torre et al., 2011 ; Barón et al., 2014a ; Agence norvégienne pour l'environnement, 2018b et 2019a ; Ji et al., 2018) et des biosolides (Davis et al., 2012) provenant de stations de traitement des eaux usées. Il arrive que de telles boues soient utilisées pour amender les sols (Wu et al., 2017) ou servir d'engrais (Dai 2011, revu in Ji et al., 2018). Par ailleurs, du *syn*- et de l'*anti*-DP ont été détectés dans des matières particulaires d'eaux pluviales à Oslo (Norvège) (Agence norvégienne pour l'environnement, 2018b et 2019a).

37. Au Canada, des échantillons provenant de stations de traitement des eaux usées ont été analysés pour y rechercher la présence de retardateurs de flamme chlorés. La fréquence de détection du DP était > 90 % dans les échantillons d'eaux usées et de biosolides, et l'efficacité moyenne d'élimination se situait entre 51 % et 66 % du DP total (Shanmuganathan et al., 2018). À Shanghai, dans une station utilisant des procédés conventionnels, du DP a été retrouvé dans les eaux usées à des concentrations allant de 0,05 à 1,40 ng/L, avec une moyenne de 0,46 ng/L. Dans les boues, les concentrations de DP se situaient entre 1,1 et 2,0 ng/g. La fraction d'*anti*-DP (f_{anti}) excédait toujours celle du *syn*-DP (f_{syn}). Les valeurs moyennes de la f_{syn} se situaient entre 0,16 et 0,33 et correspondaient à celles de deux mélanges commerciaux de DP. Les rejets annuels de DP provenant des boues d'épuration de l'ensemble des stations de traitement des eaux usées à Shanghai s'établiraient, selon les estimations, à 164,8 g (Xiang et al., 2014).

38. Le DP étant utilisé comme retardateur de flamme dans les équipements électriques et électroniques, le recyclage des DEEE serait une source de rejets de DP dans l'environnement (Wang et al., 2016). Des concentrations très élevées (3 327 ng/g) ont été détectées dans les sols d'un site de recyclage en Chine, donnant à penser que les activités de recyclage des DEEE sont une

importante source d'émissions de DP dans ce pays (Yu et al., 2010). Une étude menée en Suisse a trouvé, dans les DEEE, des concentrations globales de DP de 33 ± 11 mg/kg, ce qui correspond à un volume de $2,3 \pm 0,9$ t de DP pour l'ensemble des DEEE générés en Suisse en 2011 (Taverna et al., 2017).

39. La poussière intérieure peut piéger et transporter de nombreux polluants, y compris des émissions de DP issues de produits de consommation. Elle est aussi considérée comme la principale source de polluants dans les stations de traitement des eaux usées recevant uniquement des eaux usées domestiques (Katsoyiannis and Samara, 2004 ; Xiang et al., 2013). Du DP à des concentrations allant de 0,08 à 124 000 ng/g a été trouvé dans la poussière intérieure (Newton et al., 2015 ; Wong et al., 2017 ; Cao et al., 2014 ; Lee et al., 2020). D'autres informations sur les rejets et émissions provenant de la fabrication de DP, des stations de traitement des eaux usées, du recyclage de DEEE, des décharges et autres, figurent dans le tableau 4 du document UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14 et des renseignements supplémentaires sur la poussière intérieure figurent dans le tableau 12.

2.2. Devenir dans l'environnement

2.2.1 Persistance

40. Le DP est chimiquement stable dans divers compartiments environnementaux avec peu ou pas de dégradation abiotique (Wang et al., 2016 ; ECHA, 2017d ; Canada, 2019a). Du fait de sa très faible solubilité dans l'eau et de son $\log K_{oc}$ élevé, il devrait se lier au carbone organique des sols et des sédiments et ne devrait donc pas être biodisponible pour les microorganismes (Wang et al., 2016). Sa demi-vie de dégradation dans les eaux de surface, les sédiments et les sols n'a pas été mesurée (ECHA, 2017d). Toutefois, ses propriétés physico-chimiques ont été prédites à l'aide de trois modèles (EPISuite, SPARC et Absolv). Sur cette base, ses demi-vies dans l'eau, dans les sols et dans les sédiments ont été estimées à 180, 3 650 et 1 621 jours, respectivement (Zhang et al., 2016).

41. Le DP ne contient pas de groupes fonctionnels susceptibles de subir une hydrolyse, laquelle ne devrait donc pas être un processus de dégradation pertinent pour cette substance (Canada, 2019a ; ECHA, 2017b). Des études de la photodégradation du DP dans l'air (Sverko et al., 2008 ; Wang et al., 2011 ; Li et al., 2013b ; Wang et al., 2013b ; Tao et al., 2015) et l'eau (Chou et al., 1979b) ont été revues *in ECHA* (2017d) et Canada (2019a). Les données proviennent pour la plupart d'études de laboratoire contrôlées qui ne peuvent pas être directement reliées aux conditions naturelles, en raison de l'utilisation de solvants et de différences d'intensité lumineuse.

42. Les études de la photodégradation dans l'air suggèrent que l'*anti*-DP pourrait être plus photodégradable dans ce milieu que le *syn*-DP. De surcroît, le DP est considéré comme relativement photostable dans l'air dans des conditions normales ; toutefois, certaines études indiquent qu'il pourrait se photodégrader, formant des déchloranes moins chlorés ainsi que d'autres produits de dégradation. Dans des conditions normales, on pense qu'il s'adsorbe sur des particules en suspension, ralentissant ainsi sa photolyse et rallongeant sa demi-vie dans l'air (Canada, 2019a). Par ailleurs, une étude de Wang et al. (2013b) analysant la photodégradation du DP (*anti*-DP, *syn*-DP et DP commercial) en n-nonane sous l'irradiation d'une lampe au xénon met en évidence une photodégradation rapide par déchloration dans le spectre 200–750 nm. Elle fait état d'une dégradation > 50 % après 5 mn et de 99 % après 30 mn. La dégradation était beaucoup plus lente dans le spectre 280–750 nm, et seulement de 20 % après 4 heures. Les rendements quantiques des sous-produits de déchloration dans le spectre 200–280 nm (UV-C) étaient de 2 à 3 fois supérieurs aux rendements dans le spectre 280–320 nm, et aucun rendement n'a été détecté dans le spectre 320–750 nm (Wang et al., 2013b). Ainsi, tant dans la lumière visible (> 400 nm) que dans le spectre des UV-A (320–400 nm), la dégradation du DP en n-nonane était négligeable, tandis que les UV-C (200–280 nm) jouaient un rôle important et pouvaient constituer un moyen efficace d'éliminer le DP par photodégradation. Comme les UV auxquels il est exposé en milieu naturel sont essentiellement des UV-A (longueur d'onde 315–400 nm), il en ressort que le DP devrait être photostable dans l'environnement et ne devrait subir qu'une dégradation limitée à la lumière naturelle à la surface de la Terre. De plus, il a été observé que le DP subissait une dégradation séquentielle du DP lui faisant perdre entre un et quatre atomes, qui sont ensuite remplacés par des atomes d'hydrogène, ce qui donne à penser que la principale réaction globale est une photoréduction aboutissant à sa photodéchloration (Wang et al., 2013b). Cette déchloration a également été observée par Li et al. (2013b). Dans cette étude, trois essais de dégradation par photolyse ont été réalisés en exposant des solutions d'*anti*-DP, de *syn*-DP et de DP commercial au rayonnement UV. En plus d'*anti*- et de *syn*-DP-Cl₁₁, au moins deux produits inconnus ont été identifiés dans tous les échantillons à la suite de cette exposition, ainsi que dans la substance d'essai (Li et al., 2013b).

43. La seule étude de laboratoire contrôlée concernant la photodégradation du DP dans l'eau a été réalisée par Chou et al. (1979b). Cette étude avait pour but de mesurer la phototransformation du DP dans une solution aqueuse d'acétonitrile (5 %) à l'aide d'une lampe à mercure émettant de la lumière à des longueurs d'onde > 290 nm pendant 168 heures. Le Canada (2019a) a fait état d'une demi-vie > 24 ans mesurée lors de cette étude, tandis que d'après les calculs de l'ECHA (2017d), la constante cinétique de phototransformation dans l'eau était < 6×10^{-4} /h, ce qui donnait une demi-vie > 48 j (Chou et al., 1979b). Selon l'ECHA (2017d), les conclusions de cette étude ne sont pas directement représentatives des conditions naturelles, puisque la solution d'essai contenait un solvant et que la teneur initiale en DP était de 1 ppm (1 mg/L), donc sensiblement supérieure à la solubilité dans l'eau précédemment signalée.

44. D'une manière générale, les prédictions des modèles corroborent les résultats des essais, qui montrent que le DP est très peu biodégradable en milieu aérobie et anaérobie et devrait donc être persistant dans l'eau, le sol et les sédiments (Canada, 2019a). Les modèles BIOWIN v4.10 (USEPA, 2012), Catalogic (2012) et TOPKAT (2004) prédisent tous une très lente biodégradation du DP (Canada, 2019a ; ECHA, 2017d). L'ECHA (2017d) conclut, à partir des données estimatives produites par le modèle BIOWIN v4.10 et compte tenu des incertitudes connexes, qu'il est peu susceptible d'être biodégradable. Les résultats obtenus dans ce modèle pour le DP sont les mêmes que pour un certain nombre d'analogues contenant de l'hexachloro-norbornène et indiquent que le DP est aussi persistant que des analogues tels que le mirex, le chlordane, l'heptachlore, la dieldrine/l'endrine, l'aldrine et l'endosulfan, qui sont déjà inscrits comme polluants organiques persistants à la Convention de Stockholm. De plus, les deux voies de dégradation microbienne possibles prédites pour le DP, qui sont les mêmes que pour les polluants organiques persistants analogues, sont peu susceptibles, selon l'ECHA (2017d), de déboucher sur une métabolisation plus rapide du DP, qui est sensiblement moins soluble dans l'eau, par rapport aux polluants organiques persistants déjà inscrits. La validité du modèle BIOWIN v4.10 est examinée en détail in ECHA (2017d). En dépit de quelques incertitudes, ce modèle est généralement considéré comme valide pour le DP.

45. Tout comme les résultats de modélisation, les essais en laboratoire examinés in Canada (2019a) ont montré que le DP ne se biodégrade guère en milieu aérobie, un essai sur des boues activées (essai MITI modifié, OCDE 301C) ayant abouti à une biodégradation de 0,6 % en deux semaines (USEPA, 2011 ; voir également Japan J-CHECK, 2020a) et un essai de 21 jours sur des biosolides d'eaux usées à une biodégradation de 0 % (USEPA, 2009).

46. Des études de surveillance fournissent des preuves supplémentaires de la persistance et de la biodégradation limitée du DP dans les sédiments. Il a été établi que sa demi-vie dans les sédiments en suspension est d'environ 17 ans (Sverko et al., 2008). L'étude de Qiu et al. (2007) suggère que le DP peut encore être présent plus de trente ans après son dépôt initial. Dans le cadre de cette étude, le DP a été mesuré dans une carotte sédimentaire prélevée au milieu du lac Ontario (Canada), dans une couche datée de 1980 environ. Une tendance linéaire ($r^2 = 0,739$) de valeurs croissantes de la f_{anti} au fil du temps a été observée, depuis une moyenne de 0,76 dans les sédiments superficiels (récents) jusqu'à une valeur > 0,90 dans les couches plus profondes datées de 1980 environ, suggérant que l'*anti*-DP pourrait être plus persistant que l'*syn*- dans ce milieu. Toutefois, la variation de la f_{anti} dans les lots de fabrication commerciale sur cette période n'est pas connue et les résultats pourraient refléter l'isomérisation du *syn*-DP en *anti*-DP. Tout comme l'étude de Qiu et al. (2007), d'autres études sur le DP et les valeurs de la f_{anti} dans l'eau douce (Wang et al., 2010) et les sédiments marins (Fang et al., 2014) rapportent, respectivement, une dégradation stéréosélective possible du *syn*-DP dans les sédiments d'eau douce et un enrichissement de l'*anti*-DP. Ce dernier pourrait s'expliquer par la biodégradation préférentielle de l'*syn*- dans le sédiment.

47. Quelques données sur la dégradation du DP dans le sol sont également disponibles. Des études dans des conditions contrôlées de laboratoire sur la dégradation du DP dans la couche supérieure de sols agricoles de pH 7,1 constitués de 64,2 % de limon, 25,6 % de sable et 10,2 % d'argile contenant 3,12 % de matière organique ont été menées avec des teneurs initiales en DP de 0,1, 1 et 10 mg/kg obtenues par ajout de DP dissous dans de l'acétone. Après 260 jours d'incubation à 25 °C, entre 4,2 et 8,2 % des concentrations initiales de DP étaient dégradées (Cheng et al., 2019). Les simulations modélisées utilisées pour analyser cette dégradation ont montré que les vitesses de transformation étaient variables et qu'elles évoluaient statistiquement au fil du temps. Les demi-vies estimatives du DP se situaient entre 1 325 et 2 948 jours, indication supplémentaire de sa persistance dans les sols (Cheng et al., 2019). Il a également été rapporté que, dans des échantillons de sol prélevés aux abords d'une usine chinoise, le *syn*-DP variait peu jusqu'à 100 cm de profondeur (Wang et al., 2010a), suggérant que la dégradation spécifique à cet isomère ou son adsorption préférentielle ne joueraient pas un rôle important dans le sol. Les concentrations de DP étaient les plus élevées dans le sol de surface (0-5 cm ; 837 µg/kg poids sec (ps)), tombant à 9,16 µg/kg ps à une profondeur de 60-70 cm et 3,84 µg/kg ps à une profondeur de 90-100 cm. La valeur de la f_{anti} variait peu avec la profondeur et

allait de 0,75 dans la couche superficielle à 0,67 dans la couche la plus profonde (90-100 cm). Ces résultats ont été interprétés de manière contradictoire par les auteurs de l'étude, qui affirment, d'un côté, qu'ils dénotent une diminution stéréosélective de l'isomère *syn*- dans le sol par rapport à la valeur mesurée de la f_{anti} du produit commercial chinois (0,60), mais d'un autre côté, que la dégradation microbienne spécifique à cet isomère ou son adsorption préférentielle ne jouent pas un rôle déterminant dans le sol.

48. Le DP devrait être persistant dans l'eau, le sol et les sédiments. Compte tenu du fait qu'il se lie aux particules aériennes et des résultats des études de laboratoire disponibles ainsi que des données de modélisation, il est également considéré comme persistant dans l'air dans des conditions normales. Les modélisations de son potentiel de dégradation et de ses voies métaboliques microbiennes donnent à penser que sa biodégradation est très lente et qu'il est peu probable qu'il se dégrade plus vite que les substances analogues inscrites à la Convention de Stockholm. Les données de surveillance font ressortir que dans les sols et les sédiments, il se dégrade peu au fil du temps, ce qui étaye la conclusion qu'il est persistant. Sa persistance dans le sol a également été récemment confirmée par une étude de laboratoire contrôlée.

2.2.2 Bioaccumulation et toxicocinétique

49. Le log K_{oc} du DP est de 9,3 (OxyChem, 2004b). Ce log K_{oc} élevé et sa très faible solubilité dans l'eau (tableau 2) indiquent que le DP est très hydrophobe et qu'il a une affinité pour la matière organique. Son coefficient de partage sédiments-eau (log K_p) relativement élevé (6,65) le confirme. Ces propriétés compliquent la réalisation d'études de laboratoire en milieu aqueux, car il est difficile de maintenir des niveaux d'exposition stables. On pense donc que l'exposition en milieu aqueux a une importance limitée du point de vue de son potentiel de bioaccumulation. Cependant, plusieurs études en milieu réel ont montré qu'il peut être absorbé en quantités notables par les poissons (Guo et al., 2017 ; Malak et al., 2018 ; Kurt-Karakus et al., 2019).

50. Une étude de la bioaccumulation chez les poissons par exposition en milieu aqueux a abouti à des facteurs de bioconcentration (FBC) dépassant les critères établis par la Convention de Stockholm (FBC > 5 000) (Wang et al., 2019). Dans cette étude, des carpes ont été soumises pendant 32 jours à une exposition continue à du DP (0,14-0,24 ng/L), suivie de 32 jours de dépuración. Les doses ont été administrées en quatre lots de chacun 1 g de poudre de DP commercial (pureté $\geq 99\%$), dans du papier filtre enfermé dans un écran de filtrage et placé dans une boule d'acier au fond des aquariums. Selon les auteurs, une concentration stable dans l'eau a été atteinte en trois jours, puis maintenue. Des concentrations maximales pour les isomères *syn*- et *anti*- ont été observées le 32^e jour, avec des valeurs de 440 ± 28 ng/g poids frais et 830 ± 44 ng/g poids frais, respectivement. Une fois l'équilibre atteint, le FBC a été calculé à partir des concentrations (poids frais) dans les tissus musculaires et du rapport entre la constante d'absorption et la constante d'élimination. Les valeurs du FBC signalées étaient de 5 700 et 9 300 L/kg pour le *syn*- et l'*anti*-DP, respectivement, et les demi-vies de dépuración étaient de 6,3 et 7,2 jours pour le *syn*- et l'*anti*-DP, respectivement (Wang et al., 2019). Un essai de bioaccumulation mal décrit mené en 1974 sur des carpes exposées à des concentrations de DP de 2,7 et 0,27 $\mu\text{g/L}$ pendant huit semaines a fait apparaître un FBC de 87 à 121 (Japan J-Check, 2020b). Aucune information sur les concentrations observées chez les poissons d'essai n'a été fournie.

51. La demi-vie de dépuración est une mesure importante de la bioaccumulation. Une demi-vie de dépuración d'environ 8 à 10 jours indique une valeur du FBC, corrigée en fonction de la croissance et de la teneur en lipides, supérieure à 5 000 L/kg selon l'analyse de l'Agence pour l'environnement du Royaume-Uni (2012). Dans un essai de bioaccumulation par voie alimentaire mené en laboratoire sur des alevins de truites arc-en-ciel, la demi-vie de dépuración du DP (corps entier sans le foie) a été établie à 30-40 jours pour l'isomère *anti*- et 50-70 jours pour l'isomère *syn*-, ces valeurs étant fortement révélatrices d'une substance très bioaccumulable (Tomy et al., 2008). Après 49 jours d'exposition, aucun des deux isomères n'avait atteint un état stable (Tomy et al., 2008). Les résultats d'une étude du réseau alimentaire aquatique de l'Antarctique (Na et al., 2017) ont montré, comme l'étude de Tomy et al. (2008), une bioaccumulation plus élevée de l'isomère *anti*-DP. Cependant, des essais de laboratoire sur la carpe ont mis en évidence des variations selon les tissus (Tang et al., 2018). Par ailleurs, une comparaison d'études modélisées (Larisch and Goss, 2018) et de mesures de l'absorption par voie orale chez les poissons (Tomy et al., 2008) révèle des résultats concordants, indiquant que la bioaccumulation par voie alimentaire de substances chimiques extrêmement hydrophobes comme le DP peut être prédite avec certitude. L'absorption du DP se fait lentement, mais entraîne au final une bioconcentration substantielle puisque cette substance n'est pas métabolisée par le poisson (Larisch and Goss, 2018). La demi-vie de dépuración observée par Wang et al., (2019) pour les muscles de carpe était légèrement inférieure à celle observée pour la truite (corps entier sans le foie) dans Tomy et al., (2008), ce qui pourrait être dû aux différences entre les deux espèces de poisson ainsi qu'au protocole d'expérimentation.

52. Une bioaccumulation de l'*anti*-DP a été observée dans de jeunes macroalgues vertes marines (*U. pertusa*) après une exposition de 21 jours à 10^{-8} mol DP/L (soit ~ 6,53 µg/L) et une dépuración de 21 jours (Gong et al., 2018). Les concentrations accumulées de DP étaient de 127 et 206 ng/g poids frais les 7^e et 21^e jours, respectivement, et les demi-vies étaient de 1,458 et 14,531 jours pour le *syn*- et l'*anti*-DP, respectivement.

53. Chez des rats exposés par gavage pendant 90 jours à différentes doses de du DP 25 (0,1, 10 et 100 mg/kg/j), celui-ci s'accumulait dans le foie de préférence aux muscles. À des doses élevées (10 et 100 mg/kg/j), le *syn*-DP prédominait dans les tissus. La demi-vie d'élimination du *syn*-DP était d'environ 179 jours dans le foie, 44 jours dans les muscles et 24 jours dans le sérum, et celle de l'*anti*-DP de 54 jours dans les muscles et 25 jours dans le sérum. Le temps de dépuración de l'*anti*-DP dans le foie n'a pas été calculé en raison d'une augmentation non significative dans cet organe après dépuración (Li et al., 2013b).

54. Plusieurs études en milieu réel donnent des facteurs de bioamplification (FBAm) et des facteurs d'amplification trophique (FAT) pour le DP dans divers réseaux alimentaires. Le calcul du FAT peut être affecté par divers paramètres tels que la température, l'heure d'échantillonnage, le statut de reproduction, les migrations, l'âge, et le choix de tissus plutôt que du corps entier pour les essais (Borgå et al., 2012 ; Franklin, 2016). Le DP se bioamplifie dans divers réseaux alimentaires, d'eau douce comme d'eau de mer. Les FBA (Tomy et al., 2007 ; Wu et al., 2018 ; Sun et al., 2015 ; Sun et al., 2017) et les FAT (Sun et al., 2015 ; Kurt-Karakus et al., 2019 ; Na et al., 2017) seraient > 1, y compris dans une étude menée dans l'Antarctique (Na et al., 2017). Des effets de bioaccumulation et de transfert maternel ont été observés chez des amphibiens collectés dans un site hautement contaminé du Sud de la Chine (Wu et al., 2018). Les amphibiens occupent une position trophique importante dans le réseau alimentaire, à l'interface entre les organismes aquatiques et les biotes terrestres. Compte tenu de la relation prédateur-proie entre les grenouilles et les insectes, un FBA > 1 (1,8 – 2,7) pour le DP a été signalé dans cette étude (Wu et al., 2018). Une étude de la bioamplification du DP dans un réservoir d'eau douce situé à proximité d'une usine de recyclage du Sud de la Chine a trouvé, pour les isomères du DP, des FAT deux à trois fois supérieurs à ceux des congénères du PBDE et comparables ou inférieurs à ceux des congénères du PCB hautement récalcitrants, au sein du même réseau alimentaire (Wu et al. 2010). Une étude du réseau alimentaire aquatique menée en Chine a fait apparaître des FAT de l'ordre de 1,9 à 3,1. Cette étude indiquait également le potentiel de bioamplification (FBAm >1) pour le DPMA, l'*anti*-Cl₁₁-DP et l'*anti*-Cl₁₀-DP (Wang et al., 2015), dont il faudrait également tenir compte pour évaluer la bioaccumulation du DP. Des informations plus détaillées sur cette substance figurent dans la section 1.1 (Identité chimique). Trois études terrestres font apparaître des facteurs de bioamplification (FBAm) >1 (Yu et al., 2013 ; She et al., 2013 ; Wu et al., 2018). Des renseignements plus détaillés sur les études de bioaccumulation figurent dans le tableau 5 du document UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14.

55. La composition isomérique du DP dans les échantillons environnementaux peut différer de celle des produits techniques, en raison de l'absorption ou de l'élimination sélective des isomères par les biotes, de la bioaccumulation et de la photodégradation stéréospécifique (Wang et al., 2015 ; revu in Wang et al., 2016). Les niveaux trophiques (Peng et al., 2014 ; Tomy et al., 2007 ; Wang et al., 2015), les concentrations d'exposition (Li et al., 2013a, b ; Mo et al., 2013 ; Peng et al., 2015), les stades du cycle de vie (Klosterhaus et al., 2012 ; Sühning et al., 2014), les types d'espèces sauvages et les tissus préférentiels (Peng et al., 2014 ; Zhang et al., 2011 ; Zheng et al., 2014a) et l'excrétion stéréosélective (Li et al., 2019) sont les principaux facteurs de bioaccumulation stéréosélective du DP dans les organismes.

56. Des études sur des oiseaux indiquent que la cinétique de l'absorption, de la distribution et de l'élimination du DP et de ses isomères est complexe. Une accumulation préférentielle de l'isomère *anti*-DP a été observée chez des poulets élevés dans le voisinage d'une usine de recyclage de DEEE qui subissaient une exposition environnementale au DP, par absorption de sable et d'aliments (Zheng et al., 2014a). Dans les tissus, la teneur en lipides était le principal facteur de répartition, même si le degré de perfusion sanguine et la fonction tissulaire jouaient aussi un rôle important. Cette étude a en outre révélé une accumulation spécifique de l'*anti*-DP dans les tissus, avec un niveau plus élevé de la f_{anti} dans le cerveau, la graisse et le foie (0,65-0,64) par rapport aux autres tissus (0,54-0,59). Elle indique également que l'*anti*-Cl₁₁-DP était absorbé par voie alimentaire plutôt que produit par métabolisation *in vivo* du DP, compte tenu des ratios *anti*-Cl₁₁-DP - *anti*-DP du même ordre trouvés dans les sols et les tissus des poulets (Zheng et al., 2014a). Ces données sont étayées par le fait que du *syn*-Cl₁₁-DP et de l'*anti*-Cl₁₁-DP ont été identifiés dans du DP 25 commercial ; on peut donc en déduire que ces substances provenaient de produits commerciaux (Li et al., 2013b).

