



Document de référence :

Rapport sur l'état de la science écologique des

Acides perfluorocarboxyliques à chaîne courte (APFC-CC) (C4–C7)

Acides perfluorosulfoniques à chaîne courte (APFS-CC) (C4–C7)

Acides perfluorosulfoniques à longue chaîne (APFS-LC) (C9–C20)

Renseignements à l'appui de l'ébauche du Rapport sur l'état des substances per- et polyfluoroalkyliques (SPFA)

Environnement et Changement climatique Canada

Mai 2023

Table des matières

1.0	Introduction	1
2.0	Identité des substances.....	3
3.0	Devenir et comportement dans les milieux aquatique et terrestre.....	6
3.1	Caractéristiques générales	6
3.1.1	Influence de la longueur de la chaîne carbonée et des groupes fonctionnels.....	7
3.1.2	Constante de dissociation acide (pKa).....	8
3.1.3	Coefficients de répartition dans les lipides et les protéines	8
3.2	Persistance.....	10
3.3	Bioaccumulation	11
3.3.1	Résumé des paramètres disponibles sur la bioaccumulation (FBC, FBA, FBM et FAT) pour les APFC-CC, les APFS-CC et les APFS-LC.....	11
3.3.2	Aspects particuliers du mécanisme d'accumulation des SPFA	18
4.0	Présence dans l'environnement	20
4.1	Sources d'exposition.....	20
4.1.1	Rejets des substances perfluorées par les produits.....	20
4.1.2	Transport à grande distance	21
4.2	Concentrations dans les milieux abiotiques au Canada	23
4.2.1	Eaux de surface	23
4.2.2	Sédiments	24
4.2.3	Sols	25
4.2.4	Systèmes de traitement des eaux usées et sites d'enfouissement	26
4.2.5	Tendances temporelles.....	27
4.3	Concentrations dans le biote canadien.....	28
4.3.1	Régions urbaines et zones industrielles.....	28
4.3.2	Arctique canadien	30
4.3.3	Rejets accidentels	34
4.4	Concentrations dans la faune marine, la faune terrestre et les oiseaux ailleurs dans le monde	35
5.0	Toxicité.....	37
5.1	Toxicité aiguë et chronique.....	37
5.2	Mode d'action	40
5.3	Effets multigénérationnels	41
5.4	Effets sur le système endocrinien.....	44
5.5	Effets cumulatifs	47
6.0	Résumé.....	51
	Bibliographie	55
	Annexe A. Liste non exhaustive des APFC-CC, de leurs sels et de leurs précurseurs.....	83
	Annexe B. Liste non exhaustive des APFS-CC, de leurs sels et de leurs précurseurs.....	85
	Annexe C. Liste non exhaustive des APFS-LC et de leurs sels.....	90
	Annexe D. Preuves empiriques de la présence de précurseurs des APFC-CC et des APFS-CC	91
	Annexe E. Propriétés physico-chimiques recensées pour les APFC-CC.....	95

Annexe F. Propriétés physico-chimiques disponibles pour les APFS-CC	97
---	----

Liste des tableaux et figures

Tableau 1. Coefficients de partage mesurés entre les protéines ou les membranes pour certaines SPFA	10
Tableau 2. Données sur la toxicité aiguë ou chronique des APFC-CC et des APFS-CC	37
Tableau 3. Données sur la toxicité multigénérationnelle	42
Tableau 4. Exemples d'effets endocriniens et autres effets des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC.....	44
Tableau 5. Exemples d'études sur les effets cumulatifs des SPFA.....	49
Figure 1. Structures d'anion conjugué pour l'APFO (haut) et le SPFO (bas)	4
Figure 2. Sous-groupes des substances perfluorées figurant sur la Liste intérieure du Canada.....	5
Figure 3. Données disponibles sur le FBC/FBA (*valeur maximale, **valeur inconnue) pour le SPFO et les APFS-CC chez le crabe (diverses espèces ^a), les gastéropodes (diverses espèces ^b), les bivalves (diverses espèces ^c), les poissons (diverses espèces d'eau salée ^d et espèces d'eau douce ^e), et l'anguille	13
Figure 4. Données disponibles sur le FBC/FBA (*valeur maximale, **valeur inconnue) pour l'APFO et les APFC-CC chez le crabe (diverses espèces ^a), les bivalves (diverses espèces ^b), les gastéropodes (diverses espèces ^c) et les poissons (diverses espèces d'eau salée ^d et espèces d'eau douce ^e)	14
Figure 5. Comparaison des FBM pour le SPFHx et le SPFO pour différents niveaux trophiques dans divers réseaux trophiques.....	15
Figure 6. Concentrations d'APFS-CC, d'APFC-CC et d'APFS-LC dans l'eau de surface, la pluie et la neige de 2000 à 2020 (ng/L)..	24
Figure 7. Concentrations d'APFS-CC, d'APFC-CC et d'APFS-LC dans les sédiments de surface et des carottes de sédiments (ng/g p.s. ou p.h.).....	25
Figure 8. Concentrations d'APFS-CC, d'APFC-CC et d'APFS-LC dans le sol (ng/g p.s.).	26
Figure 9. Concentrations d'APFC-CC dans le biote des régions urbaines (ng/g p.h.). Ces concentrations ont été mesurées dans le zooplancton, les invertébrés, les moules d'eau douce, les poissons d'eau douce, les oiseaux et les mammifères marins.....	28
Figure 10. Concentrations d'APFS-CC et d'APFS-LC dans le biote des régions urbaines (ng/g p.h.). Ces données ont été mesurées chez+ les invertébrés, les moules d'eau douce, les tortues, les poissons d'eau douce, les oiseaux et les mammifères marins. .	29
Figure 11. Concentrations d'APFC-CC dans le biote arctique (ng/g p.h.). Le biote arctique comprend les algues, le zooplancton, les invertébrés, les poissons d'eau douce, les poissons d'eau salée, les oiseaux, les mammifères terrestres et les mammifères marins.....	31
Figure 12. Concentrations d'APFS-CC et d'APFS-LC dans le biote arctique (ng/g p.h.). Le biote arctique comprend les algues, le zooplancton, les invertébrés, les poissons	