57. Quelques études sur la biotransformation du DP sont disponibles (Tomy et al., 2007, 2008 ; Ren et al., 2009 ; Sverko et al., 2010). Elles montrent que le DP ne se métabolise pas facilement dans les biotes (Tomy et al., 2008 ; Xian et al., 2011) et les résultats obtenus par Tomy et al. donnent à penser que, chez les poissons, la métabolisation du DP induite par les enzymes pourrait être faible, voire nulle. Aucun métabolite hydroxylé ou sulfoné du DP n'a été observé dans des extraits de foie de poisson ou dans du sérum humain (Tomy et al., 2007 ; Ren et al., 2009). Des produits de dégradation du DP comme le décachloropentacyclooctadiène (DP-Cl₁₀) ou l'undécachloropentacyclooctadiène (DP-Cl₁₁) ont été détectés dans des œufs d'oiseaux (Guerra et al., 2011 ; Muñoz-Arnanz et al., 2011, 2012 ; Zheng et al., 2014a) et chez le rat (Li et al., 2013) ; certaines études suggèrent toutefois que ces substances se sont formées par processus biotique ou abiotique avant absorption ou qu'elles résultent de la présence d'impuretés dans le produit commercial (Sverko et al., 2008, 2010 ; Tomy et al., 2008 ; Zheng et al., 2010, 2014b ; Li et al., 2013). Deux autres analogues déchlorés ont aussi été détectés dans des cailles ainsi que dans la substance d'essai (Li et al., 2013a, b). Dans une étude sur des œufs de cailles japonaises traités par injection de DP dans le sac vitellin, aucune biotransformation du DP n'a été observée (Briels et al., 2018), de même que dans une étude sur des œufs de poule au 18^e jour ; cependant, au stade du bêcheage, la masse de *syn*- et d'*anti*-DP dans les poussins nouveau-nés (y compris dans les jaunes d'œuf résiduels) déclinait de manière importante, de 5,9 % et 15 %, respectivement, indiquant une activité métabolique à ce stade de développement (Li et al., 2019).

58. La présence, détectée pour la première fois, de DP dans des échantillons archivés de dorés jaunes du lac Érié prélevés au cours de la période 1980-2000 semble indiquer une absorption de cette substance par les poissons (Hoh et al., 2006). Les études de surveillance disponibles montrent que le DP est largement répandu dans l'environnement (Canada, 2019a ; ECHA 2017b). Les échantillons recueillis dans le biote de par le monde donnent des preuves de la possibilité d'une telle absorption par divers constituants des réseaux alimentaires aquatique et terrestre, ainsi que par le corps humain (Wang et al., 2016). Les données de surveillance sur le terrain suggèrent que le DP est biodisponible ; les niveaux relevés dans les biotes peuvent excéder ceux considérés comme préoccupants au regard de la charge corporelle critique pour la narcose non polaire (ECHA 2017b). Du DP a été retrouvé dans des échantillons de lait maternel collectés dans deux villes du Canada (Siddique et al., 2012), ainsi que dans du sérum humain (Brasseur et al., 2014 ; Yan et al., 2012 ; Ren et al., 2009 ; Chen et al., 2015), sérum de cordon ombilical (Ben et al., 2014) et des cheveux humains (Chen et al., 2015). Par ailleurs, des taux sanguins et capillaires de DP très élevés ont été signalés chez des ouvriers d'une installation industrielle (Zhang et al., 2013). Des renseignements plus détaillés sur les détections dans les biotes et les échantillons humains figurent dans les tableaux 10 et 13 du document UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14.

59. En résumé, il a été signalé que le DP possède une longue demi-vie de dépuración dénotant un FBC > 5 000 L/kg. Son log K_{oc} est supérieur à 5 et une étude sur des poissons a établi un FBC > 5 000 L/kg pour ses isomères. En outre, des FBAm et FAT > 1 ont été rapportés pour plusieurs organismes et réseaux alimentaires. De nombreuses études ont constaté sa présence dans la faune sauvage et la population humaine. Des données de surveillance sur le terrain suggèrent qu'il est biodisponible et que les charges corporelles résultantes peuvent atteindre des niveaux élevés (ECHA, 2017b). Ces éléments de preuve étayent la conclusion qu'il est bioaccumulable. L'UE l'a récemment classé comme très bioaccumulable (vB) (ECHA, 2017a).

2.2.3 Potentiel de propagation à longue distance

60. En raison de sa forte hydrophobie et de sa faible pression de vapeur (voir la section 1.1), le DP émis dans l'atmosphère s'adsorbe sur des particules aériennes (Sverko et al., 2011 ; AMaAP, 2017 ; Canada, 2019a). Des études de surveillance de l'air ont rapporté que son taux moyen d'adsorption sur de telles particules pouvait atteindre 99 % (Hoh et al., 2006). Les mesures dans l'eau de mer confirment sa propension à s'adsorber sur des particules. Dans l'Est de la mer du Groenland, 97 % en moyenne des quantités de *syn*-DP et 80 % de celles d'*anti*-DP mesurées étaient liées à des particules. Dans des échantillons d'eau de mer prélevés dans l'Atlantique, les taux moyens d'adsorption du *syn*-DP et de l'*anti*-DP sur des particules étaient respectivement de 58 % et 75 % (Möller et al., 2010).

61. La demi-vie modélisée (estimation QSAR) du DP dans l'air est de 13,68 heures (Sverko et al., 2011), donc inférieure au critère de deux jours fixé dans l'Annexe D, paragraphe d), alinéa iii), de la Convention. Toutefois, les demi-vies dans l'air sont largement tirées de modèles fondés sur les réactions en phase gazeuse et ne tiennent pas compte de la possibilité de demi-vies plus longues par suite de la sorption sur des particules, qui est être son principal mode de transport du DP (Sverko et al., 2011 ; Canada, 2019a). Comme il a été démontré pour d'autres produits chimiques ayant des propriétés physico-chimiques similaires, tels que le décaBDE (Brevik et al., 2006 ; UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2. ; POPRC-10/2), la sorption sur des particules peut ralentir la vitesse de réaction, allonger la demi-vie effective dans l'air et faciliter la propagation à longue distance

(Sverko et al., 2011 ; Canada, 2019a). Comme indiqué in ECHA (2017d), la propagation à longue distance dans l'environnement des substances ayant une faible pression de vapeur et fortement adsorbées sur des particules en suspension est probablement régie par le devenir de ces particules, qui peuvent atteindre des régions reculées si les conditions atmosphériques le permettent, par exemple en période de sécheresse.

62. Des études de modélisation réalisées à l'aide de l'Outil de dépistage de la persistance globale et du potentiel de transport à grande distance (P_{OV} et LRTP) (Wegmann et al., 2009) et des comparaisons entre le DP et ses analogues et des produits chimiques de référence (α -HCH, HCB, PCB-101, PCB-180, PCB-28, HBCD, atrazine, *p*-crésol, chlordène plus, Dec 602, Dec 603 et Dec 604) suggèrent que le DP se comporte, en matière de propagation et de persistance, comme les polluants organiques persistants déjà inscrits (Sverko et al., 2011) et qu'il peut être déposé jusque dans des régions reculées (Canada, 2019a). Toutefois, les résultats générés par l'Outil de l'OCDE sont entachés d'incertitude, en grande partie parce que la plupart des paramètres entrés dans le modèle sont des estimations (ECHA, 2017d ; Sverko et al., 2011).

63. Du DP a été détecté dans de multiples matrices environnementales et biotes de régions reculées, par exemple dans l'air, la neige, le sol, les sédiments, l'eau et le biote en Arctique (AMAP, 2017 ; Vorkamp et al., 2019a,b ; Canada, 2019a) ; dans l'air, le sol, les lichens et les mousses, ainsi que chez les pingouins, le labbe antarctique, l'éléphant de mer austral et l'otarie à fourrure en Antarctique (Möller et al., 2010 ; Gao et al., 2018 ; Kim et al., 2015, 2018 ; Aznar-Aleman et al., 2019) ; et dans l'air, le sol et les lichens d'une montagne reculée du Tibet (Yang et al., 2016a ; Liu et al., 2018).

64. Dans le biote arctique, les espèces chez lesquelles du DP a été détecté font majoritairement partie du réseau alimentaire marin (ours polaire, phoque annelé, phoque du Groenland, phoque à capuchon, béluga, baleine, orque, narval, goéland bourgmestre, goéland cendré, œufs de guillemot à miroir, eider à duvet, cormoran huppé, mouette tridactyle, vison et morue (*anti*-DP seulement), mais des espèces terrestres et d'eau douce sont également représentées (bouse de renne, œufs de faucon pèlerin et omble chevalier arctique (revu in AMAP 2017 ; Canada, 2019a ; voir également Agence norvégienne pour l'environnement, 2018a ; Dreyer et al., 2019 ; Letcher et al., 2018 ; Green 2019 ; Verrault et al., 2018 ; Vorkamp et al., 2015, 2018, 2019a ; Houde et al., 2017 ; Simond et al., 2017 ; Schlabach et al., 2011).

65. Comme indiqué plus en détail dans la section 2.3. ci-dessous, si les concentrations dans les régions reculées sont généralement faibles, elles ne sont pas toujours inférieures à celles relevées dans les régions d'origine (voir le tableau 7 du document UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14 [Note : INF en cours de préparation]). Les fréquences de détection signalées varient de 0 à 100 %. Collectivement, les données de surveillance disponibles suggèrent que le DP peut être transporté sur de très longues distances jusqu'à des régions reculées où il se dépose, est transféré dans le milieu récepteur et est absorbé par le biote (revu in Sverko et al., 2011d ; AMAP 2017 et Canada 2019a ; voir aussi Möller et al., 2010, 2011, 2012 ; Na et al., 2015 ; Yang et al., 2013 ; Wang et al., 2010b).

66. Möller et al. (2010) ont été les premiers à publier des données de surveillance de l'environnement montrant que le DP peut se propager à longue distance. Pour cette étude, des échantillons d'air et d'eau de mer des couches limites atmosphérique et marine ont été prélevés au cours d'une expédition partie de l'Est de la mer du Groenland pour atteindre l'Antarctique via l'Atlantique septentrional et austral. Les concentrations de DP mesurées allaient de 0,05 à 4,2 pg/m³ dans l'atmosphère et du non-détectable à 1,3 pg/L dans l'eau de mer. Ces résultats montrent que le transport peut se faire dans l'air ou dans l'eau de mer et mettent en évidence une affinité pour les particules dans ces deux milieux (Möller et al., 2010). Dans l'Est du Groenland, les auteurs ont observé des concentrations décroissantes de DP dans l'air avec l'augmentation de la latitude. Selon les auteurs, ces résultats pourraient refléter une diminution stéréosélective de l'*anti*-DP probablement causée par sa dégradation sous l'effet du rayonnement UV durant son transport à longue distance. La baisse des concentrations avec l'augmentation de la latitude n'apparaissait pas dans les échantillons d'eau de mer. Selon cette étude, le DP présent dans le milieu marin proviendrait, entre autres, d'Europe occidentale. L'analyse de rétrotrajectoire des masses d'air font apparaître un mélange des masses d'air océaniques, arctiques et continentales. Les concentrations plus élevées de DP observées dans l'eau de mer de certains sites septentrionaux étaient probablement dues à la présence de masses d'eau en provenance de l'océan Atlantique et de l'océan Arctique, en plus d'apports d'eau douce provenant de la fonte de glaces terrestres.

67. Des échantillons prélevés lors d'une expédition qui a commencé dans la mer de Chine orientale et s'est terminée dans l'Arctique (Möller et al., 2011) ont révélé des concentrations de DP allant de 0,01 à 1,4 pg/m³ dans l'air et de 0,006 à 0,4 pg/L dans l'eau de mer. Le continent asiatique a été identifié comme une source du DP rencontré dans cet environnement marin, et les échanges entre l'air et l'eau de mer indiquent que cette substance se dépose à la surface de l'eau. Les concentrations atmosphériques mesurées dans la mer des Tchoukches et la mer de Béring étaient généralement faibles par rapport à celles rencontrées dans la région d'origine. Une diminution des concentrations avec l'augmentation de la latitude a également été observée ; toutefois, les valeurs relevées étaient proches des limites de détection.

68. Dans le cadre d'une autre étude des mêmes auteurs sur le DP présent dans la couche limite atmosphérique marine, des échantillons atmosphériques ont été prélevés au cours d'une expédition menant de l'archipel des Indes orientales à l'océan Indien, puis à l'océan austral (Möller et al., 2012). Du *Syn*- et de l'*anti*-DP ont été détectés dans tous les échantillons atmosphériques marins à des concentrations allant de 0,26 à 11 pg/m³. Les valeurs mesurées étaient du même ordre de grandeur que celles communiquées précédemment pour l'atmosphère marine, les plus élevées étant celles obtenues dans l'archipel des Indes orientales (voir les tableaux 6 et 7 du document UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14).

69. Comme il ressort de l'étude de Vorkamp et al. (2019a), les concentrations les plus élevées de DP relevées dans l'air arctique à ce jour l'ont été au Groenland en 2012. Les concentrations atmosphériques moyennes de DP relevées au Groenland en 2012, en 2014 et pendant la période 2014-2016 étaient de 6,7, 0,64 et 4,2 pg/m³, respectivement (Vorkamp et al., 2015 ; 2019a). Du DP a aussi été positivement détecté dans des échantillons atmosphériques provenant de stations arctiques : Alert dans l'Arctique canadien (Xiao et al., 2012), Longyearbyen dans l'Arctique norvégien (Salamova et al., 2014) et Little Fox Lake dans le Sous-arctique canadien (Yu et al. 2015). Les taux moyens de DP rapportés pour ces stations étaient de ~ 0,75, ~ 1,2 et ~ 0,25 pg/m³, respectivement. La présence de DP dans l'air a également été détectée à la station de Pallas dans le Nord de la Finlande, à une concentration moyenne de 0,039 pg/m³ (Haglund et al., 2016).

70. Le transport atmosphérique à longue distance du DP dans l'environnement est aussi documenté par des études menées dans des régions reculées autres que l'Arctique. Les études de Möller et al. (2010, 2012) montrent que le DP continue de se propager par ce moyen jusque dans l'Antarctique, où ses concentrations atmosphériques sont comparables à celles d'autres retardateurs de flamme tels que les polybromodiphényles (PBDE) et les polybromobiphényles (PBB). Ces conclusions sont étayées par les taux de DP détectés dans le biote de cette région, comme expliqué plus avant dans la section 2.3.1. (Valeurs et tendances des concentrations dans l'environnement) (voir Gao et al., 2018 ; Kim et al., 2015, 2018 ; Aznar-Aleman et al., 2019). Le DP fait aussi l'objet d'un transport à longue distance par voie atmosphérique jusqu'à des régions montagneuses reculées. Une étude sur des lichens du Sud-Est du Plateau tibétain montre que les concentrations de DP semblent décroître avec l'augmentation de l'altitude (Yang et al., 2013). Selon les auteurs, vu les connaissances sur la moyenne mensuelle du champ vectoriel des vents de surface, le schéma de répartition du DP observé dans cette étude apporte la preuve que le transport du DP jusque dans cette zone est essentiellement impulsé par la mousson indienne et peut être attribué à une propagation à grande distance dans l'environnement. Yang et al. (2013) notent en outre que les concentrations de DP plus faibles observées aux altitudes plus élevées signifient que le DP transporté par voie atmosphérique dans les montagnes y est piégé par le froid.

71. Du DP a été détecté dans les muscles, les fientes, les œufs, le plasma, l'huile de glande uropygienne et les plumes de différentes espèces d'oiseaux du monde entier (Gauthier and Letcher 2009 ; Guerra et al., 2011 ; Munoz-Armanz et al., 2011, 2012 ; Baron et al., 2014b, 2015 ; Vorkamp et al., 2018 ; Løseth et al., 2019 ; Briels et al., 2019 ; Mo et al., 2019 ; Desjardins et al., 2019).

72. Les oiseaux jouent un rôle avéré de biovecteurs facilitant la pénétration et la propagation de polluants organiques persistants dans des régions reculées, via les fientes qu'ils déposent, les plumes qu'ils perdent et les carcasses décomposées de leurs congénères morts (Evenset et al., 2007 ; Blais et al., 2005) pouvant ainsi constituer une voie de transport supplémentaire du DP vers ces régions. Dans le Svalbard, les fientes d'oiseaux de mer représenteraient approximativement, sur la base de mesures du PCB, 14 % de l'inventaire des contaminants du bassin versant du lac Ellasjøen et environ 80 % de ceux du lac lui-même. En tant que voie de propagation de contaminants, il a été avancé qu'elles seraient près de trente fois plus efficaces que le transport à longue distance dans l'environnement (Evenset et al., 2007).

73. Selon une étude de Desjardins et al. (2019), les fientes déposées par des goélands à bec cerclé adaptés à la vie citadine venus d'une colonie de l'île Deslauriers près de la ville de Montréal (Canada) augmenterait l'exposition des populations locales (Desjardins et al., 2019). La quantité totale de retardateurs de flamme halogénés présente dans les fientes déposées par l'ensemble de la colonie (64 980 goélands des deux sexes) a été évaluée à 1 g sur une période de 28 jours. Le DP prédominait parmi ces retardateurs, tandis que l'*anti*- et le *syn*-DP représentaient, respectivement, de 2 à 3 % et de 1 à 2 % de la concentration totale. Les auteurs avancent que les goélands à bec cerclé quittant la colonie pour s'installer en ville pourraient être un biovecteur sous-estimé du transport des retardateurs de flamme halogénés vers les écosystèmes voisins.

74. Vorkamp et al. (2018) ont détecté du DP dans des œufs de faucon pèlerin collectés à Kujalleq, dans le Sud du Groenland (Bas-arctique). Les faucons pèlerins du Groenland sont des oiseaux migrateurs qui passent l'été dans l'hémisphère Nord et l'hiver dans les Caraïbes et en Amérique du Sud. La présence de DP dans leurs œufs pourrait donc s'expliquer par l'exposition subie sur les sites d'hivernage et de reproduction, et pendant la migration.

75. Comme indiqué précédemment, Möller et al. (2010) ont postulé que la fraction d'*anti*-DP présente dans les échantillons environnementaux ($f_{anti} = anti / (syn + anti)$ à partir des concentrations) décroît avec l'éloignement de la source, par suite d'une dégradation plus rapide de l'isomère *anti*-DP par rapport à l'isomère *syn*-DP sous l'effet du rayonnement UV. Toutefois, ces résultats pourraient également s'attribuer à l'isomérisation de l'*anti*-DP en *syn*-DP (Sverko et al., 2011). Les études de surveillance disponibles apportent la preuve de variations des ratios d'isomères avec l'augmentation de la distance à partir de la source (ECHA, 2017b) ; toutefois, les observations faites dans l'Arctique sont généralement peu concluantes à cet égard (AMAP, 2017). Selon certaines études, les ratios d'isomères de DP dans l'air arctique seraient du même ordre que ceux trouvés dans les mélanges commerciaux (Xiao et al., 2012 ; Salamova et al., 2014 ; Vorkamp et al., 2015), ce que d'autres études contestent (Möller et al., 2010, 2011 ; Carlsson et al., 2018 ; Na et al., 2015). Les données de l'Antarctique corroborent une variation du ratio des isomères du DP durant leur transport à longue distance dans l'environnement. À l'issue d'une étude sur la péninsule Fildes en Antarctique, Gao et al. (2018) ont estimé les valeurs moyennes de la f_{anti} dans les sols et les lichens à 0,37 et 0,24, respectivement. Ces valeurs sont inférieures à celles présentées par les produits commerciaux ($f_{anti} = 0,64-0,80$) ; selon les auteurs de l'étude, ces données confirment que le transport atmosphérique à longue distance est l'une des principales sources de la présence de DP dans l'environnement et que les charges de DP pourraient résulter de l'enrichissement stéréosélectif du *syn*-DP durant son transport atmosphérique, comme postulé par Möller et al. (2010). Toutefois, les concentrations de DP dans les sols et les lichens diffèrent selon les sites d'échantillonnage ; les auteurs en ont conclu qu'elles ont pu être influencées par l'activité humaine et animale dans la région (Gao et al., 2018).

2.3 Exposition

2.3.1 Valeurs et tendances des concentrations dans l'environnement

76. Du DP a été détecté dans le monde entier, dans de nombreux types de matrices environnementales et biotes différents et dans divers types d'emplacements, allant de sites de production et d'usines de recyclage jusqu'à des zones urbaines et rurales reculées (Sverko et al., 2011 ; Wang et al., 2016). Les plus forts taux atmosphériques de DP ont généralement été détectés aux États-Unis et en Chine, avec des valeurs pouvant aller jusqu'à plusieurs ng/m³ dans le voisinage de sites de production ou de recyclage de DEEE connus (Sverko et al., 2011).

77. Les concentrations de DP dans les régions reculées et les océans sont généralement beaucoup plus faibles que celles signalées dans les régions d'origine près des sites de production et des centres urbains, bien que des valeurs élevées aient parfois été obtenues dans des sites reculés (revu in Sverko et al., 2011 ; Canada, 2019a). Comme indiqué plus en détail ci-dessous, en raison de l'insuffisance des données, les tendances temporelles et spatiales du DP sont équivoques.

78. Plusieurs études de surveillance du DP ont été menées aux abords de sites de production et de recyclage de DEEE aux États-Unis et en Chine (Sverko et al., 2011 ; Ji et al., 2018). Des concentrations élevées de DP ont été signalées dans diverses matrices provenant de ces sites (Wang et al., 2016). Dans les sols des alentours de l'usine d'Anpon Electrochemical Co. en Chine, elles atteignaient 1 200 ng/g poids frais, avec des valeurs qui décroissaient d'un ordre de grandeur dans un rayon de 7,5 km (Wang et al., 2010c). Une valeur très élevée (3 327 ng/g) a été mesurée dans un site de recyclage de DEEE implanté à Qingyuan (Chine) et il a été observé que les taux de DP diminuaient nettement avec l'éloignement des sites de recyclage (Yu et al., 2010).

79. Aux États-Unis, du DP a été détecté dans des échantillons de sédiments en suspension provenant de la rivière Niagara près de l'usine d'OxyChem. Une analyse des sédiments prélevés entre 1980 et 2006 a mis en évidence une baisse des taux de DP (Shen et al., 2011). Une tendance à la baisse de ces taux avait déjà été signalée (Sverko et al., 2008) ; cette tendance concorde avec la baisse observée dans des carottes sédimentaires prélevées dans un banc de sable à l'embouchure de la rivière (Sverko et al., 2010). Les tendances observées par Shen et al. (2011) dans les sédiments en suspension avaient déjà été mises en évidence dans des carottes sédimentaires prélevées au large dans le lac, qui montraient une baisse générale des taux de DP depuis 1980 dans le bassin de la rivière Niagara. Des tendances analogues ont été rapportées pour le bassin de la rivière Mississauga (Shen et al., 2010). On ignore si la baisse observée dans les échantillons de sédiments en suspension de la rivière Niagara correspond à une baisse de la production de l'usine ou si elle est due aux mesures de contrôle des émissions mises en place sur ce site au cours des 20 dernières années.

80. Dans une étude sur les retardateurs de flamme dans les anguilles de cinq lacs de Lettonie, neuf composés apparentés au déchlorane (mirex, *syn*-DP, *anti*-DP, Dec 602, Dec 603, Dec 604, hexachlorocyclopentadiényle-dibromocyclooctane, Cl₁₀DP et Cl₁₁DP) ont été recensés. La concentration totale moyenne de ces composés était de 0,62 ng/g lipides et leur répartition géographique était pratiquement uniforme pour les cinq lacs (Zacs et al. 2018). Le Dec 602 était la substance prédominante, représentant environ 40 % de la concentration totale des composés analysés. Les taux de *syn*- et d'*anti*-DP allaient du non détectable à 0,45 ng/g lipides et du non détectable à 0,89 ng/g lipides, respectivement, avec des moyennes de 0,14 ng/g lipides et 0,24 ng/g lipides, respectivement. L'*anti*-DP représentait environ 33 % et le *syn*-DP 10 %, en moyenne, du total des composés apparentés au déchlorane. La composition des mélanges contenant du *syn*- et de l'*anti*-DP faisait apparaître une valeur de la f_{anti} proche de celle du produit commercial OxyChem®, ce qui indique qu'il s'agit probablement de DP libéré par des produits de consommation mis au rebut. Une étude menée au Canada sur des goélands à bec cerclé urbains de Montréal dont l'aire de reproduction se trouve sur l'île Deslauriers, dans une zone industrialisée du fleuve Saint-Laurent située en aval de la ville, a trouvé des taux élevés de DP dans les tissus de ces derniers. Le taux hépatique moyen de DP était de 230 ng/g lipides. De l'*anti*- et du *syn*-DP ont été détectés dans 100 % et 93 % des foies analysés, respectivement (Gentes et al., 2012).

81. Comme indiqué ci-dessus et dans la section 2.2.3, du DP a été détecté dans des régions reculées partout dans le monde (voir également les tableaux 6 à 9 du document UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14). Une étude de l'AMAP sur la présence de contaminants émergents dans l'Arctique a conclu que les taux atmosphériques de DP sur ce continent étaient comparables à ceux de PBDE (AMAP, 2017). Alors qu'ils étaient généralement faibles dans les régions reculées, ils n'étaient pas toujours inférieurs à ceux relevés dans les régions d'origine. Une étude des retardateurs de flamme halogénés présents dans l'atmosphère et les sols du Mont Gongga situé dans la partie orientale du Plateau tibétain a trouvé des taux de DP allant du non détectable à 11,5 pg/m³ dans l'air et de 8,3 pg/g dans les sols (Liu et al., 2018). Le Plateau tibétain est le plus haut du monde et est considéré comme une des régions les plus reculées et isolées de la planète, idéale pour une étude du transport à longue distance des polluants organiques persistants dans l'environnement (Yang et al., 2016a). Selon les auteurs (Liu et al., 2018), les taux relevés dans cette région étaient plus élevés que dans la région des Grands Lacs (0,14–4,0 pg/m³) (Sverko et al., 2011), mais se situaient dans la plage des valeurs mesurées dans les échantillons d'air provenant de Chine (du non détectable à 66 pg/m³) (Ren et al., 2008), et étaient beaucoup plus faibles que ceux obtenus près d'une installation de production en Chine (7 740–26 700 pg/m³) (Wang et al., 2010a). Dans une autre étude sur des lichens du Sud-Est du Plateau tibétain, du DP a été détecté dans 89 % des échantillons (Yang et al., 2016a). Les concentrations allaient de 20 à 1 121 pg/g, avec une moyenne de 318 pg/g. Ces valeurs étaient comparables, mais légèrement supérieures, à celles trouvées dans l'écorce d'arbres de Shenzhen, Hangzhou et Tanjin en Chine (Qiu and Hites, 2008) et beaucoup moins élevées que celles trouvées dans l'écorce d'arbres de Corée du Sud et de New York aux États-Unis (Qiu and Hites, 2008) mais nettement plus élevées que celles trouvées dans des mousses provenant de la localité de Ny-Ålesund dans le Svalbard (Na et al., 2015).

82. La totalité (100 %) des échantillons de sol, de lichen et de mousse prélevés dans l'Antarctique contenaient du DP (Gao et al., 2018 ; Kim et al., 2018). Les concentrations dans le sol étaient inférieures (de un à plusieurs ordres de grandeur) à celles trouvées dans les échantillons de sol superficiel prélevés dans une zone industrielle (0,0336–4,65 ng/g) et sur un site de recyclage de DEEE (nd–47,4 ng/g) du Sud de la Chine (Yu et al., 2010). Par contre, les lichens et les mousses contenaient des concentrations supérieures à celles précédemment mesurées dans des mousses prélevées en 2012 à Ny-Ålesund, dans l'Arctique norvégien (Na et al., 2015). Les taux moyens de DP des lichens de l'Antarctique étaient analogues à ceux trouvés dans des roseaux du Nord-Est de la Chine (0,63 ng/g ps) (Wang et al., 2012) et dans des lichens du Sud-Est du Plateau tibétain (167 pg/g) (Yang et al.,

2016a) mais inférieurs à ceux relevés dans l'écorce d'arbres du Nord-Est des États-Unis (0,03–115 ng/g) et de Corée du Sud (1,4 ng/g) (Qiu and Hites, 2008).

83. Une étude norvégienne de dépistage des nouveaux contaminants dans l'Arctique a révélé la présence de DP chez toutes les espèces surveillées (fréquence de détection de 100 %), sauf l'eider à duvet, où la fréquence de détection était de 80 % (Agence norvégienne pour l'environnement, 2018a). Dans le Svalbard, les concentrations de *syn*- et d'*anti*-DP mesurées dans les organismes allaient du non détectable à 6,9 ng/g poids frais, avec des valeurs moyennes rapportées de 0,04 et 0,07 ng/g poids frais dans les œufs d'eider à duvet, 0,01 et 0,03 ng/g poids frais dans les œufs de mouette tridactyle, 0,24 et 1,8 ng/g poids frais dans les œufs de goéland arctique, et 0,63 et 4,5 ng/g poids frais dans le sang d'ours polaire. De plus, du DP a également été détecté dans des œufs de cormoran huppé de la communauté de Røst, dans le foie de visons de l'île de Sommarøy et chez des goélands cendrés de la ville de Tromsø. Les concentrations de *syn*- et d'*anti*-DP rapportées pour ces espèces étaient de 0,22 et 1,4 ng/g poids frais chez le cormoran huppé, 0,21 et 1,2 ng/g poids frais chez le vison, et 0,1 et 0,63 ng/g poids frais chez le goéland cendré. Une autre étude menée pour le compte de l'Agence norvégienne pour l'environnement a révélé la présence de concentrations de DP inférieures au seuil de quantification dans le foie de morues de sites arctiques, dans le Svalbard et le Kjøfjord, à la périphérie du Varangerfjord, et dans la zone portuaire de Tromsø (Green et al., 2019). Par contraste, les concentrations de *syn*- et d'*anti*-DP mesurées dans le foie de morues de la zone portuaire de Bergen, un site non arctique situé sur la côte ouest de la Norvège, étaient de 0,178 et 0,203 µg/kg poids frais. Chez les morues de l'Oslofjord intérieur, dans le Sud de la Norvège, elles étaient de 0,135 et 0,231 µg/kg poids frais, respectivement.

84. Selon l'étude de Vorkamp et al. (2019a) mentionnée précédemment, qui analysait la présence de DP dans l'air et les biotes du Groenland, de l'*anti*-DP a été détecté dans 92 % des échantillons prélevés entre 2014 et 2016 et dans 46 % des échantillons d'air collectés en 2014. Comme indiqué ci-dessus dans la section 2.2.3, les taux atmosphériques moyens rapportés dans cette étude étaient de 4,2 pg/m³ pour la période 2014–2016 et de 0,64 pg/m³ pour l'année 2014. Dans les échantillons de biotes, à l'exception du goéland bourgmestre, les concentrations de DP étaient presque égales, voire inférieures, au seuil de quantification. Aucun des deux isomères du DP n'a été trouvé dans les échantillons prélevés sur des phoques annelés de la localité de Thulé. Chez les phoques annelés, les ombles chevaliers et les narvals de l'Est du Groenland, seul l'*anti*-DP était présent. Du *syn*- et de l'*anti*-DP ont été détectés dans la totalité des échantillons provenant de goélands bourgmestres de la localité de Thulé à des concentrations moyennes de 0,22 et 0,89 ng/g lipides (0,012 et 0,049 ng/g poids frais), respectivement. Les fréquences de détection du *syn*- et de l'*anti*-DP chez les goélands bourgmestres de l'Est du Groenland étaient de 87,5 % et 100 %, respectivement, avec des taux moyens de 0,24 et 0,93 ng/g lipides. La comparaison géographique des échantillons de tissus de goélands bourgmestres et de phoques annelés montrait que les concentrations de DP étaient relativement uniformes. Les valeurs obtenues dans cette étude étaient généralement comparables à celles mesurées chez quelques-unes de ces mêmes espèces (phoque annelé, goéland bourgmestre et omble chevalier) dans d'autres régions de l'Arctique. Toutefois, les concentrations de DP qui y étaient données pour le foie de goéland bourgmestre du Groenland étaient inférieures de 5 à 10 ordres de grandeur à celles trouvées dans des échantillons correspondants provenant de l'Arctique canadien (Verreault et al., 2018). Dans le cadre de l'étude menée dans l'Arctique canadien, du *syn*- et de l'*anti*-DP ont été détectés dans 65 % et, respectivement, 59 % des échantillons de foie de mâles prélevés en 2012 (Verreault et al., 2018). Chez les femelles, la fréquence de détection était de 21 % pour les deux isomères. Les concentrations moyennes, calculées pour les mâles seulement, s'établissaient à 0,18 et 0,16 ng/g poids frais pour le *syn*- et, respectivement, l'*anti*-DP.

85. Du DP avait auparavant été également détecté dans des échantillons d'air et de biote du Groenland, de même que d'autres retardateurs de flamme (Vorkamp et al., 2015). Les taux atmosphériques moyens de *syn*- et d'*anti*-DP étaient respectivement de 2,3 et 5,2 pg/m³. Dans l'air, la fréquence de détection était de 46 % pour les deux isomères ; dans le biote, elle était de 95 % pour l'*anti*- et 100 % pour le *syn*-DP. Les plus forts taux de DP rencontrés dans le biote avaient été ceux mesurés dans la graisse de phoques annelés de l'Est du Groenland, avec des valeurs moyennes de 0,096 et 0,42 ng/g poids frais pour le *syn*- et, respectivement, l'*anti*-DP ; ces valeurs n'étaient pas statistiquement différentes de celles relevées chez les phoques annelés de l'Ouest du Groenland. Les taux moyens de *syn*- et d'*anti*-DP chez d'autres espèces étaient de 0,14 et 0,67 ng/g poids frais pour les œufs de guillemot à miroir ; 0,023 et 0,11 ng/g poids frais pour le foie de goéland ; 0,019 et 0,071 ng/g poids frais pour la graisse de phoque annelé de l'Ouest du Groenland ; et 0,021 et 0,055 ng/g poids frais pour les tissus adipeux d'ours polaire.

86. Dans une autre étude, couvrant de multiples localités de l'Arctique canadien, du DP n'a été détecté que sporadiquement chez le phoque annelé (Houde et al., 2017). Les concentrations détectables de *syn*- et d'*anti*-DP étaient de 0,04–0,41 ng/g lipides et 0,04–6,3 ng/g lipides, respectivement.
87. Des études ont également été faites sur de petits rorquals et des bélugas de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent et des bélugas de l'Arctique canadien (Simond et al., 2017). En 2013, les taux moyens de DP chez ces trois populations étaient de 0,31 (petits rorquals, estuaire du Saint-Laurent), 0,44 (bélugas, estuaire du Saint-Laurent) et 1,28 ng/g lipides (bélugas, Arctique). La valeur la plus élevée, de 1,28 ng/g lipides chez la population de bélugas de l'Arctique, contrastait avec la répartition généralement observée des contaminants, qui faisait habituellement apparaître des concentrations plus élevées dans des régions situées plus au sud, et n'a pu recevoir aucune explication. Les concentrations chez les bélugas du fleuve Saint-Laurent et de l'Arctique canadien étaient presque du même ordre de grandeur que celles observées chez deux orques du Groenland, avec des concentrations quantifiables d'*anti*-DP (Vorkamp et al., 2019).
88. Des recherches sur quatre espèces aviaires de l'Île du Roi-George ont montré que du DP était présent chez le manchot papou, le manchot Adélie, le labbe de McCormick et le labbe brun (Kim et al., 2015). Les concentrations de DP rapportées étaient de 0,250–0,329 ng/g lipides dans les tissus de manchot et de 2,12–11,1 ng/g lipides dans les tissus de labbe. Aucune trace de Dec 603 ou de Dec 604 n'a été décelée, tandis que du Dec 602 a été détecté aux concentrations les plus élevées dans tous les échantillons, suivi par l'*anti*-DP et le *syn*-DP. Dans une autre étude menée en Antarctique, Gao et al. (2018) ont rapporté des taux moyens de DP de $0,233 \pm 0,089$, $0,20 \pm 0,086$ et $0,15 \pm 0,147$ ng/g ps dans le sol de trois lieux différents de la péninsule de Fildes (une zone côtière, une région intérieure, et une île (Ardley)). Les concentrations trouvées dans des lichens de ces mêmes lieux étaient de $0,449 \pm 0,213$, $0,337 \pm 0,172$ et $1,513 \pm 1,376$ pg/g ps, respectivement. Du DP a été détecté dans tous les échantillons. Kim et al. (2018) ont signalé la présence de DP dans des lichens et des mousses prélevés sur 16 sites d'échantillonnage répartis sur les Îles Shetland du Sud, l'Île du Roi-George et l'Île Anvers dans l'Antarctique. Tout comme Gao et al. (2018), les auteurs pensent, compte tenu des différences géographiques dans les concentrations de DP et les valeurs de la f_{anti} , que le transport à longue distance dans l'environnement, l'activité humaine, la fonte des glaciers et l'activité biologique, comme celle des manchots, sont des sources possibles de DP dans la région (Kim et al., 2018). Aznar-Alemany et al. (2019) ont recherché du DP et d'autres déchloranes dans des cadavres de phoques des Îles Shetland du Sud, dans la péninsule Antarctique. Seuls du Dec 602 et de l'*anti*-DP ont été trouvés. Du DP a été détecté dans des tissus adipeux d'éléphant de mer du Sud et chez des otaries à fourrure antarctiques à des taux moyens de 0,60 ng/g lipides et $0,16 \pm 0,16$ ng/g lipides, respectivement ; toutefois, les concentrations présentes dans les muscles, la cervelle et la fourrure étaient inférieures au seuil de quantification. Du Dec 602 était présent à des concentrations plus élevées que l'*anti*-DP, en particulier dans les tissus adipeux (Aznar-Alemany et al., 2019).
89. Plusieurs études ont mis en évidence la présence de 1,3- ou de 1,5-DPMA dans des échantillons environnementaux tels que sédiments et poissons (Sverko et al., 2010 ; Tomy et al., 2013 ; Sühling et al., 2014 ; Wang et al., 2015 ; Wolschke et al., 2015 ; Rjabova et al., 2016). Il est possible que le non-recours à une méthode de nettoyage non destructrice lors de la préparation des échantillons ait conduit à sous-estimer l'abondance de ces substances (Rjabova et al., 2016). Les taux d'isomères du DPMA de ces échantillons étaient parfois supérieurs à leur teneur totale en DP, ce qui semble indiquer la possibilité d'une plus grande bioaccumulation du 1,3-DPMA, du fait que sa molécule est de plus petite taille (voir le tableau 11 du document UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14). Du 1,3-DPMA (mais non du 1,5-DPMA) a été détecté chez la truite de lac à une concentration moyenne de 34 ± 43 µg/kg lipides, soit environ dix fois plus que les concentrations de DP mesurées par Tomy et al. (2007) dans les mêmes échantillons. Du DPMA a été détecté dans 24 sur 25 œufs de faucon pèlerin collectés en Espagne et au Canada, avec des concentrations allant de 1,7 à 469 ng/g lipides et de 1,2 à 1 660 ng/g lipides dans les œufs de faucon pèlerin d'Espagne et du Canada, respectivement (Guerra et al., 2011). Les niveaux de DP correspondants se situaient dans la fourchette 0,3-3,6 et 7,5-209 ng/g lipides, respectivement. Du DPMA a également été détecté dans les tissus (mais non dans le sang) de labbe brun de l'Île du Roi-George, dans l'Antarctique, indiquant un possible transport à longue distance dans l'environnement. Les fréquences de détection étaient de 21 %, 11 % et 7,1 % seulement pour le DPMA, le Dec 604 et l'*anti*-DP, avec des concentrations maximales de 136, 165 et 8,9 pg/g ps, respectivement (Wolschke et al., 2015).
90. Cinq études distinctes menées dans l'Arctique ont analysé les tendances spatiales du DP dans des régions reculées (Möller et al., 2010, 2011 ; Vorkamp et al., 2015, 2019a, b). Comme indiqué dans la section 2.4.4 ci-dessus, Möller et al. (2010, 2011) ont observé une diminution des concentrations de DP dans l'air, mais non dans l'eau, à mesure que la latitude augmente. Des données concernant le Groenland font apparaître soit des niveaux uniformes soit aucune tendance spatiale ; Vorkamp et al.

(2015) ont trouvé que les concentrations de DP n'étaient pas statistiquement différentes dans les échantillons provenant de phoques annelés de l'Est et de l'Ouest du Groenland, tandis que Vorkamp et al. (2019a) ont trouvé une présence assez uniforme de DP dans des échantillons prélevés sur des goélands bourgmestres et des phoques annelés de différents endroits.

91. Les données sur les tendances temporelles du DP sont elles aussi équivoques. Des échantillons d'air en phase gazeuse et particulaire de la ville d'Harbin (Chine) ont mis au jour des tendances importantes et croissantes pour le *syn*- et l'*anti*-DP sur la période 2008–2013 (Li et al., 2016). Les temps de doublement rapportés étaient de 2,3 et 1,8 ans, respectivement. Les temps de doublement des concentrations de *syn*- et d'*anti*-DP différaient sensiblement ; toutefois, ils étaient plus courts que pour le 2-éthylhexyl 2,3,4,5-tétrabromobenzoate et le bis (2-éthylhexyl) tétrabromophthalate, suggérant une augmentation plus rapide des concentrations de DP par rapport à celles d'autres retardateurs de flamme. Les rétrotrajectoires des particules d'air et la contribution des sources semblent indiquer un fort apport local (Li et al., 2016).

92. En Amérique du Nord, une étude a montré que les taux atmosphériques de DP (en phase gazeuse et particulaire) ont augmenté entre 2005 et 2013, avec des temps de doublement de 4 à 6 ans ; l'étude portait sur trois sites de la région des Grands Lacs (Chicago, Sleeping Bear Dunes et Eagle Harbor), aux États-Unis. Dans les deux sites les plus proches d'un site connu de production de DP, Cleveland et Sturgeon Point, les concentrations sont restées stables et identiques pendant la même période (Liu et al., 2016). Une étude de plusieurs sites canadiens dans le bassin des Grands Lacs (Burnt Island, Egbert et Point) a rapporté les tendances des taux atmosphériques de *syn*- et d'*anti*-DP sur la période 2005–2014 pour deux sites, Burnt Island et Point Petre (Shunthirasingham et al., 2018). Les taux atmosphériques d'*anti*-DP ont diminué au fil du temps, selon les observations, avec des demi-vies de 3,4 ans sur Burnt Island et 14 ans à Point Petre. Ces tendances à la baisse ont cessé en 2010. Les taux de *syn*-DP relevés sur Burnt Island augmentaient au fil du temps, avec un temps de doublement de 7,6 ans, mais étaient comparables à ceux d'*anti*-DP, lesquels étaient en diminution à Point Petre, avec une demi-vie de 6,6 ans. Selon Olukule et al. (2018), les taux de DP, de *syn*- et d'*anti*-DP dans l'atmosphère et les précipitations n'ont pas varié au cours de la période 2005–2015 à Sturgeon Point, Point Petre, Cleveland et Chicago. Salamova & Hites (2011) ont évalué les tendances temporelles du DP dans des sites de la région des Grands Lacs, aux États-Unis, sur la période 2005–2009 et ont observé un temps de doublement global (vapeur, phase particulaire et précipitations) de 9,5 ans pour l'*anti*-DP, mais aucune tendance significative pour le *syn*-DP et le DP total. Les taux croissants observés par Liu et al. (2016) à Chicago, Sleeping Bear Dunes et Eagle Harbor pour le DP et par Shunthirasingham et al. (2018) à Burnt Island pour le *syn*-DP, concordent, selon les auteurs, avec les résultats présentés par Salamova & Hites (2011). Les résultats rapportés par Liu et al. (2016) suggèrent, toutefois, un temps de doublement plus rapide des taux atmosphériques de DP dans la région des Grands Lacs pendant la période 2005–2013 que pendant la période 2005–2009 d'après les données de Salamova & Hites (2011). Cela étant, bien que les sites de surveillance dans la zone des Grands Lacs soient situés dans la même région, ils ne sont pas forcément identiques.

93. Par rapport aux données globales, les taux atmosphériques de DP à Chicago et à Sturgeon Point se situent dans la partie supérieure de la fourchette et sont comparables au taux moyen (3,5 pg/m³) obtenu pour le lac Taihu en Chine (Qiu et al., 2010). L'augmentation des taux de DP dans la région des Grands Lacs, dont plusieurs études font mention (Li et al., 2016 ; Liu et al., 2016 ; Olukunle et al., 2018 ; Salamova and Hites, 2011 ; Shunthirasingham et al., 2018), et dans une ville typique de Chine (Li et al., 2016) pourraient indiquer que l'utilisation de DP est en augmentation. En utilisant un modèle de régression linéaire multiple pour isoler les variabilités dues à la date d'échantillonnage et aux caractéristiques de la population près du site d'échantillonnage, Olukunle et al. (2018) ont montré que les concentrations de DP dans des échantillons d'air (précipitations, gaz et phase particulaire) provenant de la région des Grands Lacs variaient en fonction de la date d'échantillonnage. Cela signifie que l'apport de DP dans l'environnement de cette région se poursuit faute de réglementation restreignant la production et l'utilisation de cette substance (Olukunle et al., 2018). D'un autre côté, comme indiqué précédemment, une baisse des taux de DP a été observée dans des sédiments en suspension, une carotte sédimentaire et des échantillons de truite de lac provenant du lac Ontario, après un pic dans les années 80 (Shen et al., 2011). Les raisons qui pourraient expliquer les différentes tendances temporelles dans l'air, les précipitations et les sédiments dans la région des Grands Lacs ne sont pas claires ; toutefois, comme indiqué par Vorkamp et al. (2018), il est possible que ces matrices correspondent à différentes sources d'émissions.

94. Quelques données concernant les tendances temporelles dans les biotes sont également disponibles. Une récente étude de Vorkamp et al. (2018), seule étude existante sur les tendances temporelles du DP dans l'Arctique, fait état de concentrations de l'ordre de 0,984 à 37,9 ng/g lipides dans des œufs de faucon pèlerin du Sud du Groenland collectés durant la période 1986–2014. Une tendance minime à la hausse (hausse annuelle de 3,3 %) a été observée (Vorkamp et al., 2018).

Dans des bélugas de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent, les concentrations de DP ont augmenté entre 1997 et 2000 environ, avant de diminuer, pour rebondir probablement vers l'année 2010 (Simond et al., 2017). Aucune modification significative des concentrations de DP n'a été trouvée dans des œufs de cigogne blanche ou de milan noir collectés en 1999, 2003, 2011 et 2013 dans le parc national de Doñana en Espagne (Báron et al., 2015). Dans le cadre d'une étude sur les concentrations de retardateurs de flamme chez le dauphin à bosse du Pacifique et le marsouin aptère de la mer de Chine du Sud, Zhu et al. (2014) ont mis au jour une tendance temporelle positive dans le ratio DP/BDE-209 dans des échantillons prélevés sur des dauphins entre 2003 et 2011, et sur des marsouins aptères entre 2003 et 2012. Ce constat a été attribué par les auteurs de l'étude à une utilisation croissante de produits de remplacement du PBDE dans le Sud de la Chine par suite des restrictions frappant la production et l'utilisation des mélanges commerciaux de PBDE. Une étude rapportant les niveaux et tendances de plusieurs retardateurs de flamme dans le milieu naturel en Allemagne, ainsi que dans les régions polaires, menée entre 2005 et 2015–2016 a mis en évidence une tendance à la baisse du DP dans certaines des matrices biologiques prélevées en Allemagne (feuilles et pousses d'arbres, œufs de goéland argenté) et une tendance à la hausse dans le filet de brème et les tissus mous de moules bleues provenant aussi d'Allemagne (Dreyer et al., 2019). Pendant cette même période, une légère tendance à la baisse a également été observée dans les matières en suspension des cours d'eau. Toutefois, l'écart type dans cet échantillon était assez large. Comme noté par les auteurs, les goélands argentés se nourrissent dans le milieu marin, de moules bleues notamment, mais peuvent aussi avoir un régime alimentaire terrestre. Une explication possible de ces tendances apparemment contrastées, rapportées par Dreyer et al. (2019), est la différence de comportement entre les émissions et les dépôts de DP dans les milieux terrestre et aquatique.

95. Rauert et al. (2018) ont communiqué des données de surveillance atmosphérique collectées dans les cinq régions de l'ONU par 48 stations équipées d'échantillonneurs d'air passifs à disque de mousse de polyuréthane. Elles montraient généralement une faible détection de tous les retardateurs de flamme dans les stations des sites de référence. Les taux moyens et fréquences de détection étaient plus élevés pour les PBDE que pour les nouveaux retardateurs de flamme. Aucune concentration supérieure au seuil de détection n'avait été mesurée par les 48 stations pour le *syn*-DP, et il en était de même pour l'*anti*-DP, sauf à Paris, où des concentrations élevées de DP avaient été signalées en 2014 (19 pg/m³ aux 1^{er} et 4^e trimestres de l'année, 7,5 pg/m³ au 2^e trimestre et 116 pg/m³ au 3^e trimestre). Par rapport aux données de surveillance des années 2005 et 2008–2009, les valeurs relevées à Paris montraient des concentrations plus élevées pour les nouveaux retardateurs de flamme et réduites pour les PBDE. L'*anti*-DP, le β-tétrabromoéthylcyclohexane et le bis(2-éthyl-1-héxyl) tétrabromophthalate étaient les nouveaux retardateurs de flamme prédominants. Selon les auteurs, l'augmentation des concentrations d'autres retardateurs de flamme et la diminution de celles de PBDE pouvaient être une indication du basculement vers des produits de remplacement dans cette zone urbaine.

2.3.2 Exposition humaine

96. Pour la population humaine, les voies d'exposition sont la poussière domestique, les aliments, l'air intérieur et l'air ambiant, l'eau, les sols, les sédiments et le lait maternel. Du DP a été détecté dans des échantillons d'air intérieur et de poussières domestiques provenant de plusieurs pays, ce qui indique la possibilité d'une exposition au DP causée par les produits et articles manufacturés qui en contiennent (Shoeib et al., 2012 ; Johnson et al., 2013 ; Wong et al., 2017) (voir le tableau 12 du document UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14). Les observations montrent qu'en milieu urbain, les concentrations atmosphériques de DP sont plus élevées qu'en milieu rural (Ren et al., 2008 ; Chen et al., 2011). Il a été constaté que la répartition du DP dans la poussière suit un schéma régulier déterminé par la taille des particules, les particules fines étant plus enrichies que les grosses, ce qui permet de conclure à la possibilité d'une exposition de la population humaine (Cao et al., 2014). Comme indiqué dans la section 2.1.3 ci-dessus, une étude sur la poussière intérieure à Beijing (Chine) a mis en évidence dans des échantillons groupés provenant de salles de classe des concentrations de DP plus élevées (231 ng/g) que celles mesurées dans des échantillons de poussière domestique provenant de Guanzhou, en Chine (concentration moyenne 18,9 ng/g) (Cao et al., 2014). En Égypte, dans la métropole du Caire, des échantillons de poussière intérieure ont été prélevés dans différents microenvironnements (résidences, lieux de travail, voitures) ; du *syn*- et de l'*anti*-DP ont été détectés dans la totalité des échantillons de poussière prélevés dans les voitures, atteignant des concentrations de 5 et 6 ng/g, respectivement (Hassan and Shoeib, 2015). En République de Corée, du DP a été détecté dans la quasi-totalité des échantillons de poussière prélevés dans des résidences (0,30–530 ng/g, concentration moyenne 9,1 ng/g), des bureaux (3,7–100 ng/g, concentration moyenne 35 ng/g) et des crèches (6,2–56 ng/g, concentration moyenne 12 ng/g) (Lee et al., 2020). En Inde, des échantillons d'air prélevés dans 15 résidences urbaines et suburbaines ont révélé des concentrations de DP de 0,2–5,43 pg/m³ (concentration moyenne 2,81 pg/m³) et de 0,52–62,7 pg/m³ (concentration moyenne 1,62 pg/m³), respectivement (Yadav et al., 2020). En Norvège, Cequier et al. (2015) n'ont

trouvé aucune corrélation entre les concentrations de DP dans l'air intérieur et la poussière, et celles présentes dans le sérum de 46 femmes. Les valeurs mesurées étaient toutefois faibles. Les taux sériques moyens de DP étaient de 2,6 ng/g lipides, tandis que les concentrations moyennes de *syn*- et d'*anti*-DP dans les échantillons de poussière domestique étaient respectivement de 9 et 19 ng/g ; les concentrations dans l'air étaient encore plus basses (Cequier et al., 2014). De fortes concentrations de DP, se situant dans une fourchette allant de 31 à 9 600 ng/g pour l'*anti*-DP, ont été détectées dans de la poussière provenant de conduits d'aération de cabines d'avions produits entre 1986 et 2008 (Allen et al., 2013).

97. Dans des produits alimentaires de Belgique, du DP a été trouvé dans 5 % des 1 289 échantillons prélevés (fromage à pâte ferme, œufs de caille et porc), à des concentrations moyennes de 339, 637 et 331 pg/g poids frais, respectivement (Poma et al., 2018). En République de Corée, dans 175 échantillons de 35 produits alimentaires variés achetés au détail, la concentration moyenne de DP allait du non détectable à 170 pg/g poids frais, et du *syn*- et de l'*anti*-DP ont été détectés dans 83,4 et 79,4 % des produits alimentaires, respectivement (Kim et al., 2014). L'apport de DP a été estimé à $11,2 \times 10^3$ pg/jour, soit trois fois plus que pour d'autres déchloranes (Dec 602, 603, 604 et mirex). La plus forte concentration de DP, soit 170 pg/g poids frais, a été trouvée dans du foie de bœuf, suivi du maquereau espagnol, des huîtres et des anchois séchés avec des concentrations de 135, 81 et 78 pg/g poids frais, respectivement. Du DP a toutefois été détecté dans tous les produits alimentaires sauf l'oignon. Ce résultat met en évidence une très large exposition environnementale au DP en République de Corée (Kim et al., 2014). Au Liban, une étude de 58 échantillons alimentaires représentant le groupe des aliments gras, a estimé que l'apport de DP pour la population adulte oscillait entre 1 344 et 1 718 pg/jour (Malak et al., 2019). Au Japon, dans une étude du « panier de la ménagère » comportant 123 échantillons alimentaires, du DP a été détecté dans les groupes III (sucre et confiserie), V (légumes et produits dérivés tels que soja, tofu cru et frit, natto, pois chiches), X (poissons, crustacés et produits dérivés), et XI (viande et œufs) à des concentrations de 3,3, 2,8, 1,9 et 1,5 pg/g poids frais, respectivement (Kakimoto et al., 2014). À Osaka, le taux atmosphérique de DP était de 11 pg/m³. L'apport par inhalation et par voie alimentaire de DP pour un adulte asiatique moyen était estimé à 750 pg/jour, soit approximativement 1 % de l'apport estimé pour plusieurs PBDE (62 ng/jour) (Kakimoto et al., 2014).

98. Une étude comparant l'exposition humaine sur un site industriel et sur un site de recyclage de DEEE du Sud de la Chine a révélé de fortes concentrations de DP dans des denrées alimentaires produites à proximité, où les légumes contenaient entre 305 ng/g poids frais (choux pak choï) et 2 720 ng/g poids frais (oignon vert) de DP (Wang et al., 2013a). Les céréales (blé tendre, maïs et soja) avaient des concentrations de 1 370, 760 et 498 ng/g poids frais, respectivement, et la carpe commune et d'autres espèces de poisson locales des concentrations allant de 56,8 à 1 110 ng/g poids frais (Wang et al., 2013a). En supposant que les aliments consommés aient été produits localement, l'apport journalier de DP via l'alimentation représentait, selon les estimations, plus de 99 % et 93 % de l'apport journalier pour les personnes proches du site industriel et pour celles proches du site de recyclage de DEEE, respectivement (Wang et al., 2013a). Pour le site industriel, l'exposition par voie alimentaire des travailleurs, des résidents et des enfants était estimée à $1,1 \times 10^{-2}$ mg/kg/j, tandis qu'elle était inférieure pour le site de recyclage des DEEE, étant estimée à $3,0 \times 10^{-5}$ mg/kg/j (Wang et al., 2013a). La dose d'exposition estimative totale (par voie alimentaire ou cutanée et par inhalation) chez les personnes proches du site de recyclage des DEEE était de $0,03 \times 10^{-3}$ mg/kg/j, soit 300 fois moins que sur le site industriel (Wang et al., 2013a). Dans une autre étude provenant d'un site de recyclage de DEEE en Chine, des œufs de poules élevées en liberté collectés en 2010, 2013 et 2016 contenaient des concentrations élevées de retardateurs de flamme, y compris le DP. Aucune tendance temporelle n'a été observée pour les concentrations de DP, dont les plus élevées ont été mesurées dans les œufs pondus en 2016, qui présentaient une concentration moyenne de 5 413 ng/g lipides avec un écart type 1 978 ng/g lipides (Huang et al., 2018).

99. Du DP a été détecté dans du sérum humain de plusieurs pays. Une étude réalisée en France a abouti, pour cinq PBDE (BDE-47, -99, -100, -153 et -154), à des concentrations moyennes de $4,32 \pm 2,99$ ng/g lipides ; ces valeurs se situent dans la fourchette typique de celles observées en Europe occidentale, mais sont inférieures à la moyenne des concentrations relevées pour cinq composés du déchlorane (Déchlorane 603 > DP > Mirex > Déchlorane 602 > Chlordène Plus), à savoir $6,24 \pm 4,16$ ng/g lipides (Brasseur et al., 2014). Les taux sériques de DP relevés dans les échantillons provenant du Canada, de France, de Norvège et de République de Corée étaient inférieurs à ceux des ouvriers chinois exposés sur leur lieu de travail, avec des médianes de 2,39, 1,20, 0,73, 1,3 et 42,6 ng/g lipides, respectivement (Zhou et al., 2014 ; Brasseur et al., 2014 ; Kim et al., 2016 ; Cequier et al., 2015 ; Ren et al., 2009). Une étude réalisée en Chine pour analyser des échantillons groupés de sérum humain prélevés sur des individus de différentes tranches d'âge, dont 305 de la côte sud de la baie de Laizhou, dans la province de Shandong, n'a montré aucun lien entre les concentrations de DP et l'âge.

Cependant, les taux sériques les plus élevés ont été relevés chez les volontaires relativement jeunes, dans la tranche d'âge de 20 à 29 ans, avec des valeurs moyennes d'environ 7 ng/g lipides, contre 3,6 ng/g lipides pour l'ensemble des individus étudiés (Wang et al., 2014). En République de Corée, la tendance temporelle des concentrations de composés du déchlorane a été analysée dans sept échantillons de sérum groupés prélevés sur des adultes au cours de la période 2006–2013. Aucune tendance distincte n'a été observée (Kim et al., 2016).

100. Dans l'Est de la Chine, des concentrations de DP plus élevées que dans l'ensemble de la population des zones avoisinantes ont été observées chez des ouvriers d'une usine de production de DP. Les valeurs mesurées allaient de 89,8 à 2 958 ng/g lipides dans le sang entier et de 4,08 à 2 159 ng/g ps dans les cheveux. Les ouvriers qui participaient directement à la fabrication de DP présentaient des concentrations sensiblement plus élevées que la plupart des individus des deux groupes de contrôle (Zhang et al., 2013). Une autre étude a mesuré les taux sériques de DP de 70 ouvriers d'une usine de recyclage de DEEE et d'un groupe témoin constitué de trois résidents d'une zone urbaine du Sud de la Chine. Les valeurs obtenues étaient sensiblement plus élevées chez les travailleurs (22–2 200 ng/g avec une moyenne de 150 ng/g lipides) que chez les citadins (2,7–91 ng/g avec une moyenne de 4,6 ng/g lipides). Une corrélation entre les taux de DP et l'âge a été constatée chez les femmes mais pas chez les hommes (Yan et al., 2012). Au Bangladesh, une étude portant sur 15 travailleurs exposés au DP sur des sites de recyclage de DEEE a trouvé une valeur médiane d'exposition, déterminée à l'aide de bracelets échantillonneurs en silicone, de 2,3 ng/h/bracelet, qui est près de 130 fois plus élevée que celle des travailleurs américains non exposés en milieu professionnel (Wang et al., 2020b).

101. Chez les êtres humains, du DP a été détecté dans du sérum de cordon ombilical (Ben et al., 2014) et dans du lait maternel (Siddique et al., 2012), mettant en évidence un transfert maternel à différents stades du développement. Le transfert *in utero* de substances bioaccumulables constitue un risque potentiel pour le développement embryonnaire et pourrait être la plus importante source d'apports de retardateurs de flamme à la progéniture au cours des premières années de la vie. Dans 450 échantillons de lait maternel prélevés en Norvège, aux Pays-Bas et en Slovaquie, les fréquences de détection du DP étaient de 3 à 9 % pour l'isomère *syn*- et de 20 à 26 % pour l'isomère *anti*-. Les concentrations de *syn*-DP se situaient entre 0,05 et 2,85 ng/g lipides et celles d'*anti*-DP entre 0,004 et 1,60 ng/g lipides (Čechová et al., 2017). Une fréquence de détection plus élevée a été constatée dans un lot de 87 échantillons de lait maternel provenant du Canada (76 % pour l'isomère *syn*- et 91 % pour l'isomère *anti*-), dans lesquels on a trouvé des concentrations moyennes de *syn*- et d'*anti*-DP de 0,27 et 0,7 ng/g lipides, respectivement (Siddique et al., 2012). Dans une autre étude canadienne portant sur 105 échantillons de lait maternel et 102 échantillons de sérum maternel, les fréquences de détection du *syn*- et de l'*anti*-DP étaient respectivement de 40 et 50 % pour le lait maternel et de 77 et 78 % pour le sérum (Zhou et al., 2014). Cependant, les concentrations de DP dans les échantillons de lait maternel étaient plus faibles que dans la précédente étude menée au Canada (i.e. Siddique et al., 2012). La teneur en DP total du sérum était de 2,37 ng/g lipides, soit une valeur inférieure à celles précédemment obtenues dans deux études chinoises (Ben et al., 2013 ; Ren et al., 2009), où les taux sériques moyens de DP total des mères non exposées à des activités de recyclage de DEEE étaient de 13,7 ng/g lipides dans une étude (Ren et al., 2009) et 4,0 ng/g lipides dans l'autre (Ben et al., 2013). La teneur en DP total du lait maternel était également plus élevée dans l'étude menée en Chine, avec une valeur moyenne de 2,19 ng/g lipides (Ben et al., 2013). Du *syn*- et de l'*anti*-DP ont été détectés dans tous les échantillons de lait ($n = 44$) et de sérum ($n = 45$) (Ben et al., 2013). Les fréquences de détection du Cl₁₁-DP dans le lait maternel et le sérum étaient de 45 % et 84 %, respectivement, et les concentrations de DP dans le sang et le lait maternel des personnes qui résidaient à Taizhou depuis plus de 20 ans (groupe R(20)) étaient sensiblement supérieures à celles mesurées chez les habitantes qui y avaient vécu moins de 3 ans (groupe R(3)) (Ben et al., 2013). Ces résultats sont récapitulés dans le tableau 13 du document UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14.

102. Une autre publication se référant à la même étude, portant sur 72 résidents du site de recyclage de DEEE de Wenling (Chine) rapporte que du DP a été trouvé dans du placenta et du sérum de cordon ombilical indiquant une exposition prénatale au DP par voie placentaire (Ben et al., 2014). Contrairement aux échantillons de lait maternel, dont le ratio f_{anti} était proche de celui des mélanges de DP commercial (0,6–0,8) (Zhou et al., 2014 ; Siddique et al., 2012 ; Ben et al., 2013), le rapport des concentrations entre le sérum de cordon ombilical et le sérum maternel était estimé à 0,45 pour le *syn*- et 0,35 pour l'*anti*-DP, suggérant que le placenta limiterait en partie le transfert du DP, dans une plus large mesure pour l'*anti*-DP (Ben et al., 2014).

2.4 Évaluation des dangers pour les effets préoccupants

103. Les études disponibles montrent que le DP peut provoquer des changements physiologiques ou avoir des effets toxiques chez certains organismes. Après exposition au DP, un stress oxydatif a été observé chez des poissons (Chen et al., 2017 ; Hang et al., 2013 ; Kang et al., 2016), des bivalves marins (Barón et al., 2016 ; Gagne et al., 2017), des vers de terre (Zhang et al., 2014 ; Yang et al., 2016b), des oiseaux (Li et al., 2013a) et des souris (Wu et al., 2012). L'organisme peut gérer le stress oxydatif et ses dommages potentiels en activant ou en régulant positivement les défenses antioxydantes et les mécanismes de réparation. Les espèces réactives de l'oxygène (ERO) sont des molécules de signalisation essentielles susceptibles de déclencher des effets indésirables en activant la cascade de signalisation régulant la survie et la mort des cellules et en endommageant l'ADN et les protéines, télomères, cellules, tissus, etc. Le stress oxydatif est lié au vieillissement et à la maladie et pourrait être le facteur de trop qui mènerait à une surcharge chez les espèces sauvages subissant déjà de multiples facteurs de stress. Comme indiqué plus en détail ci-dessous, les effets signalés comprennent l'apparition d'un stress oxydatif chez la plupart des organismes testés, une neurotoxicité pour le poisson zèbre et la carpe (Chen et al., 2017 ; Li et al., 2019b), des effets possibles sur les modulateurs endocriniens chez le poisson zèbre (Kang et al., 2016) et chez les êtres humains (Ben et al., 2014 ; Guo et al. 2019) et des effets sur les modulateurs du système immunitaire chez la carpe (Li et al., 2019b). Il convient de mentionner, toutefois, que certains des protocoles d'essais n'ont pas été validés et que la base de données globale reste limitée.

2.4.1 Toxicité pour les organismes aquatiques

104. En milieu aquatique, le DP, étant très peu soluble dans l'eau (< 44 ng/l, voir le tableau 2), se répartit principalement entre les particules, les sédiments et le biote. Zhen et al. (2018) ont montré qu'en raison de son adsorption sur des particules, la teneur totale en DP de l'eau naturelle pourrait être supérieure à la seule concentration dissoute. Ainsi, dans l'eau de la baie de Laizhou (Chine), le taux médian était de 11,7 ng/L pour la somme des eaux filtrées et des matières particulaires et les valeurs mesurées dans les échantillons d'eau filtrée et ceux de particules allaient du non détectable à 10 ng/L et de 0,890 à 346 ng/L, respectivement (Zhen et al., 2018). Les résultats de la plupart des études empiriques disponibles sur la toxicité aquatique du DP sont entachés d'incertitude, principalement parce que les concentrations d'essai dépassaient la limite de solubilité du DP dans l'eau.

105. On manque d'études sur l'exposition chronique des organismes benthiques ou vivant dans les sédiments. Vu le manque de données sur les effets du DP dans des compartiments essentiels tels que le sol et les sédiments, l'utilisation de données sur les analogues peut être considérée comme un moyen de combler d'importantes lacunes dans le descriptif des risques. Pour le choix des analogues, des facteurs tels que la structure, la réactivité, le métabolisme et la biodisponibilité peuvent être pris en considération. L'évaluation préalable réalisée par le Canada a utilisé, pour la toxicité, des données se rapportant à l'analogue chlordané, du fait de ses similitudes structurelles et fonctionnelles avec le DP (OECD QSAR Toolbox, 2016), pour combler les lacunes à titre de scénario le plus défavorable pour les organismes vivant dans les sédiments, aboutissant ainsi à une concentration sans effet prévisible (CSEP) de 0,0129 mg/kg ps pour le DP (Canada, 2019a).

106. Deux études sur des algues aquatiques ont analysé les effets de faibles doses de DP sur le processus de photosynthèse et les réactions antioxydantes (Gong et al., 2013, 2018). Une algue d'eau douce (*P. subcapitata*) a été exposée à des concentrations nominales de DP de 13,51, 135,1 et 1 351 ng/L sur des périodes allant jusqu'à 72 heures (Gong et al., 2013). Aucun effet significatif n'a été observé sur l'activité de l'estérase en 72 heures. Une augmentation transitoire a été observée après 2 heures aux doses les plus élevées, et après 24 heures à la dose moyenne (135,1 ng/L). Après 72 heures, les concentrations des espèces réactives de l'oxygène (ERO) dans les cellules exposées étaient semblables à celles relevées dans les cellules témoins ; toutefois, une augmentation transitoire importante a été observée pour toutes les doses à 48 heures (Gong et al., 2013). Aux doses les plus élevées (135,1 et 1 351 ng/L), la teneur moyenne en chlorophylle avait nettement augmenté après 48 et 72 heures (Gong et al., 2013). Aucune mesure de la croissance n'a été effectuée, de sorte que l'importance de l'augmentation de la teneur en chlorophylle a n'est pas connue. Les auteurs ont conclu que le DP était peu toxique et n'avait qu'un effet marginal sur *P. subcapitata*. Dans de jeunes macroalgues vertes marines (*U. pertusa*), on a constaté que l'absorption de DP affectait les réponses physiologiques à la photosynthèse et causait un stress oxydatif (Gong et al., 2018). Après une exposition à 10^{-8} mol DP/L pendant 21 jours, suivis de 21 jours de dépuración, on a constaté que l'*anti*-DP avait tendance à se bioaccumuler. Des effets physiologiques ont été observés après 14 jours d'exposition à des doses de 10^{-8} à 10^{-6} mol/L (équivalant à ~ 6,53 à 653 µg/L). L'activité des enzymes antioxydantes (superoxydes dismutases (SOD) et catalases), les dommages oxydatifs aux lipides (malondialdéhyde, MDA) et les paramètres de fluorescence de la chlorophylle étaient affectés proportionnellement à la dose et au temps après 1, 7 et 14 jours d'exposition au DP. Les effets sur la

photosynthèse et les SOD étaient importants à toutes les concentrations d'essai, tandis que les effets sur la catalase et le MDA n'étaient importants que pour les deux doses les plus élevées. Les auteurs ont conclu que le DP affecte la photosynthèse dans les algues marines, comme il ressort du faible taux de conversion de l'énergie lumineuse observé, et que cet effet peut être attribué à des dommages oxydatifs causés par l'absorption de DP (Gong et al., 2018). Les macroalgues marines sont la principale source de biomasse et entretiennent ainsi la structure et la fonction des écosystèmes marins côtiers. Les effets néfastes sur les macroalgues peuvent aussi avoir un impact potentiel sur les autres niveaux trophiques. La croissance n'a pas été mesurée dans cet essai, de sorte que la signification des effets observés n'est pas connue.

107. Des moules méditerranéennes ont été exposées pendant six jours à des concentrations de DP de 0, 5,6, 56 et 100 µg/L incorporé dans de l'agarose. Les concentrations mesurées dans l'eau immédiatement après l'administration des doses étaient de 0, 0,4 ± 0,3, 0,3 ± 0,2 et 0,7 ± 0,5 µg/L et les concentrations mesurées dans les moules après 23 heures d'exposition étaient de 4,7 ± 3,1, 8,8 ± 2,1 et 21 ± 9,1 µg/moule, respectivement (Barón et al., 2016). Des cassures dans les brins d'ADN ont été observées dans des hémocytes à toutes les doses. Aucune relation dose-effet claire n'a été observée, alors que toutes les doses étaient sensiblement différentes des doses du témoin négatif (13, 23 et 18 %, respectivement). Une formation accrue de micronoyaux a été observée pour la plus forte dose seulement (100 µg/L) (Barón et al., 2016). Dans une étude à plus long terme, des moules bleues à jeun ont été exposées à des concentrations nominales de 0, 0,001, 0,01, 0,1 et 1,0 µg DP/L pendant 29 jours, aboutissant à des concentrations de ΣDP dans les tissus de 0, 0,12, 0,98, 7,26 et 57,8 ng/g poids frais, respectivement. Après l'exposition au DP, aucune lésion histopathologique des gonades n'a été constatée et aucune modification des cassures des brins d'ADN des hémocytes, du taux de phagocytose ou de la viabilité n'a été observée. Les branchies étaient les tissus les plus sensibles. La peroxydation des lipides dans les branchies augmentait de 82 % et 67 % comparativement au témoin aux doses de 0,01 et 1,0 µg DP/L, respectivement (seul le résultat obtenu à la dose de 0,01 µg/L est statistiquement significatif), tandis que l'activité de la cyclooxygénase (COX) décroissait nettement (de 44 %) à la dose de 1 µg/L (Gagné et al., 2017). L'effet sur la COX pourrait avoir un impact sur le contrôle et le processus du frai, et donc sur la reproduction des moules bleues (Matsutani and Nomura, 1987). Ces deux études indiquent que l'exposition au DP cause un stress oxydatif et ajoute aux multiples facteurs de stress qui contraignent les moules à dépenser de l'énergie pour compenser.

108. Quatre études sur des embryons ou des larves de poisson zèbre avec exposition à du DP en solution aqueuse ont été recensées (Hang et al., 2013 ; Noyes et al., 2015 ; Chen et al., 2017 ; Kang et al., 2016). Aucun effet nocif important sur le taux d'éclosion, la survie ou le développement n'a été mis en évidence dans les études de Noyes et al. (2015), Chen et al. (2017) et Kang et al. (2016) à la suite d'une exposition au DP à des concentrations allant jusqu'à 4,18 mg/L. Kang et al. (2016) ont exposé des embryons de poisson zèbre à des concentrations nominales de DP de 0,4, 0,8 et 1,6 mg/L entre 4 à 144 heures post-fertilisation (hpf). Les concentrations de DP mesurées dans l'eau étaient de 140, 248 et 267 µg/L de DP à 0 heure, et de 28,8, 70,5 et 71,7 µg/L à 48 heures, respectivement. En revanche, Hang et al. (2013) ont observé une augmentation significative des malformations en fonction de la dose et de la durée de l'exposition (déformation latérale de la colonne vertébrale, œdème cardiaque, malformation de la queue) chez des embryons de poisson zèbre exposés à des concentrations nominales de DP de 0,037 à 0,37 mg/L à partir de 8 hpf jusqu'à 7 jours (168 hpf) ; aucune valeur mesurée des taux tissulaires n'a été rapportée.

109. Des études sur l'exposition à court terme d'embryons et de larves de poisson zèbre suggèrent que le DP peut induire un stress oxydatif ainsi que des troubles neurocomportementaux (Hang et al., 2013 ; Noyes et al., 2015 ; Chen et al., 2017). Noyes et al. (2015) ont observé une réponse hyperactive importante à une activation par stimulus obscurs, comparativement à des témoins, à 120 hpf après une exposition à des concentrations nominales de 6,4 µM de DP (4,18 mg/L). Le niveau de réponse était beaucoup plus faible que pour des retardateurs de flamme comme l'ester phosphorique et l'ester phosphorique chloré, dans le même système d'essai. Chen et al., (2017) ont observé une augmentation sensible des mouvements spontanés à 24 hpf pour toutes les doses nominales (15, 30 et 60 µg/L), une réduction des distances de nage proportionnelle à la dose et à la durée d'exposition suivant des stimuli induits par le toucher, une nette diminution de l'activité de nage libre et une réduction de la vitesse de nage durant chaque période d'obscurité et de lumière. Les troubles neurocomportementaux peuvent être liés à des lésions axonales et musculaires. On a constaté que le DP inhibait de manière significative la croissance axonale des neurones moteurs primaires et induisait chez les larves, de façon proportionnelle à la dose, une apoptose cellulaire et des lésions des fibres musculaires caudales qui se produisaient à toutes les doses à 96 hpf. L'expression génétique liée à la croissance axonale (α1-tubuline et gap43) était nettement accrue à la dose supérieure (60 µg/L) ; les marqueurs du stress

oxydatif (ERO et MDA) et les marqueurs de l'acide ribonucléique messager (ARNm) apoptotique étaient augmentés aux deux doses les plus élevées (30 µg/L et 60 µg/L) (Chen et al., 2017).

110. L'exposition simultanée d'embryons de poisson zèbre à des concentrations nominales de DP (60 µg/L) et/ou de 3-méthylphénanthrène (3-MP) (5 ou 20 µg/L) entre 6 à 96 hpf a entraîné une bioaccumulation élevée de ces deux composés ainsi que des effets synergiques sur les anomalies neurocomportementales, une réduction de la croissance axonale, l'apparition de marqueurs apoptotiques dans les muscles et une perturbation de l'équilibre homéostatique calcique (Ca^{2+}) du cerveau (Chen et al., 2019). Le niveau relatif des ERO dans le poisson entier était assez élevé, comparativement au témoin, pour toutes les expositions à 96 hpf ; toutefois, aucune altération importante n'a été observée dans le cadre d'une coexposition. Tout comme dans l'étude précédente (Chen et al., 2017), une intensification importante de l'activité motrice spontanée s'est produite à 24 hpf avec une concentration de 60 µg/L de DP ; toutefois, une coexposition à 5 ou 20 µg/L de 3-MP a provoqué une réduction significative comparativement au témoin. L'exposition simultanée à du DP et du 3-MP a mis en évidence un effet synergique ou additif sur la réduction des distances nagées à la suite de stimulus tactiles, ainsi que sur la réduction de l'activité de nage libre. De plus, un effet synergique ou additif a été observé sur la diminution de l'élongation des axones ventraux, l'augmentation du nombre de cellules apoptotiques au niveau de la queue et l'expression de gènes de guidage axonal. L'homéostasie calcique (Ca^{2+}) cérébrale a été étudiée à 96 hpf. Une augmentation synergique importante des niveaux intracellulaires de Ca^{2+} a été observée ainsi qu'une réduction synergique de l'activité de l'ATPase- Ca^{2+} après coexposition. De plus, un effet synergique de réduction de l'expression de gènes liés à l'homéostasie calcique (Ca^{2+}) a été observé. Par rapport à une exposition au seul DP, la coexposition à des doses faibles ou élevées de 3-MP augmentait l'accumulation du DP de 14 et 82 %, respectivement. La coexposition à 5 et 20 µg/L de 3MP portait la charge corporelle de DP (60 µg/L) des larves, qui était initialement de $583,2 \pm 33,5$ ng/g poids frais ; à $665 \pm 33,5$ et $1\ 061 \pm 85,7$ ng/g poids frais, respectivement. Par rapport à une exposition au seul 3-MP seulement, la coexposition au DP (60 µg/L) augmentait les niveaux de 3-MP chez les sujets exposés à 3 et 20 µg/L de cette substance de 45 et, respectivement, 47 % (Chen et al., 2019). Les effets de synergie observés pourraient être dus, dans une grande mesure, à une bioaccumulation plus élevée associée à l'exposition simultanée aux deux substances.

111. Les études montrent également que le DP peut traverser la barrière hématoencéphalique chez les poissons (Zhang et al., 2011) et les grenouilles (Li et al., 2014) et que l'*anti*-DP est plus persistant dans le cerveau que dans le foie (Zhang et al., 2011). Des réponses au stress et des changements histopathologiques ont été observés au niveau du cerveau et du foie chez des juvéniles de carpe commune (n= 30 par groupe) exposés à des concentrations nominales de 0, 30, 60 ou 120 µg/L de DP pendant 1, 15 ou 30 jours (Li et al., 2019b). La morphologie des tissus (proportion de cellules anormales) était nettement altérée dans des groupes exposés à des concentrations de 60 et 120 µg/L pendant 15 et 30 jours. Dans le foie, des contours irréguliers, une vacuolisation et une lyse cellulaire ont été observés ; dans le cerveau, des anomalies ont été constatées dans les couches granulaires et la structure des cellules nucléaires, ainsi que des arrangements désordonnés, une altération des globules rouges avec risque de thrombose, une augmentation du nombre de cellules gliales et la formation de nodules. Dans le foie, les niveaux d'activité des SOD, du glutathion et du MDA décroissaient avec l'augmentation de la dose et du temps d'exposition, tandis que l'inverse était observé dans le cerveau (Li et al., 2019b). En outre, le DP altérait l'expression des gènes régulant l'immunité, dans le cerveau et le foie. L'expression du gène CYP1B1 était sensiblement régulée à la hausse pour tous les points dans le temps et toutes les concentrations, dans le foie et dans le cerveau. Dans le foie, l'expression des gènes CYP2B et CYP3A1 ainsi que des facteurs bax et bcl-2, qui interviennent dans l'apoptose, étaient altérées. Ces résultats indiquent que, chez la carpe juvénile, l'exposition au DP perturbe le métabolisme hépatique et cérébral, inhibe l'activité des enzymes antioxydantes, augmente la peroxydation lipidique, favorise l'inflammation et induit l'apoptose (Li et al., 2019b). Un autre essai portant sur 300 embryons de carpe exposés aux mêmes concentrations de DP que pour l'essai ci-dessus, entre 3 à 120 hpf, a mis en évidence une augmentation sensible, proportionnelle à la dose, des altérations de l'ADN par rapport aux sujets témoins et ce, à toutes les doses. Une augmentation importante du taux de mortalité et des retards d'éclosion ainsi qu'une baisse des taux d'éclosion ont été observées à la dose la plus élevée, de même qu'une diminution de la longueur corporelle. Par rapport au groupe témoin, les difformités morphologiques étaient nettement plus fréquentes, à toutes les doses, à 120 hpf (Li et al. 2020). Une association positive a été observée entre les altérations de l'ADN et les difformités morphologiques. Ces observations étaient corroborées par une altération de l'expression des gènes régissant la morphologie pour les principaux gènes et les marqueurs antioxydants (Li et al., 2020).

112. Dans l'étude sur les carpes juvéniles décrite ci-dessus, on a constaté une augmentation notable aussi bien des cytokines IL-6 et IL-1 β pro-inflammatoires que de la cytokine IL-10 anti-inflammatoire, comparativement au témoin, à 30 jours dans le foie pour toutes les doses ; dans le cerveau, l'IL-6 était sensiblement régulé à la hausse aux deux concentrations les plus élevées, l'IL-1 β à la concentration la plus élevée seulement et l'IL-10 à une concentration de 30 $\mu\text{g/L}$ (Li et al., 2019b). Cette étude est la première à faire mention d'effets de modulation immunitaire possibles du DP. Il est intéressant de noter qu'à faible dose (10 $\mu\text{g/kg}$ pc pendant 7 jours) le Dec 602, qui présente des analogies structurales avec le DP, modifie la réponse immunitaire en dérégulant l'équilibre entre les cellules auxiliaires T1 et T2 chez la souris et en modifiant le métabolisme immunitaire et celui des transmetteurs (Feng et al., 2016 ; Tao et al., 2018).

113. Dans des juvéniles d'esturgeon chinois traités avec du DP à des doses de 1, 10 et 100 mg/kg poids frais pendant 14 jours par injection d'une seule dose intrapéritonéale, la protéomique du foie indiquait que le DP avait des effets sur la réponse générale au stress, les cascades de signalisation contrôlées par les petites protéines G et la voie de signalisation et le processus métabolique du Ca²⁺, et qu'il induisait une apoptose dans le foie (Liang et al., 2014).

114. Une exposition au DP induit un stress oxydatif dans les tissus de poisson zèbre adulte (Kang et al., 2016 ; Hang et al., 2013). Chez des poissons zèbres nourris avec des aliments auxquels du DP a été ajouté à des doses de 0,25, 2,5 et 7,5 mg/g pc par jour pendant 7, 14 et 28 jours, la dose la plus élevée induisait une apoptose dans les intestins ; par ailleurs, une forte intensification de l'activité des superoxydes dismutases a été observée à toutes les doses, du 1^{er} au 28^e jours (Hang et al., 2013). Les taux tissulaires mesurés au 7^e jour étaient de 618,4, 762,8 et 1 823,4 ng/g, respectivement. Le profil protéomique dans le foie et le cerveau était modifié de manière significative ; les protéines identifiées étaient associées à des altérations de l'ADN, à la synthèse protéique, à la réponse immunitaire, à l'apoptose cellulaire et au cytosquelette (Hang et al., 2013). Chez des poissons zèbres ayant reçu des doses de 0, 0,3, 1 ou 3 $\mu\text{g/g}$ poids frais de DP administrées par gavage le jour 0 et le jour 2, les taux tissulaires mesurés le 6^e jour étaient de 5, 30, 44 et 420 ng/g poids frais, respectivement. Une intensification de l'activité de la catalase a été observée dans le foie, indiquant une réponse au stress oxydatif subi le 6^e jour par cet organe (Kang et al., 2016). En outre, certains indices donnent à penser que le DP pourrait être un perturbateur endocrinien. Les réponses transcriptionnelles des gènes spécifiques de la fonction thyroïdienne et des hormones sexuelles dans le cerveau ont été altérées, suggérant que le DP pourrait perturber la thyroïde et les hormones sexuelles (Kang et al., 2016). Le 6^e jour, une induction significative du gène CYP19b, qui code l'aromatase cérébrale, a été observée à toutes les doses, à des taux corporels résiduels pertinents pour l'environnement. Par ailleurs, seule la plus faible dose (0,3 $\mu\text{g/g}$) entraînait un accroissement sensible de la synthèse d'ARNm par le récepteur d'œstrogène alpha du cerveau. Les taux plasmatiques de thyroxine T4 augmentaient en moyenne à la dose la plus élevée (3 $\mu\text{g/g}$ poids frais, donnant des concentrations de $420 \pm 13,3$ ng/g poids frais chez le poisson) mais les changements observés n'étaient pas statistiquement significatifs, ni la régulation à la hausse de l'hormone libérant la corticotrophine et des gènes TSH- β dans le cerveau (Kang et al., 2016), qui interviennent tous deux dans la régulation de la production des hormones thyroïdiennes chez les vertébrés autres que les mammifères (De Groef et al., 2006).

115. L'apport et le transfert maternels de DP ont été observés chez plusieurs espèces de poisson (Wu et al., 2013 ; Sühring et al., 2015 ; Peng et al., 2012 ; Zhang et al., 2011 ; Zeng et al., 2014) et chez des grenouilles (Wu et al., 2018). Du DP et d'autres retardateurs de flamme ont été trouvés dans des embryons de requins, apportant la preuve d'un transfert maternel *in utero* (Marler et al., 2018).

2.4.2 Toxicité pour les organismes terrestres

116. Des réponses au stress oxydatif et des effets neurotoxiques ont été observés chez des vers de terre (Zhang et al., 2014 ; Yang et al., 2016b). Aucune toxicité aiguë ou modification significative du poids corporel n'ont été observées lors d'une exposition à des doses nominales de 0,1, 0,5, 6,25 et 12,5 mg/kg pendant 28 jours (Yang et al., 2016) ou jusqu'à 50 mg/kg pendant 14 jours (Zhang et al., 2014). Toutefois, une modification de marqueurs tels que les SOD, le MDA, le glutathion, la glutathion-peroxydase, la catalase et la 8-hydroxy-2-désoxyguanosine (8OHdG) dans les tissus, ainsi que de la queue de l'ADN dans un test des comètes effectué sur des cœlomocytes isolés, signe de stress oxydatif, a été constaté. De plus, l'activité de l'acétylcholinestérase (AChE) et de la cellulase était sensiblement réduite, même à la dose la plus faible, indiquant de possibles effets neurotoxiques (Yang et al., 2016). La concentration globale sans effet observé (CSEO) à 28 jours pour les modifications de ces biomarqueurs était $< 0,1$ mg/kg (ECHA, 2017b).

117. Aucune toxicité aiguë n'a été observée chez les oiseaux ; toutefois, certaines études montrent que le DP pourrait être biodisponible et transféré vers les œufs. Dans des échantillons appariés d'œufs et de plasma de pygargues à tête blanche en provenance du Canada, on a trouvé que le DP était plus abondant dans les œufs que dans le plasma, avec une moyenne géométrique de 0,28 et 0,43 ng/g poids frais dans les œufs d'espèces continentales et d'espèces des Grands Lacs, respectivement, contre des taux plasmatiques de 0,02 ng/g poids frais (Guo et al., 2018).

118. Crump et al. (2011) ont étudié les effets de différentes concentrations de DP dans le cadre d'essais de toxicité *in vivo* et *in ovo* sur des hépatocytes embryonnaires de poulets et des embryons de poussins. L'injection de DP dans les œufs avant leur incubation ne provoquait aucun effet toxique manifeste jusqu'à la dose maximale de 3 µM dans les hépatocytes et jusqu'à la dose nominale maximale de 500 ng/g/œuf pour le bêchage réussi des embryons.

119. Li et al. (2013a) ont étudié les effets du DP sur des mâles de caille commune exposés en continu par gavage pendant 90 jours à du DP commercial à des doses de 1 à 100 mg/kg pc/j. Ils n'ont observé aucun changement de la mortalité, du poids corporel et du poids du foie dans aucun des groupes exposés. L'activité des enzymes du foie et le stress oxydatif ont été mesurés. Les auteurs ont rapporté des effets sur certaines mesures de l'activité enzymatique, notamment une diminution sensible de la 7-pentoxyrésorufine O-déalkylase (PROD) dans tous les groupes exposés, comparativement au témoin, une augmentation significative de l'éthoxyrésorufine O-dééthylase (EROD) et de la catalase (enzyme antioxydante) dans les groupes exposés à des doses élevées par rapport aux groupes de contrôle. L'étude a prouvé en outre que le DP était plus enclin à s'accumuler dans le foie que dans le sérum ou les muscles et que le *syn*-DP s'accumulait plus que l'*anti*-DP dans les deux groupes exposés à des doses élevées.

120. L'évaluation préalable réalisée par le Canada s'est appuyée sur les données de toxicité concernant le mirex, compte tenu de ses similitudes structurelles et fonctionnelles avec le DP, pour établir le scénario le plus défavorable en comblant les lacunes des données sur les organismes végétaux terrestres, prédisant pour le DP une concentration sans effet prévisible (CSEP) de 0,075 mg/kg ps (Canada, 2019a).

2.4.3 Toxicité pour les êtres humains

121. Des évaluations et études de laboratoire sur des mammifères suggèrent que le DP n'est pas carcinogène, mutagène ou reprotoxique (revu *in* ECHA2017b, c ; Canada 2019a). Dans son évaluation alternative du décaBDE, l'Agence américaine pour la protection de l'environnement (USEPA) indiquait cependant que le DP pourrait être carcinogène comme ses analogues chlordane et décaBDE, ce dernier compte tenu de l'apparition d'effets nocifs dans des études à plus long terme (USEPA, 2014). D'autres biomarqueurs d'exposition et/ou d'effets nocifs possibles chez les mammifères ont été rapportés, notamment un stress oxydatif, des troubles hépatiques et des effets endocriniens, comme indiqué ci-dessous.

122. Concernant la génotoxicité *in vitro*, les résultats de tests d'Ames effectués sur des souches de *Salmonella typhimurium* (TA98, TA100, TA1535, TA 1537 et TA 1538) étaient négatifs avec ou sans activation métabolique (S9) (Mortelmans and Tanaka 1980, décrit *in* OxyChem 2004b). Les résultats d'un test *in vitro* du lymphome de souris étaient également négatifs avec ou sans S9 (Jotz and Mitchel 1980, décrit *in* OxyChem 2004b). Dans une étude de génotoxicité *in vivo*, du DP a été administré par gavage à des souris à raison de 0, 500, 2 000 ou 5 000 mg/kg pc/j pendant 10 jours (Wu et al. 2012). Des échantillons de foie collectés pour un test des comètes n'ont fait apparaître aucune génotoxicité.

123. Les essais effectués sur des animaux de laboratoire semblent indiquer un niveau peu préoccupant de toxicité aiguë par voie orale, respiratoire ou cutanée. Aucun effet nocif pour la santé n'a été observé dans des études de toxicité orale à des doses répétées allant jusqu'à 5 000 mg/kg pc/j pendant 10 à 28 jours (comme résumé *in* ECHA, 2017b, c ; Canada 2019a ; OxyChem 2004b ; et comme indiqué plus en détail ci-dessous). Toutefois, les données sont incomplètes ; ainsi, il n'existe pas d'études à long terme dépassant 90 jours, ce qui pourrait être problématique étant donné l'absorption apparemment lente du DP et sa longue demi-vie d'élimination. En conséquence, dans les études à doses répétées le risque d'effets systémiques a été jugé modéré par analogie avec le décaDBE, compte tenu du fort potentiel de bioaccumulation de cette substance et de la possibilité d'apparition d'effets nocifs étayée par des études à long terme et une évaluation alternative de cette substance (USEPA, 2014). Le mode d'administration pourrait aussi limiter l'exposition, notamment du fait de la présence de microcristaux non dissous, de sorte que les doses élevées pourraient ne pas refléter exactement le degré d'exposition des organismes d'essai (ECHA, 2017b, c). La dose de 5 000 mg/kg pc a été décrite comme particulièrement visqueuse (Brock et al., 2010) ; il s'agit d'une dose extrêmement élevée, puisqu'elle équivaut à 5 fois la dose limite préconisée par l'OCDE dans ses Lignes directrices pour les essais de produits chimiques). L'ECHA a demandé de nouveaux essais de

toxicité (test d'Ames *in vitro* et étude sur le développement prénatal) à la suite d'une vérification de conformité du dossier d'enregistrement REACH (date limite 21/12/2020).

124. Wu et al. (2012) ont fait état de troubles hépatiques chez des souris exposées à des doses élevées. Après une exposition orale de 10 jours, un stress oxydatif et des dommages ont été induits dans le foie de souris mâles à toutes les doses (500, 2 000 ou 5 000 mg/kg pc/j). Le poids relatif du foie était sensiblement accru dans le groupe ayant reçu une dose de 2 000 mg/kg. Le stress oxydatif subi par le foie a été mis en évidence par une intensification significative de l'activité des SOD et du marqueur d'altération oxydative de l'ADN (8OHdG) à toutes les doses, ainsi qu'une activité accrue de la catalase à 2 000 mg/kg. Toutefois, un test des comètes n'a fait apparaître aucune augmentation des cassures des brins d'ADN. Une analyse des microréseaux indique que le DP modifie le métabolisme hépatique des glucides, des lipides, des nucléotides et de l'énergie ainsi que les processus de transduction des signaux.

125. Une étude de 90 jours sur des rats exposés par voie orale à des concentrations de 0, 1, 10 ou 100 mg/kg/j de DP a montré que celui-ci s'accumulait de préférence dans le foie, le *syn*-DP étant le stéréoisomère dominant (Li et al., 2013b). Les concentrations cliniques de paramètres sériques tels que l'alanine aminotransférase, l'aspartate aminotransférase et la créatine kinase étaient sensiblement réduites à la dose la plus élevée, tandis que le glucose sérique augmentait significativement. Une légère augmentation de la thyroestimuline (TSH) a également été observée. Dans le foie, une modification de l'expression génétique de plusieurs enzymes, dont la N-acétyltransférase, les sulfotransférases et les enzymes encodées par le CYP2B1, a été constatée (Li et al., 2013b). Toutefois, aucune modification importante du poids corporel absolu, du poids du foie ou de l'histopathologie du foie n'a été observée. Zhang et al. (2020) ont étudié les effets du transfert de DP, à une dose de 5 mg/kg/j, sur la progéniture de rats Sprague-Dawley (SD) via le placenta et le lait maternel et ont déterminé que l'exposition de la progéniture au DP appauvriait la diversité de l'espèce et l'abondance de la flore intestinale et augmentait la production d'acides gras à chaîne courte, influant sur les fonctions métaboliques et causant ainsi des effets à long terme sur la progéniture.

126. Quelques-unes des études antérieures fournies par Oxychem (2004b) mentionnent des effets sur le foie et les ovaires. Cependant, la fiabilité de ces études n'est pas établie, comme indiqué *in* ECHA (2017c), d'autant qu'elles sont peu détaillées. Une étude de 13 semaines sur des rats exposés par voie alimentaire a fait apparaître, à la dose de 500 mg/kg, une augmentation importante en valeur absolue et relative du poids du foie chez les mâles ; toutefois, aucune histopathologie associée à cette étude n'a été observée (Oscarson, 1975, décrit *in* Oxychem (2004b)). Dans le cadre d'une étude de toxicité par inhalation à doses répétées, des rats ont été exposés 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 28 jours à 0, 640 ou 1 524 mg/m³ de DP sous forme de poussières (Bishop 1975). Une augmentation importante en valeur absolue et relative du poids du foie a été observée pour ces deux doses. Une hépatocytomégalie correspondante affectant les hépatocytes centrolobulaires (gonflement des cellules du foie avec des signes de cytotoxicité et de nécrose) a été observée chez les rats mâles aux deux doses et chez certaines femelles à la dose la plus élevée. Des effets sur les tissus pulmonaires ont été constatés aux deux doses chez les femelles, notamment une multiplication des macrophages alvéolaires et une importante augmentation du poids absolu des poumons, et à la dose la plus élevée chez les mâles. La concentration minimale avec effet nocif observé (CMENO) a été établie à 640 mg/m³ (Bishop 1975, comme décrit *in* Oxychem 2004b). Dans une étude d'exposition par voie cutanée à des doses répétées, les lapins mâles et femelles exposés à du DP dans une solution aqueuse de méthylcellulose à 3 %, à des concentrations de 0, 500 ou 2 000 mg/kg pc/j, 5 jours par semaine, pendant 4 semaines, sur 20 % de la surface totale du corps (Trzyna 1975), n'ont présenté aucun érythème sur le site d'application ou seulement un érythème léger. Chez les femelles, une diminution absolue et relative du poids des ovaires (par rapport au poids du corps et du cerveau), proportionnelle à la dose administrée, a été observée pour les deux doses, et une diminution absolue et relative du poids du foie a été constatée à la dose la plus élevée. Cependant, aucun effet histopathologique n'a été observé dans aucun organe (Trzyna 1975, comme décrit *in* OxyChem 2004b).

127. Dans une étude combinée de toxicité à doses répétées et de dépistage de la toxicité pour la reproduction et le développement, réalisée conformément aux Lignes directrices de l'OCDE (essai n° 422), des rats de souche Crl:CD(SD) ont été exposés par gavage à du DP dans de l'huile de maïs à des concentrations de 0, 750, 1 500 ou 5 000 mg/kg pc/j (Brock et al. 2010). Un groupe de 10/sexe/dose a été traité pendant 28 jours. Aucun effet imputable au traitement n'a été observé du point de vue des signes cliniques de toxicité, du poids corporel et de la consommation de nourriture, ni de la batterie d'évaluations neurocomportementales et fonctionnelles. Les analyses de sang et d'urine, les tests de coagulation et les paramètres chimiques cliniques n'ont de même fait apparaître aucune anomalie. Aucune relation dose-effet avec le poids des organes (cœur, foie, testicules, ovaires, glandes thyroïde et parathyroïde) n'a été mise en évidence. Des décès et des lésions, observés dans tous les

groupes, y compris les groupes de contrôle, et à toutes les doses ont été attribués à des erreurs dans l'administration du traitement, comme il ressort de blessures provoquées par le gavage et l'administration de la substance d'essai dans la cage thoracique ou la cavité péricardique. On ignore donc si le dosage était correct. La dose de 5 000 mg/kg administrée dans de l'huile de maïs a été décrite comme particulièrement visqueuse. Les auteurs ont déterminé une concentration sans effet observé (CSEO) de 5 000 mg/kg pc/j. Certains effets ont toutefois été observés, mais les auteurs de l'étude ont jugé qu'ils n'étaient pas imputables au traitement en raison de l'absence d'une relation dose-effet et qu'ils pourraient être dus à des erreurs de gavage. Une nette augmentation du poids absolu et relatif des ovaires a été observée dans le groupe 1 500 mg/kg seulement, tandis qu'une augmentation sensible du poids absolu et relatif des glandes thyroïde et parathyroïde a été observée chez les femelles du groupe 750 mg/kg seulement. Une augmentation non significative du nombre moyen de cas de résorption précoce (1,8) et du pourcentage des pertes post-implantation (13,90 %) dans le groupe ayant absorbé une dose de DP de 1 500 mg/kg pc a été observée comparativement au groupe de contrôle (0,8 et 5,39 %, respectivement). En outre, le poids corporel des petits des rates augmentait sensiblement à des doses \geq 1 500 mg/kg pc. Le poids moyen des petits augmentait de 3, 15 et 13 %, comparativement aux groupes de contrôle, pour les groupes ayant absorbé 750, 1 500 et 5 000 mg/kg, respectivement. Cet effet pourrait résulter de l'aptitude du DP à stimuler le récepteur gamma activé par les proliférateurs de peroxisomes (PPAR- γ) comme indiqué au paragraphe ci-dessous (Peshdary et al., 2019), l'activation de cette voie de signalisation ayant été liée à des effets sur la grossesse ou le fœtus par renforcement de la fonction utérine (Hewitt et al., 2006 ; Díaz et al., 2012) ainsi qu'à des effets sur l'axe thyroïdien.

128. En sus des indications d'effets sur les hormones thyroïdiennes et le métabolisme hépatique mentionnées ci-dessus, de possibles effets favorisant l'obésité ont été observés pour le DP. Une étude mécanistique *in vitro* a montré que le DP activait le PPAR- γ et induisait une adipogénèse des préadipocytes murins et humains (observée par l'accumulation de lipides et une régulation à la hausse de l'ARNm codant pour les protéines d'expression adipocytaire). Toutefois, certains effets adipogènes induits par le DP étaient indépendants de l'activation du PPAR- γ , suggérant que d'autres modes d'action possibles du DP pourraient être à l'œuvre (Peshdary et al., 2019).

129. Peu de recherches ont été faites sur l'association possible entre le DP et l'homéostasie de l'hormone thyroïdienne (TH) et des lipoprotéines chez les êtres humains. Une association entre les taux sériques de TH et les concentrations de DP a été rapportée chez des couples mère-enfant près d'un site de recyclage de DEEE en Chine (Ben et al., 2014). Les concentrations de DP dans le sérum maternel d'un groupe résidant depuis plus de 20 ans près de ce site étaient 2 à 3 fois plus élevées que pour le groupe y résidant depuis 3 ans seulement (la moyenne géométrique et la gamme des concentrations étaient de 13,5 (1,28-900) et 3,68 (1,69-11,6) ng/g lipides, respectivement). Du *syn*- et de l'*anti*-DP ont été détectés dans des échantillons de placenta et de sérum de cordon ombilical, indiquant que ces substances peuvent être transférées des tissus maternels aux tissus fœtaux. Les concentrations de thyroïdostimuline (TSH) étaient sensiblement plus basses dans le sérum maternel du groupe résidant près du site depuis plus de 20 ans (n = 44) que dans celui du groupe y résidant depuis 3 ans ou moins (n = 22), (p = 0,046) ; toutefois, une analyse de corrélation n'a pas montré de lien significatif entre la TH et les concentrations de DP dans le groupe résidant près du site depuis plus de 20 ans. Lorsque les concentrations de PBDE étaient utilisées comme variables de contrôle, les concentrations de DP étaient positivement associées aux concentrations totales de tri-iodothyronine (TT3) dans le sérum maternel du groupe résidant près du site depuis plus de 20 ans (r = 0,37 et p = 0,020 pour le *syn*-DP ; r = 0,360 et p = 0,024 pour l'*anti*-DP). L'association entre les taux sériques de DP et les concentrations de tri-iodothyronine (TT3) donnent à penser que le DP pourrait avoir certains effets sur l'hormone thyroïdienne chez les êtres humains (Ben et al., 2014). Dans le cadre d'une autre étude comparant les concentrations sériques d'adultes résidant dans une zone de recyclage de DEEE (n = 54) et dans une zone de contrôle (n = 58), une diminution du taux de TSH, de globuline liant la thyroxine et d'ARNm produit par le récepteur thyroïdien (TR α), ainsi qu'une augmentation du taux d'iodothyronine déiodinase 1, ont été observées chez les individus les plus exposés (Guo et al., 2019). La moyenne et la fourchette des taux sériques de *syn*- et d'*anti*-DP étaient de 57 (12-1 000) et 58 (11-1 450) ng/g lipides pour les résidents de la zone de recyclage des DEEE et de 3,2 (0,36-12) et 5,9 (0,67-38) ng/g lipides pour le groupe de contrôle (Guo et al., 2019). Une autre étude sur des femmes enceintes à Wenling (Chine) a fait apparaître une association entre les taux sériques d'hormones thyroïdiennes et ceux de DP. La moyenne et la fourchette des taux sériques de DP étaient de 13,9 (0,41-252) ng/g lipides (Yin et al., 2020). Une relation positive entre les taux sériques et ceux d'apolipoprotéine A a été observée (p = 0,095) pour le DP total et 0,045 pour le *syn*-DP (Yin et al., 2020). Une association positive (b = 0,089, p = 0,023) entre les concentrations d'*anti*-DP dans les bracelets échantillonneurs portés par les sujets et les taux sanguins de TSH a été trouvée chez les femmes (n = 62) dans une étude effectuée aux États-Unis (Wang et al., 2020).

2.4.4 Autres préoccupations

130. Des sous-produits du DP, les monoadduits 1,3- et 1,5-Déchlorane Plus (DPMA), ont parfois été détectés à de plus fortes concentrations que le DP dans des échantillons environnementaux (Sverko et al., 2011 ; Tomy et al., 2013 ; Guerra et al., 2011) et aussi dans le biote de l'Antarctique (Wolschke et al., 2015) (voir le par. 89 pour plus de détails). La présence de DPMA peut aussi être sous-évaluée par suite d'erreurs de manipulation lors de la préparation des échantillons de laboratoire (Rjabova et al., 2016). Des études de modélisation QSAR indiquent que le DPMA est potentiellement bioaccumulable et persistant. Aucune information n'est disponible sur sa toxicité pour les êtres humains et l'environnement. Toutefois, compte tenu de sa similitude structurale avec l'aldrine et l'heptachlore, il pourrait être époxydé dans l'environnement pour former des substances qui pourraient s'avérer neurotoxiques ou hépatotoxiques (ECHA 2017b, c). Pour plus d'informations, voir la Figure 1 et le tableau 14 du document UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14.

131. Étant donné que certains sous-produits de la fabrication du DP (hexachlorobutadiène, hexachlorobenzène, pentachlorobenzène et mirex) sont des polluants organiques persistants déjà inscrits à la Convention de Stockholm, la poursuite de la production de DP pourrait entraîner la formation et de rejet de nouveaux polluants.

3. Synthèse des informations

132. Le DP est un additif ignifugeant chloré pour matières plastiques mis sur le marché et utilisé comme produit de remplacement de retardateurs déjà réglementés. Il est employé dans l'aéronautique et l'industrie automobile, les gaines des fils électriques et des câbles, les matériaux de toiture en plastique, et les connecteurs pour téléviseurs et ordinateurs.

133. Du DP a été détecté dans des échantillons environnementaux, chez les êtres humains et chez certaines espèces sauvages en différents points du globe. Le DP est un contaminant répandu à l'échelle planétaire puisqu'on en a retrouvé dans des régions reculées, loin des sites de production et d'utilisation, y compris dans l'Arctique, l'Antarctique et les régions de hautes montagnes du Tibet. Du DP a également été détecté dans de la poussière, des boues et des effluents de stations de traitement des eaux usées dans des lieux éloignés des sites de production et de recyclage des DEEE, ce qui indique que des émissions et une exposition imputables aux produits de consommation ont lieu.

134. Les données de surveillance disponibles apportent la preuve d'une propagation à longue distance dans l'environnement. Plusieurs études font état de propriétés de bioaccumulation et d'amplification trophique, y compris dans les biotes de régions reculées. Le DP est persistant dans l'environnement, et bien que ses concentrations dans les milieux de régions reculées soient généralement faibles, elles n'en sont pas moins préoccupantes car, selon certaines études, les concentrations dans les régions reculées seraient du même ordre de grandeur que dans les régions d'origine. Le DP est persistant dans l'environnement et se bioaccumule dans les biotes. Les concentrations de DP augmentent probablement au fil du temps puisque son utilisation se poursuit et pourrait avoir des nocifs sur les biotes dans le futur si rien n'est fait pour l'éviter.

135. Bien que le DP soit produit et utilisé depuis près d'un demi-siècle, sa présence dans l'environnement n'a été rapportée qu'en 2006 dans le bassin des Grands Lacs en Amérique du Nord (Hoh et al., 2006). Des recherches plus poussées ont montré que le DP était un polluant à l'échelle planétaire (Wang et al., 2016). En raison de l'insuffisance des données, les tendances temporelles et spatiales du DP sont équivoques ; ainsi, si une tendance à la hausse a été observée dans certaines études, ses concentrations seraient stables selon d'autres (voir la section 2.3.1).

136. Les données sur la toxicité à court terme indiquent qu'il y a lieu de se préoccuper des effets nocifs que le DP pourrait avoir sur l'environnement et sur les êtres humains. Un de ses modes d'action pertinents pourrait être l'induction d'un stress oxydatif influant sur plusieurs processus biologiques. Des effets sur le développement du système nerveux et du cerveau ont été identifiés chez des poissons. Il a été démontré que le DP stimule le récepteur gamma activé par les proliférateurs de peroxisomes, perturbe le fonctionnement du foie et affecte la production des hormones thyroïdiennes (voir le tableau 3). De plus, un essai de coexposition sur le poisson zèbre a confirmé que d'autres polluants pouvaient augmenter sa bioaccumulation, aggravant sa toxicité. La collecte de données supplémentaires, notamment dans le cadre d'études de plus longue durée et envisageant si possible d'autres voies d'exposition, permettrait d'avoir une vision plus claire de sa toxicité. Ses analogues structurels (mirex, chlordane, heptachlore, dieldrine/endrène, aldrine et endosulfan) sont déjà inscrits à la Convention de Stockholm (voir le tableau 1 du document UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14).

137. Aux effets nocifs préoccupants du DP s'ajoutent les effets nocifs préoccupants de sous-produits tels que le 1,3- ou le 1,5-DPMA, qui présentent des similitudes structurales avec des substances telles que l'aldrine et l'heptachlore, qui sont déjà inscrites à la Convention de Stockholm (voir le tableau 14 du document UNEP/POPS/POPRC.16/INF/14). Il n'existe pas de données de toxicité pour ces monoadduits, qui sont parfois détectés à de plus fortes concentrations que le DP dans les échantillons environnementaux (Sverko et al., 2011 ; Tomy et al., 2013 ; Guerra et al., 2011).

138. Le DP est transféré à la progéniture en développement pendant la grossesse, par le sang, et après la naissance, par le lait maternel. Le transfert maternel vers les œufs a été décrit chez des espèces de poissons, d'oiseaux et d'amphibiens, conduisant à une exposition à des stades cruciaux de leur développement. Des concentrations élevées de DP ont été détectées dans des échantillons environnementaux et chez des individus vivant près de sites de production de DP et de sites de recyclage de DEEE.

139. Du fait de ses propriétés de polluant organique persistant et des risques liés à sa production et à son utilisation, qui sont répandues, l'adoption de mesures internationales pour prévenir de nouveaux rejets de DP est justifiée.

Tableau 3. Aperçu des preuves que le DP et ses isomères *syn-* et *anti-* possèdent les propriétés de polluants organiques persistants

Critère	Satisfait au critère (Oui/Non)	Remarques
Persistence	Oui	<ul style="list-style-type: none"> La modélisation du potentiel de dégradation et des voies de métabolisation microbienne suggère que la biodégradation est très lente et qu'il est peu probable qu'il se dégrade plus vite que ses analogues structurels déjà inscrits à la Convention de Stockholm (ECHA, 2017b ; Zhang et al., 2016) Dégradation limitée dans un sol vieillissant avec seulement 4,2 à 8,2 % du DP initial dégradé après 260 jours (Cheng et al., 2019) Dégradation limitée dans le sol au fil du temps (Wang et al., 2010a)
Bioaccumulation	Oui	<ul style="list-style-type: none"> Log K_{oc} de 9,3 (OxyChem, 2007) indiquant un fort potentiel de bioaccumulation FBC > 5 000 (Wang et al., 2019) et demi-vies de dépuración correspondant à un FBC > 5 000 (Tomy et al., 2008 ; Tang et al., 2018 ; Li et al., 2013b) FBA_m/FAT > 1 signalé pour plusieurs espèces et réseaux alimentaires (Tomy et al., 2007 ; Wu et al., 2018 ; Sun et al., 2015, 2017 ; Kurt-Karakus et al., 2019 ; Na et al., 2017)
Potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement	Oui	<ul style="list-style-type: none"> Du DP a été détecté dans l'environnement et les biotes de régions reculées (Canada 2019a ; AMAP 2017 ; Möller et al. 2010, 2012 ; Gao et al. 2018 ; Kim et al. 2018 ; Na et al. 2017 ; Yang et al. 2016 ; Liu et al. 2018). La propagation à longue distance dans l'environnement se fait par sorption sur des particules présentes dans l'atmosphère et l'eau de mer (Möller et al., 2010, 2011, 2012 ; Sverko et al., 2011 ; Canada 2019a) et peut-être aussi par l'intermédiaire des oiseaux migrateurs (Vorkamp et al. 2018). Les concentrations dans l'air diminuent avec l'augmentation de la latitude (Möller et al. 2010, 2011).
Effets nocifs	Oui	<ul style="list-style-type: none"> Indications de neurotoxicité chez le poisson zèbre (Chen et al., 2017, 2019) et chez la carpe (Li et al., 2019b, 2020). Potentiel d'effets de modulation endocrinienne chez le poisson zèbre (Kang et al., 2016), les êtres humains (Ben et al., 2014 ; Guo et al., 2019) et les cellules du corps humain (Peshdary et al., 2019). Troubles hépatiques observés chez les rats et les souris (Wu et al., 2012 ; Li et al., 2013b). Indications d'effets sur les modulateurs du système immunitaire chez la carpe (Li et al., 2019b). Stress oxydatif chez les poissons (Chen et al., 2017 ; Hang et al., 2013 ; Kang et al., 2016 ; Li et al., 2019b), les bivalves marins (Barón et al., 2016 ; Gagne et al., 2017), les vers de terre (Zhang et al., 2014 ; Yang et al., 2016b), les oiseaux (Li et al., 2013a) et les souris (Wu et al., 2012).

4. Déclaration finale

140. Les émissions de DP dans l'environnement proviennent de l'activité humaine, notamment de la production, de l'utilisation, de l'élimination et de la gestion des déchets de cette substance. Le DP est persistant et bioaccumulable et il se propage à longue distance dans l'environnement, faisant de ses émissions et rejets un problème de pollution transfrontière. Du DP a été détecté chez les êtres humains et la faune sauvage, ainsi que dans des échantillons environnementaux, dans toutes les régions du monde, y compris en Arctique et en Antarctique.

141. Chez les êtres humains, du DP a été détecté dans les cheveux, le sang de cordon ombilical, le sérum et le lait maternel. Des concentrations élevées de DP ont été détectées dans des échantillons environnementaux et chez des individus vivant à proximité de sites de production de DP ou de recyclage de DEEE. Du DP a également été détecté dans de la poussière, des boues et des effluents de stations de traitement des eaux usées, ce qui indique que les produits de consommation qui en contiennent en sont des sources d'émissions et d'exposition tout au long de leur cycle de vie.

142. La littérature scientifique suggère un risque possible d'effets nocifs sur le développement des espèces et des organismes aquatiques imputable au stress oxydatif, qui pourrait affecter des processus biologiques essentiels. La crainte d'effets nocifs vient des conséquences observées sur le foie et des effets de modulation endocrinienne, en particulier des dysfonctionnements du système hormonal thyroïdien et de la stimulation du récepteur gamma activé par les proliférateurs de peroxisomes. Chez les organismes aquatiques, des effets sur le développement du système nerveux et du cerveau ont aussi été identifiés. De plus, des effets observés sur l'activité de photosynthèse des macroalgues marines suggèrent des impacts possibles sur les écosystèmes aquatiques induits par des effets négatifs sur la production primaire.

143. Les effets toxiques des mélanges contenant du DP, se traduisant notamment par une augmentation de la toxicité et de la bioaccumulation, ont été mis en évidence par une étude et constituent un autre sujet de préoccupation. Le réchauffement climatique pourrait exacerber la mobilisation et le rejet de DP dans les milieux polaires à mesure que le DP déposé sur la glace de mer, les glaciers et le permafrost est rejeté dans les milieux d'eau douce et les milieux marins. Les effets conjugués des changements climatiques et d'autres facteurs de stress environnementaux ajoutent aux risques en affectant les niveaux d'exposition, la vulnérabilité et la capacité d'adaptation des organismes, en particulier dans les régions polaires.

144. Compte tenu des preuves de persistance, de bioaccumulation et d'effets nocifs du DP observées dans certains organismes et de sa présence répandue dans l'environnement mondial, y compris dans des régions éloignées, il est conclu qu'il est probable que le DP et ses isomères *syn*- et *anti*- puissent entraîner, du fait de leur propagation à longue distance dans l'environnement, des effets nocifs importants sur la santé humaine et l'environnement justifiant l'adoption de mesures internationales.

Références*

- AIAC, Aerospace Industries Association of Canada (2020). Letter to the Stockholm Convention secretariat on applications of Dechlorane Plus (DP) and its syn- and anti-isomers in the aerospace industry submitted as a comment to the second draft of the Dechlorane Plus risk profile. 30 March 2020.
- Annex E (2019). Submissions of Annex E (risk profile) information on Dechlorane Plus. 2 December 2019. Available at: <http://chm.pops.int/tabid/8225/Default.aspx>
- Annex E (2020). Comments on the draft risk profiles on Dechlorane Plus. 30 March 2020. Available at: <http://chm.pops.int/tabid/8366/Default.aspx>
- Allen JG, Stapleton HM, Vallarino J, McNeely E, McClean MD, Harrad SJ, Rauert CB, Spengler JD (2013). Exposure to flame retardant chemicals on commercial airplanes. *Environ Health* 12:17.
- AMAP, (2017). AMAP Assessment 2016: Chemicals of Emerging Arctic Concern. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xvi+353pp
- Aznar-Alemany Ò, Yang X, Alonso MB, Costa ES, Torres JPM, Malm O, Barceló D, Eljarrat E (2019). Preliminary study of long-range transport of halogenated flame retardants using Antarctic marine mammals *Sci Total Environ.* 650(Pt2):1889-1897. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.287.
- Barón E, Dissanayake A, Vilà-Cano J, Crowther C, Readman JW, Jha AN, Eljarrat E, Barceló D (2016). Evaluation of the Genotoxic and Physiological Effects of Decabromodiphenyl Ether (BDE-209) and Dechlorane Plus (DP) Flame Retardants in Marine Mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Environ Sci Technol.* 50(5):2700-8.
- Barón E, Bosch C, Mániz M, Andreu A, Sergio F, Hiraldo F, Eljarrat E, Barceló D (2015). Temporal trends in classical and alternative flame retardants in bird eggs from Doñana Natural Space and surrounding areas (south-western Spain) between 1999 and 2013. *Chemosphere.* 138:316-23.
- Barón E, Santín G, Eljarrat E, Barceló D (2014a). Occurrence of classic and emerging halogenated flame retardants in sediment and sludge from Ebro and Llobregat river basins (Spain). *J Hazard Mater.* 30; 265:288-95.
- Barón E, Mániz M, Andreu AC, Sergio F, Hiraldo F, Eljarrat E, Barceló D (2014b). Bioaccumulation and biomagnification of emerging and classical flame retardants in bird eggs of 14 species from Doñana Natural Space and surrounding areas (South-western Spain). *Environ Int.* 68:118-26. doi: 10.1016/j.envint.2014.03.013.
- Ben Y-J, Li X-H, Yang Y-L, Li L, Di J-P, Wang W-Y, Zhou R-F, Xiao K, Zheng M-Y, Tian Y, Xu X-B (2013). Dechlorane Plus and its dechlorinated analogs from an e-waste recycling center in maternal serum and breast milk of women in Wenling, China. *Environmental Pollution.* 173, 176-181
- Ben Y-J, Li X-H, Yang Y-L, Li L, Zheng M-Y, Wang W-Y, Xu X-B (2014). Placental Transfer of Dechlorane Plus in Mother–Infant Pairs in an E-Waste Recycling Area (Wenling, China.) *Environ. Sci. Technol.* 48, 5187–5193.
- Blais JM, Kimpe LE, McMahon D, et al. Arctic seabirds transport marine-derived contaminants. *Science.* 2005;309(5733):445. doi:10.1126/science.1112658
- Borgå K, Kidd KA, Muir DC, Berglund O, Conder JM, Gobas FA, Kucklick J, Malm O, Powell DE (2012). Trophic magnification factors: considerations of ecology, ecosystems, and study design. *Integr Environ Assess Manag.* 8(1):64-84.
- Brasseur C, Pirard C, Scholl G, De Pauw E, Viel JF, Shen L, Reiner EJ, Focant JF (2014). Levels of dechloranes and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in human serum from France. *Environ. Int.* 65, 33–40.
- Breivik K, Wania F, Muir DCG, Alaee M, Backus S, Pacepavicius G (2006). Empirical and modeling evidence of the long-range atmospheric transport of decabromodiphenyl ether. *Environmental Science and Technology.* 40, 4612–4618.
- Briels N, Torgersen LN, Castaño-Ortiz JM, Løseth ME, Herzke D, Nygård T, Bustnes JO, Ciesielski TM, Poma G, Malarvannan G, Covaci A, Jaspers VLB (2019). Integrated exposure assessment of northern goshawk (*Accipiter gentilis*) nestlings to legacy and emerging organic pollutants using non-destructive samples. *Environ Res.* 178:108678. doi: 10.1016/j.envres.2019.108678.
- Briels N, Løseth ME, Ciesielski TM, Malarvannan G, Poma G, Kjærvi SA, León A, Cariou R, Covaci A, Jaspers VLB (2018). In ovo transformation of two emerging flame retardants in Japanese quail (*Coturnix japonica*). *Ecotoxicol Environ Saf.* 149:51-57.
- Brock WJ, Schroeder RE, McKnight CA, Van Steenhouse JL and Nyberg JM (2010). Oral repeatdose and reproductive toxicity of the chlorinated flame retardant Dechlorane Plus. *Int. J. Toxicol.*, 29, 582–593.

* Par souci d'économie, les références pour ce document n'ont pas été traduites.

- Cao X, Wang L, Zhang Y, Li Y, Zhu C, Zheng X, Sun Y, Li D, Mo L, Mai B (2020). Occurrence of organic pollutants in plastics on beach: Stranded foams can be sources of pollutants in islands. *Sci Total Environ.* 14; 707:136119.
- Cao Z, Xu F, Covaci A, Wu M, Wang H, Yu G, Wang B, Deng S, Huang J, Wang X (2014). Distribution patterns of brominated, chlorinated, and phosphorus flame retardants with particle size in indoor and outdoor dust and implications for human exposure. *Environmental Science and Technology*, 48, 8839–8846.
- Canada (2019a). Dept. of the Environment. Dept. of Health. Screening Assessment Certain Organic Flame Retardants Grouping 1,4:7,10-Dimethanodibenzo[a,e]cyclooctene,1,2,3,4,7,8,9,10,13,13,14,14-dodecachloro-1,4,4a,5,6,6a,7,10,10a,11,12,12 adodecahydro-Dechlorane Plus (DP), Chemical Abstracts Service Registry Number 13560-89- 9. Available at: <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/evaluating-existing-substances/screening-assessment-certain-organic-flame-retardants-substance-grouping-dimethanodibenzo-cyclooctene-dodecachloro-dodecahydro-dechlorane-plus-dp-.html>
- Canada (2019b). Dept. of the Environment. Dept. of Health. Certain Organic Flame Retardants Grouping Risk Management Approach For 1,4:7,10-Dimethanodibenzo[a,e]cyclooctene, 1,2,3,4,7,8,9,10,13,13,14,14-dodecachloro1,4,4a,5,6,6a,7,10,10a,11,12,12a-dodecahydro- Dechlorane Plus (DP), Chemical Abstracts Service Registry Number 13560-89- 9. Available at: <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/evaluating-existing-substances/certain-organic-flame-retardants-grouping-risk-management-approach-dimethanodibenzo-cyclooctene-dodecachloro-dodecahydro-dechlorane-plus-dp.html>
- Carlsson P, Vrana B, Sobotka J, Borgå K, Bohlin Nizzetto P, Varpe Ø (2018). New brominated flame retardants and dechlorane plus in the Arctic: Local sources and bioaccumulation potential in marine benthos. *Chemosphere.* 211: 1193-1202.doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.07.158.
146. CATALOGIC (Computer Model). 2012. Version 5.11.6. Bourgas (BG): Bourgas Prof. Assen Zlatarov University, Laboratory of Mathematical Chemistry.
- Cequier E, Marce RM, Becher G, Thomsen C (2015). Comparing human exposure to emerging and legacy flame retardants from the indoor environment and diet with concentrations measured in serum. *Environment Intern.* 74, 54-59.
- Cequier E, Ionas AC, Covaci A, Marce RM, Becher G, Thomsen C (2014). Occurrence of a broad range of legacy and emerging flame retardants in indoor environments in Norway. *Environ. Sci. Technol.* 48, 6827–6835.
- Čechova E, Vojta S, Kukučka P, Kočan A, Trnovec T, Murinov LP, de Cocke M, van de Borc M, Askevold J, Eggesbod M, Scheringer M (2017). Legacy and alternative halogenated flame retardants in human milk in Europe: Implications for children's health. *Environment International* 108, 137–145.
- Chen X, Dong Q, Chen Y, Zhang Z, Huang C, Dong Q, Roper C, Tanguay RL, Zhu Y, Zhang Y (2019). Neurodevelopmental toxicity assesment of alkyl phenanthrene and Dechlorane Plus co-exposure in zebrafish. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 180, 762-769.
- Chen X, Dong Q, Chen Y, Zhang Z, Huang C, Zhu Y, Zhang Y (2017). Effects of Dechlorane Plus exposure on axonal growth, musculature and motor behavior in embryo-larval zebrafish. *Environ Pollut.* 224:7-15. doi: 10.1016/j.envpol.2017.03.011.
- Chen K, Zheng J, Yan X, Yu L, Luo X, Peng X, Yu Y, Yang Z, Mai B (2015). Dechlorane Plus in paired hair and serum samples from e-waste workers: correlation and differences. *Chemosphere* 123, 43–47.
- Chen SJ, Tian M, Wang J, Shi T, Luo Y, Luo XJ, Mai BX (2011). Dechloran Plus (DP) in air and plants at an electronic waste (e-waste) site in South China. *Environ. Pollut.* 159 (5), 1290-1296.
- Cheng Y, Ding J, Xie X, Ji X, Zhang Y (2019). Validation and Application of a 3-Step Sequential Extraction Method to Investigate the Fraction Transformation of Organic Pollutants in Aging Soils: A Case Study of Dechlorane Plus. *Environ Sci Technol.* 5;53(3):1325-1333.
- Chou TW, Liu DHW, Mabey WR, Mitoma C, and Smith JH (1979a). As cited in: HPV Challenge- Robust Summaries & Test Plans: Dechlorane Plus. Final revision as identified by the submitter, June 8, 2009. Vapour Pressure and Water Solubility. Metabolism and Environmental Screening Studies on Dechlorane Plus. SRI International. SRI Project No. LSC-8060
- Chou TW, Liu DHW, Mabey WR, Mitoma C and Smith JH (1979b). Metabolism and environmental screening studies on Dechlorane Plus. SRI International, SRI Project LSC-8060, 25 April 1979. Testing laboratory: SRI International, Menlo Park, California, USA. Report no.: LSC-8060. Owner company: Hooker Chemical Corporation, Hooker Research Center. Report date: 1979-04-25.

- Crump D, Chiu S, Gauthier LT, Hickey NJ, Letcher RJ, Kennedy SW. 2011. The effects of Dechlorane Plus on toxicity and mRNA expression in chicken embryos: A comparison of in vitro and in ovo approaches. *Comp Biochem Physiol C* 154:129-134
- Davis EF, Klosterhaus SL, Stapleton HM (2012). Measurement of flame retardants and triclosan in municipal sewage sludge and biosolids. *Environ Int.* 40:1-7.
- De Groef B, Van der Geyten S, Darras VM, Kühn ER (2006). Role of corticotropin-releasing hormone as a thyrotropin-releasing factor in non-mammalian vertebrates. *Gen. Comp. Endocrinol.* 146, 62-68.
- Desjardins CF, Mazerolle MJ, Verreault J (2019). Is the urban-adapted ring-billed gull a biovector for flame retardants? *Environ Pollut.* 244:109-117. doi: 10.1016/j.envpol.2018.10.003.
- de Wit C A, Kierkegaard A, Ricklund N, Sellstrom U (2011). Emerging brominated flame retardants in the environment. In E. Eljarrat & D. Barcelo (Eds.), *Brominated flame retardants* (pp. 241–286). Berlin: Springer.
- Díaz M, Bassols J, López-Bermejo A, Gómez-Roig MD, de Zegher F, Ibáñez L (2012). Placental Expression of Peroxisome Proliferator- Activated Receptor γ (PPAR γ): Relation to Placental and Fetal Growth. *J Clin Endocrinol Metab*, 97(8): E1468–E1472.
- Dreyer A, Neugebauer F, Lohmann N, Rüdell H, Teubner D, Grotti M, Rauert C, Koschorreck J (2019). Recent findings of halogenated flame retardants (HFR) in the German and Polar environment. *Environ Pollut.* 253:850-863. doi:10.1016/j.envpol.2019.07.070.
- EA (2012). Depuration Rate Constant as an Indicator of Bioaccumulation Potential. Environment Agency, Bristol, UK. Available from https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291525/LIT_7371_44228a.pdf.
- ECDC (2019). Environment and Climate Change Canada. Domestic Substances List. <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/canadian-environmental-protection-act-registry/substances-list/domestic.html>
- ECHA (2020a). Call for evidence on the manufacture, import, use and placing on the market of Dechlorane plus, as well as on the possibility for substitution, potential alternatives and on the socio-economic impacts of substitution. Information on recycling, emissions and on the use in articles is also of interest. <https://echa.europa.eu/da/calls-for-comments-and-evidence/-/substance-rev/25422/term>
- ECHA (2020b). Registration dossier for 1,6,7,8,9,14,15,16,17,17,18,18 dodecachloropentacyclo[12.2.1.16.9.02,13.05,10]octadeca-7,15-diene. CAS number:13560-89-9 Available at: <https://echa.europa.eu/da/registration-dossier/-/registered-dossier/11906/3/1/4> (accessed 15.04.2020).
- ECHA (2019). Comments on ECHA's Draft 9th Recommendation for Dechlorane Plus (EC number: -) and references to responses. Available at: <https://www.google.com/search?q=google+translate&oq=google+tra&aqs=chrome.0.69i59j69i57j69i59j69i64.2494j0j7&sourceid=chrome&ie=UTF-8>. Accessed 26.05.2020
- ECHA (2018): <https://echa.europa.eu/da/substance-information/-/substanceinfo/100.033.575> . Accessed 24.03, 2019.
- ECHA (2017a). Agreement of the Member State Committee in accordance with Article 59(8): 1,6,7,8,9,14,15,16,17,17,18,18-Dodecachloropentacyclo- [12.2.1.16,9.02,13.05,10]octadeca-7,15-diene ("Dechlorane Plus"™) [covering any of its individual anti- and syn-isomers or any combination thereof] is identified as a substance of very high concern because it meets the criteria of Article 57 (e) of Regulation (EC) 1907/2006 (REACH) as a substance which is very persistent and very bioaccumulative (vPvB), in accordance with the criteria and provisions set out in Annex XIII of REACH Regulation. Available at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/15b88a69-2162-9385-4089-7c247cba4da6>
- ECHA (2017b). Dechlorane Plus; Proposal for identification of a substance of very high concern on the basis of the criteria set out in REACH Article 57. Annex XV report. Available at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/6ba01c40-009a-8388-1556-d8caa50d2b4f>
- ECHA (2017c). Annex XV Appendix - Identification of Dechlorane Plus as SVHC. Detailed summaries of the data cited in the main report. Available at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/86c6520a-cdc8-86bf-cc86-57beef04bc6f>
- ECHA (2017d). Member State Committee support document for identification of 1,6,7,8,9,14,15,16,17,17,18,18-Dodecachloropentacyclo- [12.2.1.16,9.02,13.05,10]octadeca-7,15-diene ("Dechlorane Plus"™) [covering any of its individual anti- and syn-isomers or any combination thereof] as a substance of very high concern because it meets the criteria of Article 57 (e). Adopted on 30 November 2017. Available at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/acd1ca10-4d98-5537-3d5c-54cf8f3570c4>

- ECHA (2017e). Public consultation to identify nine new substances of very high concern. Available at: <https://echa.europa.eu/-/public-consultation-to-identify-nine-new-substances-of-very-high-concern> (accessed 15.04.2020).
- Evenset A, Carroll J, Christensen GN, Kallenborn R, Gregor D, Gabrielsen GW (2007). Seabird guano is an efficient conveyer of persistent organic pollutants (POPs) to Arctic lake ecosystems. *Environ Sci Technol.* 41(4): 1173-9.
- Feng Y, Tian J, Xie HQ, She J, Xu SL, Xu T, Tian W, Fu H, Li W, Tao W, Wang L, Chen Y, Zhang S, Zhang W, Guo TL, Zhao B (2016). Effects of acute low-dose exposure to the chlorinated flame retardant Dechlorane 602 and the Th1 and Th2 Immune responses in adult male mice. *Environ Health Perspect.* 124 (9): 1406-1413.
- Feo ML, Barón E, Eljarrat E, Barceló D (2012). Dechlorane Plus and related compounds in aquatic and terrestrial biota: a review. *Anal Bioanal Chem.* 404(9): 2625-37. doi: 10.1007/s00216-012-6161-x. Epub 2012 Jun 14. Review.
- Franklin J (2016). How reliable are field-derived biomagnification factors and trophic magnification factors as indicators of bioaccumulation potential? Conclusions from a case study on per- and polyfluoroalkyl substances. *Integr Environ Assess Manag.* 12(1):6-20.
- Gagné PL, Fortier M, Fraser M, Parent L, Vaillancourt C, Verreault J (2017). Dechlorane Plus induces oxidative stress and decreases cyclooxygenase activity in the blue mussel. *Aquat Toxicol.* 188:26-32.
- Gao H, Na G, Yao Y, Li R, Gao Y, Zhang Z, Yao Z (2018). Distribution Characteristics and Source of Dechloranes in Soil and Lichen of the Fildes Peninsula (Antarctica). *Int J Environ Res Public Health.* 15(10).
147. Gauthier LT, Letcher RJ (2009). Isomers of Dechlorane Plus flame retardant in the eggs of herring gulls (*Larus argentatus*) from the Laurentian Great Lakes of North America: temporal changes and spatial distribution. *Chemosphere*;75(1):115-20. doi: 10.1016/j.chemosphere.2008.11.030.
- Gentes ML, Letcher RJ, Caron-Beaudoin E, Verreault J. Novel flame retardants in urban-feeding ring-billed gulls from the St. Lawrence River, Canada. *Environ Sci Technol.* 2012;46(17):9735–9744. doi:10.1021/es302099f
- Gong N, Shao K, Han X, Zhang Y, Sun Y (2018). Enrichment and physiological responses of dechlorane plus on juvenile marine macroalgae (*Ulva pertusa*). *Chemosphere* 205:594-600.
- Gong N, Shao K, Hang X, Zhao L, Zhong R, Zhao E, Li G and Sun Y (2013). Effect of Dechlorane Plus on *Pseudokirchneriella subcapitata* by flow cytometry. *Organohalogen Compounds*, 75, 200-204. <http://www.dioxin20xx.org/pdfs/2013/86.pdf>
- Green NW, Schøyen M, Hjermmann DØ, Øxnevad S, Ruus A, Beylich B, Lund E, Tveiten L, Jenssen MTS, Håvardstun J, Ribeiro AL, Doyer I, Rundberget JT and Bæk K (2019). Contaminants in coastal waters of Norway 2018. NIVA report 7412-2019. pp. 235
- Guerra P, Fernie K, Jiménez B, Pacepavicius G, Shen L, Reiner E, Eljarrat E, Barceló D, Alae M (2011). Dechlorane plus and related compounds in peregrine falcon (*Falco peregrinus*) eggs from Canada and Spain. *Environ Sci Technol.* 45(4):1284-90.
- Guo LC, Yu S, Wu D, Huang J, Liu T, Xiao J, Huang W, Gao Y, Li X, Zeng W, Rutherford S, Ma W, Zhang Y, Lin L (2019). Disruption of thyroid hormone regulated proteins and gene expression by polychlorinated biphenyls, polybrominated diphenylethers and new flame retardants in residents to an e-waste region. *Environ. Poll.* 254: 112925.
- Guo J, Simon K, Romanak K, Bowerman W, Vernier M (2018). Accumulation of flame retardants in paired eggs and plasma of bald eagles. *Environmental Pollution* 237: 499-507
- Guo J, Venier M, Salamova A, Hites RA (2017). Bioaccumulation of Dechloranes, organophosphate esters, and other flame retardants in Great Lakes fish. *Sci Total Environ.* 583:1-9.
- Haglund P, Kaj L, Brorström-Lundén E (2016). Analysis of new brominated flame retardants in human samples and background air. For Swedish EPA (Naturvårdsverket), contract no. 2219-14-006.
- Hang XM, Jiang Y, Liu Y, Jia HL and Sun YQ (2013). An integrated study on the toxicity of Dechlorane Plus in zebrafish. *Organohalogen Compounds*, 75, 1085-1089. <http://www.dioxin20xx.org/pdfs/2013/5154.pdf>
- Hassan Y, Shoeib T (2015). Levels of polybrominated diphenyl ethers and novel flame retardants in microenvironment dust from Egypt: An assessment of human exposure. *Science of the Total Environment.* 505, 47–55.
- Hewitt DP, Mark PJ, Waddell BJ (2006). Placental Expression of Peroxisome Proliferator-Activated Receptors in Rat Pregnancy and the Effect of Increased Glucocorticoid Exposure. *Biology of Reproduction* 74, 23–28.
- Hoh E, Zhu LY, and Hites RA (2006). Dechlorane plus, a chlorinated flame retardant, in the Great Lakes. *Environ Sci Technol* 40 (4), 1184–1199.

- Houde M, Wang X, Ferguson SH, Gagnon P, Brown TM, Tanabe S, Kunito T, Kwan M, Muir DCG (2017). Spatial and temporal trends of alternative flame retardants and polybrominated diphenyl ethers in ringed seals (*Phoca hispida*) across the Canadian Arctic. *Environ Pollut.* 223:266-276. doi: 10.1016/j.envpol.2017.01.023. Epub 2017 Jan 26.
- Huang C-C, Zeng Y-H, Luo X-J, Tang B, Liu Y-E, Rena Z-H, Mai B-X (2018). Level changes and human dietary exposure assessment of halogenated flame retardant levels in free-range chicken eggs: A case study of a former e-waste recycling site, South China / *Science of the Total Environment* 634, 509–515.
- Hou M, Wang Y, Zhao H, Zhang Q, Xie Q, Zhang X, Chen R, Chen J (2018). Halogenated flame retardants in building and decoration materials in China: Implications for human exposure via inhalation and dust ingestion. *Chemosphere.* 203:291-299.
- J-CHECK, Japan Chemicals Collaborative database (2020a):
https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/template.action?ano=7755&mno=4-0296&cno=13560-89-9&request_locale=en, (Accessed 26.05.2020)
148. J-CHECK Japan Chemicals Collaborative database (2020b):
https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/template.action?ano=28771&mno=4-0296&cno=13560-89-9&request_locale=en (Accessed 26.05.2020)
- Ji X, Xie X, Ding J, Cheng Y, He H, Huang Y, Qin L, Zhu H, Zhao C, Li A, and Han C (2018). Chlorinated flame retardant Dechlorane Plus: environmental pollution in China. *Environ. Rev.* 26: 273–285.
- Jia H, Sun Y, Liu X, Yang M, Wang D, Qi H, Shen L, Sverko E, Reiner EJ, Li YF (2011). Concentration and bioaccumulation of dechlorane compounds in coastal environment of northern China. *Environ Sci Technol.* 1;45(7):2613-8
- Johnson PI, Stapleton HM, Mukherjee B, Hauser R, Meeker JD (2013). Associations between brominated flame retardants in house dust and hormone levels in men. *Sci Total Environ* 445-446:177-184
- Kaj L, Norstrom K, Egelrud L, Remberger M, Lilja K, Brorstrom-Lunden E (2010). Results from the Swedish National Screening Programme 2009, Subreport 2: Dechlorane Plus. Report B1950 Swedish Environmental Research Institute IVL, on assignment from the Swedish Environmental Protection Agency.
- Kakimoto K, Nagayoshi H, Takagi S, Akutsu K, Konishi Y, Kajimura K, Hayakawa K, Toriba A (2014). Inhalation and dietary exposure to Dechlorane Plus and polybrominated diphenyl ethers in Osaka, Japan. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 99, 69–73.
- Kang H, Moon HB, Choi K (2016). Toxicological responses following short-term exposure through gavage feeding or water-borne exposure to Dechlorane Plus in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere.* 146:226-32. doi: 10.1016/j.chemosphere.2015.12.024.
- Katsoyiannis A, Samara C (2004). Persistent organic pollutants (POPs) in the sewage treatment plant of Thessaloniki, northern Greece: occurrence and removal. *Water Res.* 38:2685–98.
- KEMI (2019). Swedish Chemicals Agency Commodity Guide [database on Internet]. CAS no 13560-89-9 Dechlorane Plus. [cited June 2013]. Available from: <https://webapps.kemi.se/varuguiden/AmneMaterial.aspx>
- Kim JT, Choi YJ, Barghi M, Yoon YJ, Kim JH, Kim JH, Chang YS (2018). Occurrence and distribution of old and new halogenated flame retardants in mosses and lichens from the South Shetland Islands, Antarctica. *Environ Pollut.* 235:302-311.
- Kim JT, Son MH, Kang JH, Kim JH, Jung JW, Chang YS (2015). Occurrence of Legacy and New Persistent Organic Pollutants in Avian Tissues from King George Island, Antarctica. *Environ Sci Technol.* 17;49(22):13628-38. doi: 10.1021/acs.est.5b03181.
- Kim J, Son M, Shin E, Choi S-D, Chang Y-S (2016). Occurrence of Dechlorane compounds and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the Korean general population. *Environmental Pollution* 212; 330-336.
- Kim J, Son M, Kim J, Suh J, Kang Y (2014). Assessment of Dechlorane compounds in foodstuffs obtained from retail markets and estimation of dietary intake in Korean population. *J. Hazard. Materials.* 275, 19-25.
149. Klasmeier J, Matthies M, MacLeod M, Fenner K, Scheringer M, Stroebe M, Le Gall AC, McKone TE, van de Meent D, Wania F. (2006). Application of multimedia models for screening assessment of long-range transport potential and overall persistence. *Environ Sci Technol* 40:53-60.
- Klosterhaus SL, Stapleton HM, La Guardia MJ, Greig DJ (2012). Brominated and chlorinated flame retardants in San Francisco Bay sediments and wildlife. *Environ Int.* 15; 47:56-65.
- Kurt-Karakus PB, Muir DC, de Jourdan B, Teixeira C, Martindale JE, Embers H, Wang X, Keir M, Backus S (2019). Bioaccumulation of selected halogenated organic flame retardants in Lake Ontario. *Environmental Toxicology and Chemistry—Volume 38, Number 6—pp.* 1198–1210

- Larisch W, Goss KU (2018). Modelling oral up-take of hydrophobic and super-hydrophobic chemicals in fish. *Environ Sci Process Impacts*. 20(1):98-104.
- Lee HK, Kang H, Lee S, Kim S, Choi K, Moon HB (2020) Human exposure to legacy and emerging flame retardants in indoor dust: A multiple-exposure assessment of PBDEs, *Sci Total Environ* 719: 137386
- Letcher RJ, Morris AD, Dyck M, Sverko E, Reiner EJ, Blair DAD, Chu SG, Shen L. Legacy and new halogenated persistent organic pollutants in polar bears from a contamination hotspot in the Arctic, Hudson Bay Canada. *Sci Total Environ*. 2018 Jan 1;610-611:121-136. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.035.
- Li B, Chen J, Du Q, Wang B, Qu Y, Chang Z (2020). Toxic effects of dechlorane plus on the common carp (*Cyprinus carpio*) embryonic development. *Chemosphere* 249, 126418. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126481>
- Li ZR, Luo XJ, Luo YL, Zeng YH, Mai BX (2019a). Comparative study of dechlorane plus (DP) in adult chickens and developing embryos: Stereo-selective bioaccumulation of DP in chickens. *Environ Pollut*. 247:550-555
- Li B, Qi P, Qu Y, Wang B, Chen J, Chang Z (2019b). Effects of dechlorane plus on oxidative stress, inflammatory response, and cell apoptosis in *Cyprinus carpio*. *Drug and Chemical toxicol*. DOI: 10.1080/01480545.2019.1701001
- Li TY, Ge JL, Pei J, Bao LJ, Wu CC, Zeng EY (2019c). Emissions and Occupational Exposure Risk of Halogenated Flame Retardants from Primitive Recycling of E-Waste. *Environ Sci Technol*. 53(21):12495-12505.
- Li WL, Liu LY, Song WW, Zhang ZF, Qiao LN, Ma WL, Li YF (2016). Five-year trends of selected halogenated flame retardants in the atmosphere of Northeast China. *Sci Total Environ*. 1;539 :286-293.
- Li L, Wang W, Lv Q, Ben Y, Li X, (2014). Bioavailability and tissue distribution of Dechloranes in wild frogs (*Rana limnocharis*) from an e-waste recycling area in Southeast China. *J of Environ. Sci*. 26: 636–642.
- Li Y, Yu L, Zhu Z, Dai J, Mai B, Wu J, Wang J (2013a). Accumulation and effects of 90-day oral exposure to Dechlorane Plus in quail (*Coturnix coturnix*). *Environ Toxicol Chem*. 32(7):1649-54.
- Li Y, Yu L, Wang J, Wu J, Mai B, Dai J (2013b). Accumulation pattern of Dechlorane Plus and associated biological effects on rats after 90 d of exposure. *Chemosphere*. 90(7):2149-56.
- Liang X, Li W, Martyniuk CJ, Zha J, Wang Z, Cheng G, Giesy JP (2014). Effects of dechlorane plus on the hepatic proteome of juvenile Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*). *Aquat Toxicol*. 148:83-91.
- Liu X, Bing H, Chen Y, Li J, Wu Y, Zhang G (2018). Brominated flame retardants and dechlorane plus on a remote high mountain of the eastern Tibetan Plateau: implications for regional sources and environmental behaviors. *Environ Geochem Health*. 40(5):1887-1897.
- Liu LY, Salamova A, Venier M, Hites RA (2016). Trends in the levels of halogenated flame retardants in the Great Lakes atmosphere over the period 2005-2013. *Environ Int*. 92-93:442-9.
- Løseth ME, Briels N, Flo J, Malarvannan G, Poma G, Covaci A, Herzke D, Nygård T, Bustnes JO, Jenssen BM, Jaspers VLB (2019). White-tailed eagle (*Haliaeetus albicilla*) feathers from Norway are suitable for monitoring of legacy, but not emerging contaminants. *Sci Total Environ*. 647:525-533. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.07.333.
- Malak IA, Cariou R, Guiffard I, Vénisseau A, Dervilly-Pinel G, Jaber F, Le Bizec B (2019). Assessment of Dechlorane Plus and related compounds in foodstuffs and estimates of daily intake from Lebanese population. *Chemosphere*. 235, 492-497.
- Malak IA, Cariou R, Vénisseau A, Dervilly-Pinel G, Jaber F, Babut M, Le Bizec B (2018). Occurrence of Dechlorane Plus and related compounds in catfish (*Silurus spp.*) from rivers in France. *Chemosphere*. 207:413-420.
- Marler H, Adams DH, Wu Y, Nielsen CK, Shen L, Reiner EJ, Chen D (2018). Maternal Transfer of Flame Retardants in Sharks from the Western North Atlantic Ocean. *Environ Sci Technol*. 20;52(22):12978-12986.
- Matsutani T, Nomura T, (1987). In vitro effects of serotonin and prostaglandins on release of eggs from the ovary of the scallop, *Patinopecten yessoensis*. *Gen. Comp. Endocrinol*. 67, 111–118.
- Mo L, Zheng X, Zhu C, Sun Y, Yu L, Luo X, Mai B (2019). Persistent organic pollutants (POPs) in oriental magpie-robins from e-waste, urban, and rural sites: Site-specific biomagnification of POPs. *Ecotoxicol Environ Saf*. 186:109758. doi: 10.1016/j.ecoenv.2019.109758.
- Mo L, Wu JP, Luo XJ, Sun YX, Zheng XB, Zhang Q, Zou FS, Mai BX (2013). Dechlorane Plus flame retardant in kingfishers (*Alcedo atthis*) from an electronic waste recycling site and a reference site, South China: influence of residue levels on the isomeric composition. *Environ Pollut*. 174:57-62.
- Muñoz-Arnanz J, Sáez M, Hiraldo F, Baos R, Pacepavicius G, Alae M, Jiménez B (2011). Dechlorane plus and possible degradation products in white stork eggs from Spain. *Environ Int*. 37(7):1164-8.

- Muñoz-Arnanz J, Roscales JL, Vicente A, Aguirre JI, Jiménez B (2012). Dechlorane Plus in eggs of two gull species (*Larus michahellis* and *Larus audouinii*) from the southwestern Mediterranean Sea. *Anal Bioanal Chem.* 404(9):2765-73.
- Möller A, Xie Z, Cai M, Sturm R, Ebinghaus R (2012). Brominated flame retardants and dechlorane plus in the marine atmosphere from Southeast Asia toward Antarctica. *Environ Sci Technol.* 46(6):3141-8.
- Möller A, Xie Z, Cai M, Zhong G, Huang P, Cai M, Sturm R, He J, Ebinghaus R (2011). Polybrominated diphenyl ethers vs alternate brominated flame retardants and dechloranes from East Asia to the Arctic. *Environmental Science and Technology*, 45:6793-6799.
- Möller A, Xie Z, Sturm R, Ebinghaus R (2010). Large-scale distribution of dechlorane plus in air and seawater from the Arctic to Antarctica. *Environ Sci Technol.* 44(23):8977-82.
- Na G, Yao Y, Gao H, Li R, Ge L, Titaley IA, Santiago-Delgado L, Massey Simonich SL (2017). Trophic magnification of Dechlorane Plus in the marine food webs of Fildes Peninsula in Antarctica. *Mar Pollut Bull.* 117(1-2):456-461.
- Na G, Wei W, Zhou S, Gao H, Ma X, Qiu L, Ge L, Bao C, Yao Z (2015). Distribution characteristics and indicator significance of Dechloranes in multi-matrices at Ny-Ålesund in the Arctic. *J Environ Sci (China)*. 1;28 :8-13.
- Newton S, Sellström U, de Wit CA (2015). Emerging flame retardants, PBDEs, and HBCDDs in indoor and outdoor media in Stockholm, Sweden. *Environ Sci Technol.* 49(5):2912-20.
- Norwegian Environment Agency (2019a). Environmental Contaminants in an Urban fjord. Report L. Nr. 7410-2019/M-1441.
- Norwegian Environment Agency (2019b). Prioritetslisten. Published 18.01.2019. Available at: <http://www.miljostatus.no/prioritetslisten> (Accessed 27.03.2019).
- Norwegian Environment Agency (2018a). Screening program 2017. AMAP Assessment compounds. Report M-1080.
- Norwegian Environment Agency (2018b). Environmental Contaminants in an Urban fjord. Report M-1131.
- Noyes PD, Haggard DE, Gonnerman GD and Tanguay RL (2015). Advanced morphological behavioral test platform reveals neurodevelopmental defects in embryonic zebrafish exposed to comprehensive suite of halogenated and organophosphate flame retardants. *Toxicol. Sci.*, 145, 177-195.
- Olukunle OI, Lehman DC, Salamova A, Venier M, Hites RA (2018). Temporal trends of Dechlorane Plus in air and precipitation around the North American Great Lakes. *Sci Total Environ.* 15; 642:537-542.
- OxyChem® Dechlorane Plus® (2013). Available at: <https://www.oxy.com/OurBusinesses/Chemicals/ResponsibleCare/Documents/Dechlorane%20Plus.pdf>
- OxyChem® Dechlorane Plus® Manual. 2007. Ver. 07-27-2007. Available from: https://www.oxy.com/OurBusinesses/Chemicals/Products/Documents/dechloraneplus/dechlorane_plus.pdf
- OxyChem® Dechlorane Plus® (2004). Available at: <https://www.oxy.com/pages/search.aspx?k=dechlorane%20plus>
- OxyChem test-plan for Dechlorane plus (2004b). Available at: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.578.5473&rep=rep1&type=pdf>
- Peng Y, Wu JP, Tao L, Mo L, Zheng XB, Tang B, Luo XJ, Mai BX (2015). Accumulation of Dechlorane Plus flame retardant in terrestrial passerines from a nature reserve in South China: the influences of biological and chemical variables. *Sci Total Environ.* 1, 514:77-82.
- Peng H, Wan Y, Zhang K, Sun J, Hu J (2014). Trophic transfer of dechloranes in the marine food web of Liaodong Bay, north China. *Environ Sci Technol.* 20;48(10):5458-66.
- Peng H, Zhang K, Wan Y, Hu J (2012). Tissue distribution, maternal transfer, and age-related accumulation of dechloranes in Chinese sturgeon. *Environ Sci Technol.* 18;46(18):9907-13.
- Peshdary V, Calzadilla G, Landry A, Sorisky A, Atlas E (2019). Dechlorane Plus increases adipogenesis in 3T3-L1 and human primary preadipocytes independent of peroxisome proliferator-activated receptor γ transcriptional activity. *Int J Obes (Lond)*. 43(3):545-555.
- Poma G, Malysheva SV, Gosciny S, Malarvannan G, Voorspoels S, Covaci A, Van Loco J (2018). Occurrence of selected halogenated flame retardants in Belgian foodstuff. *Chemosphere.* 194:256-265.
- Qiu X, Hites RA (2008). Dechlorane plus and other flame retardants in tree bark from the northeastern United States. *Environ Sci Technol.* 42(1):31-6.
- Qiu XH, Marvin CH and Hites RA (2007). Dechlorane plus and other flame retardants in a sediment core from Lake Ontario. *Environ. Sci. Technol.* 41 (17), 6014–6019.

- Qiu X, Zhu T, Hu J (2010). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and other flame retardants in the atmosphere and water from Taihu Lake, East China. *Chemosphere*. 80(10):1207-12.
- Rauert C, Schuster JK, Eng A, Harner T (2018). Global Atmospheric Concentrations of Brominated and Chlorinated Flame Retardants and Organophosphate Esters. *Environ Sci Technol.*;52(5):2777-2789. doi: 10.1021/acs.est.7b06239
- Ren GF, Yu ZQ, Ma ST, Li HR, Peng PG, Sheng GY, Fu JM (2009). Determination of Dechlorane Plus in serum from electronics dismantling workers in South China. *Environ Sci Technol* 43 (24), 9453–9457.
- Ren NQ, Sverko E, Li YF, Zhang Z, Harner T, Wang DG, Wan XN and Mccarry BE (2008). Levels and isomer profiles of Dechlorane Plus in Chinese air. *Environ. Sci. Technol.* 42 (17), 6476–6480.
- Rjabova J, Bartkevics V, Zacs D (2016). The occurrence of Dechlorane Plus and related norbornene-based flame retardants in Baltic wild salmon (*Salmo salar*). *Chemosphere* 147, 210-217.
- Salamova A, Hites RA (2011). Dechlorane plus in the atmosphere and precipitation near the Great Lakes. *Environ Sci Technol.* 45(23):9924-30.
- Salamova A, Hermanson MH, Hites RA (2014). Organophosphate and halogenated flame retardants in atmospheric particles from a European Arctic site. *Environ Sci Technol.*48(11):6133-40.
- Schlabach M, Remberger M, Brorström-Lunden E, Norström K, Kaj L, Andersson H, Herzke D, Borgen A, Harju M (2011). Brominated flame retardants (BFR) in the Nordic Environment. *TemaNord* 2011:528. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Schwemmer P, Corman AM, Koch D, Borrmann RM, Koschorreck J, Voigt CC, Garthe S (2019). Charakterisierung der Habitatwahl von Silbermöwen *Larus argentatus* durch GPS-Datenlogger zur Einschätzung der Schadstoffbelastung an der deutschen Nordseeküste. *Vogelwarte* 57 (1), 13-30.
- Shanmuganathan M, Zhang Z, Sverko E, Brymer R, Gill B, Smyth SA, Marvin CH (2018). Analysis of halogenated flame retardants in Canadian wastewater treatment plants using gas chromatography–tandem mass spectrometry (GC-MS/MS). *Water Quality Research Journal* 53.4: XX-XX.
- Shunthirasingham C, Alexandrou N, Brice KA, Dryfhout-Clark H, Su K, Shin C, Park R, Pajda A, Noronha R, Hung H (2018). Temporal trends of halogenated flame retardants in the atmosphere of the Canadian Great Lakes Basin (2005-2014). *Environ Sci Process Impacts.* 20(3):469-479.
- Shen L, Reiner EJ, Helm PA, Marvin CH, Hill B, Zhang X, Macpherson KA, Kolic TM, Tomy GT, Brindle ID (2011). Historic trends of dechloranes 602, 603, 604, dechlorane plus and other norbornene derivatives and their bioaccumulation potential in Lake Ontario. *Environ Sci Technol.* 45(8):3333-40.
- Shoeib M, Harner T, Webster GM, Sverko E, Cheng, Y (2012). Legacy and current-use flame retardants in house dust from Vancouver, Canada. *Environ Pollut* 169:175-182.
- Siddique S, Xian QM, Abdelouahab N, Takser L, Phillips SP, Feng YL, Wang B, Zhu JP (2012). Levels of dechlorane plus and polybrominated diphenylethers in human milk in two Canadian cities. *Environ. Int.* 39 (1), 50–55.
- Simond AE, Houde M, Lesage V, Verreault J (2017). Temporal trends of PBDEs and emerging flame retardants in belugas from the St. Lawrence Estuary (Canada) and comparisons with minke whales and Canadian Arctic belugas. *Environ Res.* 156:494-504.
- SIN LIST, 2020. International Chemical Secretariat's (ChemSec) Substitute It Now (SIN) list since 2014. Available at: <https://sinsearch.chemsec.org/chemical/13560-89-9>
- Sührling R, Freese M, Schneider M, Schubert S, Pohlmann JD, Alae M, Wolschke H, Hanel R, Ebinghaus R, Marohn L (2015). Maternal transfer of emerging brominated and chlorinated flame retardants in European eels. *Sci Total Environ.* 530-531:209-218.
- Sührling R, Byer J, Freese M, Pohlmann JD, Wolschke H, Moller A, Hodson PV, Alae M, Hanel R, Ebinghaus R (2014). Brominated flame retardants and Dechloranes in European and American eels from glass to silver life stages. *Chemosphere* 116, 104–111.
- Sun YX, Hu YX, Zhang ZW, Xu XR, Li HX, Zuo LZ, Zhong Y, Sun H, Mai BX (2017). Halogenated organic pollutants in marine biota from the Xuande Atoll, South China Sea: Levels, biomagnification and dietary exposure. *Mar Pollut Bull.* 118(1-2):413-419.
- Sun YX, Zhang ZW, Xu XR, Hu YX, Luo XJ, Cai MG, Mai BX (2015). Bioaccumulation and biomagnification of halogenated organic pollutants in mangrove biota from the Pearl River Estuary, South China. *Mar Pollut Bull.* 15;99(1-2):150-6.
- Sverko E, Tomy GT, Reiner EJ, Li YF, McCarry BE, Arnot JA, Law RJ and Hites RA (2011). Dechlorane Plus and related compounds in the environment: a review. *Environ. Sci. Technol.* 45 (12), 5088–5098.

- Sverko E, Reiner EJ, Tomy GT, McCrindle R, Shen L, Aresenault G, Zaruk D, MacPherson KA, Marvin CH, Helm PL, McCarry BE (2010). Compounds structurally related to Dechlorane Plus in sediments and biota from Lake Ontario (Canada). *Environ. Sci. Technol.* 44, 574–579.
- Sverko E, Tomy GT, Marvin CH, Zaruk D, Reiner E, Helm PA, Hill B, McCarry BE (2008). Dechlorane plus levels in sediment of the lower Great Lakes. *Environ Sci Technol.* 42(2):361-6.
- Tang B, Luo XJ, Huang CC, Sun RX, Wang T, Zeng YH, Mai BX (2018). Stereoselective bioaccumulation of syn- and anti-Dechlorane plus isomers in different tissues of common carp (*Cyprinus carpio*). *Sci Total Environ.* 616-617:1339-1346.
- Tao W, Tian J, Xu T, Xu L, Xie HQ, Zhou Z, Guo Z, Fu H, Yin X, Chen Y, Xu H, Zhang S, Zhang W, Ma C, Ji F, Yang J, Zhao B (2018). Metabolic profiling study on potential toxicity in male mice treated with Cechlorane 602 using UHPLC-ESI-IT-TOF-MS. *Environ Pollut.* 246: 141-147.
- Tao W, Zhou Z, Shen L and Zhao B (2015). Determination of dechlorane flame retardants in soil and fish at Guiyu, an electronic waste recycling site in south China. *Environmental Pollution*, 206, 361-368.
- Taverna R, Gloor R, Maier U, Zennegg M, Figi R, Birchler E (2017). Stoffflüsse im Schweizer Elektronikschrott. Metalle, Nichtmetalle, Flammschutzmittel und polychlorierte Biphenyle in elektrischen und elektronischen Kleingeräten. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1717 (full report in German: <https://www.bafu.admin.ch/uz-1717-d>; summary in English: <https://www.bafu.admin.ch/uz-1717-e>).
- Tomy GT, Sverko E, Palace V, Rosenberg B, McCrindle R, McAlees A, Smith LA, Byer J, Pacepavicius G, Alae M, McCarry BE (2013). Dechlorane plus monoadducts in a Lake Ontario (Canada) food web and biotransformation by lake trout (*Salvelinus namaycush*) liver microsomes. *Environ Toxicol Chem.* 32(6):1376-81.
- Tomy GT, Thomas CR, Zidane TM, Murison KE, Pleskach K, Hare J, Aresenault G, Marvin CH, Sverko E (2008). Examination of isomer specific bioaccumulation parameters and potential in vivo hepatic metabolites of syn- and anti-Dechlorane Plus isomers in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ Sci Technol.* 42(15):5562-7.
- Tomy GT, Pleskach K, Ismail N, Whittle DM, Helm PA, Sverko E, Zaruk D, Marvin CH (2007). Isomers of dechlorane plus in Lake Winnipeg and Lake Ontario food webs. *Environ Sci Technol.* 1;41(7):2249-54.
- TOPKAT, Toxicity Prediction by Komputer Assisted Technology, Prediction Module. 2004. Version 6.2. San Diego (CA): Accelrys Software Inc.
- US EPA (1978). Reviews of the Environmental Effects of Pollutants: XII. Hexachlorocyclopentadiene.
- US EPA, US Environmental Protection Agency (2009). HPV Challenge; Robust Summaries and Test Plans: Dechlorane Plus, cover letter dated on March 3, 2009 (doc. no. 201-16774), IUCLID report dated November 7, 2008.
- US EPA, US Environmental Protection Agency (2011). Screening-level hazard characterization – Dechlorane plus (CASRN 13560-89-9).
- US EPA, US Environmental Protection Agency (2012). Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows, v4.11. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. Available online at <http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/episuitedl.htm> as of November 2012.
- US EPA, US Environmental Protection Agency (2014). An Alternatives Assessment for the Flame Retardant Decabromodiphenyl Ether (DecaBDE), January 2014. Available at: <https://www.epa.gov/saferchoice/partnership-evaluate-flame-retardant-alternatives-decabde-publications>
- US EPA, US Environmental Protection Agency (2020). The Toxic Substances Control Act (TSCA) Chemical Substance Inventory. Available at: <https://www.epa.gov/tsca-inventory> (accessed 17.04.2020).
- Verreault J, Letcher RJ, Gentes ML, Braune BM (2018). Unusually high Deca-BDE concentrations and new flame retardants in a Canadian Arctic top predator, the glaucous gull. *Sci Total Environ.*;639:977-987. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.05.222.
- Velsicol Chemicals LLC (2020). PyroVex® Flame Retardants. Excellent Fire Retardant Additives from an experienced manufacturer. Available at: <https://www.velsicol.com/images/pdf/Pyrovex/sds/pyrovex-sg-sds.pdf> (accessed 06.02.2020).
- Vorkamp K, Rigét F, Sanderson H, Bossi R, Hansen KM, Skov H (2019a). POP/PBT characterisation of dechlorane plus and novel brominated flame retardants based on data from Greenland. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 80 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 339. Available at: <https://dce2.au.dk/pub/SR339.pdf> (accessed 20.04.2020).
150. Vorkamp K, Balmer J, Hung H, Letcher RJ, Rigét FF, de Wit CA (2019b). Current-use halogenated and organophosphorous flame retardants: A review of their presence in Arctic ecosystems, *Emerging Contaminants*, Volume 5, Pages 179-200, ISSN 2405-6650, <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2019.05.004>

- Vorkamp K, Falk K, Møller S, Rigét FF, Sørensen PB (2018). Regulated and Unregulated Halogenated Flame Retardants in Peregrine Falcon Eggs from Greenland. *Environ Sci Technol.* 16;52(2):474-483.
- Vorkamp K, Bossi R, Rigét FF, Skov H, Sonne C, Dietz R. (2015). Novel brominated flame retardants and dechlorane plus in Greenland air and biota. *Environmental Pollution.* 196:284-291.
- Wang S, Romanak KA, Hendryx M, Salamova A, Venier M (2020a). Association between Thyroid Function and Exposures to Brominated and 3 Organophosphate Flame Retardants in rural Central Appalachia. *Environ. Sci. Technol.*, 2020 54(1):325-334. DOI: 10.1021/acs.est.9b04892.
- Wang Y, eris A, Rifat MR, Ahmed SI, Aich N, Nguyen LV, Urik J, Eljarrat E, Vrana B, Jantunen LM, Diamond ML (2020b). Measuring exposure of e-waste dismantlers in Dhaka Bangladesh to organophosphate esters and halogenated flame retardants using silicone wristbands and T-shirts, *Sci Total Environ* 720 :137480
- Wang D, Jia H, Hong WJ, Xue X, Sun Y, Li YF, Guo W (2019). Uptake, depuration, bioaccumulation, and selective enrichment of dechlorane plus in common carp (*Cyprinus carpio*). *Environ Sci Pollut Res Int.* doi:10.1007/s11356-019-07239-8. [Epub ahead of print] PubMed PMID: 31865567.
- Wang Q, Kelly BC (2017). Occurrence, distribution and bioaccumulation behaviour of hydrophobic organic contaminants in a large-scale constructed wetland in Singapore. *Chemosphere.* 183:257-265.
- Wang P, Zhang Q, Zhang H, Wang T, Sun H, Zheng S, Li Y, Liang Y, Jiang G. (2016). Sources and environmental behaviors of Dechlorane Plus and related compounds - A review. *Environ Int.* 88:206-220.
- Wang DG, Guo MX, Pei W, Byer JD, Wang Z (2015). Trophic magnification of chlorinated flame retardants and their dechlorinated analogs in a fresh water food web. *Chemosphere.* 118:293-300.
- Wang Y, Xu M, Jin, He S, Li M, Sun Y (2014). Concentrations and relationships between classes of persistent halogenated organic compounds in pooled human. *Science of the Total Environment* 482–483, 276–282.
- Wang DG, Alae M, Byer JD, Brimble S, Pacepavicus G (2013a). Human health risk assessment of occupational and residential exposures to dechlorane plus in the manufacturing facility area in China and comparison with e-waste recycling site. *Sci. Total Environ.* 445-446, 329-336.
- Wang S, Huang J, Yang Y, Yu G, Deng S, Wang B (2013b). Photodegradation of Dechlorane Plus in n-nonane under the irradiation of xenon lamp. *J Hazard Mater.* 15; 260: 16-23.
- Wang L, Jia HL, Liu, XJ, Yang M, Hong WJ, Sun YQ, Qi H, Song WW, Lin J, Li YF (2012). Dechloranes in a river in northeastern China: Spatial trends in multi-matrices and bio-accumulation in fish (*Enchelyopuselongatus*). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 84, 262–267.
- Wang DG, Yang M, Qi H, Sverko E, Ma WL, Li YF, Alae M, Reiner EJ and Shen L (2010a). An Asia-specific source of Dechlorane Plus: concentration, isomer profiles, and other related compounds. *Environ. Sci. Technol.* 44 (17): 6608–6613.
- Wang X-P, Gong P, Yao T-D, Jones KC (2010b). Passive air sampling of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls, and polybrominated diphenyl ethers across the Tibetan Plateau. *Environmental Science and Technology.* 44: 2988–2993.
- Wang B, Iino F, Huang J, Lu Y, Yu G, Morita M (2010c). Dechlorane Plus pollution and inventory in soil of Huai'an City, China. *Chemosphere.* 80(11):1285-90.
- Wegmann, F.; Cavin, L.; MacLeod, M.; Scheringer, M.; Hungerbühler, K. (2009) The OECD software tool for screening chemicals for persistence and long-range transport potential. *Environmental Modeling and Software* 24(2), 228-237.
- Weil ED, Levchik, SV, (2009). *Flame Retardants for Plastics and Textiles: Practical Applications.* Cincinnati, Ohio: Hanser Publishers. 297 pp.
- Wolschke H, Meng X-Z, Xie Z, Ebinghaus R, Cai M (2015). Novel flame retardants (N-FRs), polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and dioxin-like polychlorinated biphenyls (DL-PCBs) in fish, penguin, and skua from King George Island, Antarctica. *Marine Pollution Bulletin* 96, 513–518.
- Wong F, Suzuki G, Michinaka C, Yuan B, Takigami H, de Wit CA (2017). Dioxin-like activities, halogenated flame retardants, organophosphate esters and chlorinated paraffins in dust from Australia, the United Kingdom, Canada, Sweden and China. *Chemosphere* 168: 1248-1256.
- Wu JP, Chen XY, Si-Kang W, Sun Y, Feng WL, Tao L, Luo XJ, Mai BX (2018). Dechlorane Plus flame retardant in a contaminated frog species: Biomagnification and isomer-specific transfer from females to their eggs. *Chemosphere.* 211:218-225.

- Wu Q, Li H, Kuo DTF, Chen S, Mai B, Li H, Liu Z, Deng M, Zhang H, Hu X, Geng X, Chen Y (2017). Occurrence of PBDEs and alternative halogenated flame retardants in sewage sludge from the industrial city of Guangzhou, China. *Environ Pollut.* 220(Pt A):63-71.
- Wu JP, She YZ, Zhang Y, Peng Y, Mo L, Luo XJ, Mai BX (2013). Sex-dependent accumulation and maternal transfer of Dechlorane Plus flame retardant in fish from an electronic waste recycling site in South China. *Environ. Pollut.* 177: 150–155.
- Wu B, Liu S, Guo X, Zhang Y, Zhang X, Li M, Cheng S (2012). Responses of mouse liver to dechlorane plus exposure by integrative transcriptomic and metabolomic studies. *Environ Sci Technol.* 46(19):10758-64.
- Xian Q, Siddique S, Li T, Feng YL, Takser L, Zhu J (2011). Sources and environmental behavior of dechlorane plus-- a review. *Environ Int.* 37(7):1273-84.
- Xiao H, Shen L, Su Y, Barresi E, Dejong M, Hung H, Lei YD, Wania F, Reiner EJ, Sverko E, Kang SC (2012a). Atmospheric concentrations of halogenated flame retardants at two remote locations: The Canadian High Arctic and the Tibetan Plateau. *Environmental Pollution*, 161:154-161.
- Xiang N, Chen L, Meng XZ, Li YL, Liu Z, Wu B, Dai L, Dai X (2014). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and dechlorane plus (DP) in a conventional wastewater treatment plant (WWTP) in Shanghai: seasonal variations and potential sources. *Sci Total Environ.* 15; 487:342-9.
- Xiang N, Zhao X, Meng XZ, Chen L (2013). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in a conventional wastewater treatment plant (WWTP) from Shanghai, the Yangtze River Delta: implication for input source and mass loading. *Sci Total Environ.* 461-462:391-6.
- Yadav IC, Devi NL, Kumar A, Li J, Zhang G (2020) Airborne brominated, chlorinated and organophosphate ester flame retardants inside the buildings of the Indian state of Bihar: Exploration of source and human exposure, *Ecotoxicol Environ Saf* 191:110212.
- Yan X, Zheng J, Chen KH, Yang J, Luo XJ, Yu LH, Chen SJ, Mai BX, Yang ZY (2012). Dechlorane Plus in serum from e-waste recycling workers: influence of gender and potential isomer-specific metabolism. *Environ. Int.* 49, 31–37.
- Yang R, Zhang S, Li X, Luo D, Jing C (2016a). Dechloranes in lichens from the southeast Tibetan Plateau: Evidence of long-range atmospheric transport. *Chemosphere.* 144:446-51.
- Yang Y, Ji F, Cui Y, Li M (2016b). Ecotoxicological effects of earthworm following long-term Dechlorane Plus exposure. *Chemosphere.* 144:2476-81.
- Yang R., Zhang S, L, A, Jiang G, Jing C (2013). Atitudinal and spatial signature of POPs in soil, lichen, conifer needles, and bark of the southeast tibetan plateau: Implications for sources and environmental cycling. *Environmental Science and Technology*, 47, 12736–13743.
- Yin JF, Li JFT, Li XH, Yang YL, Qin ZF (2020). Bioaccumulation and transfer characteristics of dechlorane plus in human adipose tissue and blood stream and the underlying mechanisms. *Sci Total Env.* 700: 134391. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134391>
- Yu Y, Hung H, Alexandrou N, Roach P, Nordin K (2015). Multiyear measurements of flame retardants and organochlorine pesticides in air in Canada's Western sub-Arctic. *Environ. Sci. Technol.* 49, 8623-8630.
- Yu L, Luo X, Zheng X, Zeng Y, Chen D, Wu J, Mai B (2013). Occurrence and biomagnification of organohalogen pollutants in two terrestrial predatory food chains. *Chemosphere.* 93(3):506-11.
- Yu Z, Lu S, Gao S, Wang J, Li H, Zeng X, Sheng G, Fu J (2010). Levels and isomer profiles of Dechlorane Plus in the surface soils from e-waste recycling areas and industrial areas in South China. *Environ Pollut.* 158(9):2920-5.
- Zacs D, Ikkere LE, Bartkevics V. Emerging brominated flame retardants and dechlorane-related compounds in European eels (*Anguilla anguilla*) from Latvian lakes. *Chemosphere.* 2018;197:680–690. doi:10.1016/j.chemosphere.2018.01.105
- Zeng Y-H, Luo X-J, Tang B, Zheng X-B and Mai B-X (2014). Gastrointestinal absorption, dynamic tissue-specific accumulation, and isomer composition of dechlorane plus and related analogs in common carp by dietary exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 100, 32–38.
- Zhang G, Ren Q, Ma S, Wu J, Yang X, Yu Y (2020). Intergenerational transfer of Dechlorane Plus and the associated long-term effects on the structure and function of gut microbiota in offspring. *Environ Int.* 2020; 141: 105770. doi:10.1016/j.envint.2020.105770
- Zhang X, Stühling R, Serodio D, Bonnell M, Sundin N, Diamond ML (2016). Novel flame retardants: Estimating the physical-chemical properties and environmental fate of 94 halogenated and organophosphate PBDE replacements. *Chemosphere.* 144:2401-7.

- Zhang Q, Zhu C, Zhang H, Wang P, Li Y, Ren D, Jiang G (2015). Concentrations and distributions of Dechlorane Plus in environmental samples around a Dechlorane Plus manufacturing plant in East China. *Sci. Bull.* 60(8):792–797.
- Zhang L, Ji F, Li M, Cui Y, Wu B (2014). Short-term effects of Dechlorane Plus on the earthworm *Eisenia fetida* determined by a systems biology approach. *J Hazard Mater.* 273:239-46. doi: 10.1016/j.jhazmat.2014.03.018.
- Zhang H, Wang P, Li Y, Shang H, Wang Y, Wang T, Zhang Q, Jiang G (2013). Assessment on the Occupational Exposure of Manufacturing Workers to Dechlorane Plus through Blood and Hair Analysis. *Environ. Sci. Technol.* 47, 10567–10573.
- Zhang Y, Wu J-P, Luo X-J, Wang J, Chen S-J and Mai B-X (2011). Tissue distribution of Dechlorane Plus and its dechlorinated analogs in contaminated fish: High affinity to the brain for anti-DP. *Environmental Pollution*, 159. 3647-3652.
- Zhao L, Gong N, Mi D, Luan C, Shao K, Jia H, Sun Y (2014). Kinetics of stereoselective enrichment of Dechlorane Plus in *Ulva Pertusa*. *Chemosphere.* 111:580-6.
- Zhen X, Tang J, Liu L, Wang X, Li Y, Xie Z (2018). From headwaters to estuary: Distribution and fate of halogenated flame retardants (HFRs) in a river basin near the largest HFR manufacturing base in China. *Sci. Total Environ.* 621: 1370–1377. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.10.091.
- Zheng XB, Luo XJ, Zeng YH, Wu JP, Mai BX (2014a). Sources, gastrointestinal absorption and stereo-selective and tissue-specific accumulation of Dechlorane Plus (DP) in chicken. *Chemosphere.* 114:241-6.
- Zheng XB, Luo XJ, Zeng YH, Wu JP, Chen SJ, Mai BX (2014b). Halogenated flame retardants during egg formation and chicken embryo development: maternal transfer, possible biotransformation, and tissue distribution. *Environ Toxicol Chem.* 33(8):1712-9.
- Zheng J, Wang J, Luo XJ, Tian M, He LY, Yuan JG, Mai BX, Yang ZY (2010). Dechlorane Plus in human hair from an e-waste recycling area in South China: comparison with dust. *Environ Sci Technol.* 15;44(24):9298-303.
- Zhou SN, Siddique S, Lavoie L, Takser L, Abdelouahab N, Zhu J (2014). Hexachloronorborene-based flame retardants in humans: Levels in maternal serum and milk. *Environ Int* 66:11-17.
- Zhu B, Lai NL, Wai TC, Chan LL, Lam JC, Lam PK (2014). Changes of accumulation profiles from PBDEs to brominated and chlorinated alternatives in marine mammals from the South China Sea. *Environ Int.* 66:65-70.
-