d'eau douce, les poissons d'eau salée, les oiseaux, les mammifères terrestres et les
mammifères marins..... 32

Liste des abréviations¹

<i>AFFF</i>	<i>Mousse à formation de pellicule aqueuse</i>
<i>FBA</i>	<i>Facteur de bioaccumulation</i>
<i>FBC</i>	<i>Facteur de bioconcentration</i>
<i>FBM</i>	<i>Facteur de bioamplification</i>
<i>LCPE</i>	<i>Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999</i>
<i>LIS</i>	<i>Liste intérieure des substances</i>
<i>ECCC</i>	<i>Environnement et Changement climatique Canada</i>
<i>UE</i>	<i>Union européenne</i>
<i>FTO</i>	<i>Oléfine fluorotélomérique</i>
<i>FTOH</i>	<i>Alcool fluorotélomérique</i>
<i>K_{oe}</i>	<i>Coefficient de partage octanol-eau</i>
<i>K_{pe}</i>	<i>Coefficient de partage protéine-eau</i>
<i>K_{me}</i>	<i>Coefficient de partage membrane-eau</i>
<i>APFC-LC</i>	<i>Acides perfluorocarboxyliques à longue chaîne</i>
<i>APFS-LC</i>	<i>Acides perfluorosulfoniques à longue chaîne</i>
<i>LES</i>	<i>Liste extérieure des substances</i>
<i>PFAA</i>	<i>Acides perfluoroalkyliques</i>
<i>SPFA</i>	<i>Substances per- et polyfluoroalkyliques</i>
<i>APFC</i>	<i>Acides perfluorocarboxyliques</i>
<i>PFPiA</i>	<i>Acides perfluoroalkylphosphiniques</i>
<i>PFSiA</i>	<i>Acides perfluorosulfoniques</i>
<i>APFS</i>	<i>Acides perfluorosulfoniques</i>
<i>PFSE</i>	<i>N-alkyl perfluoroalkylsulfonamidoéthanol</i>
<i>APFC-CC</i>	<i>Acides perfluorocarboxyliques à chaîne courte</i>
<i>APFS-CC</i>	<i>Acides perfluorosulfoniques à chaîne courte</i>
<i>FAT</i>	<i>Facteur d'amplification trophique</i>
<i>APFB</i>	<i>Acide perfluorobutanoïque</i>
<i>APFPe</i>	<i>Acide perfluoropentanoïque</i>
<i>APFHx</i>	<i>Acide perfluorohexanoïque</i>
<i>APFHp</i>	<i>Acide perfluoroheptanoïque</i>
<i>APFO</i>	<i>Acide perfluorooctanoïque</i>
<i>PFNA</i>	<i>Acide perfluorononanoïque</i>
<i>PFDA</i>	<i>Acide perfluorodécanoïque</i>
<i>PFUnDA</i>	<i>Acide perfluoroundécanoïque</i>
<i>PFDoDA</i>	<i>Acide perfluorododécanoïque</i>
<i>PFTTrDA</i>	<i>Acide perfluorotridécanoïque</i>
<i>PFTeDA</i>	<i>Acide perfluorotétradécanoïque</i>
<i>PFPeDA</i>	<i>Acide perfluoropentadécanoïque</i>
<i>PFHxDA</i>	<i>Acide perfluorohexadécanoïque</i>
<i>PFHpDA</i>	<i>Acide perfluoroheptadécanoïque</i>
<i>PFODA</i>	<i>Acide perfluorooctadécanoïque</i>
<i>PFNDA</i>	<i>Acide perfluorononadécanoïque</i>
<i>PFICOA</i>	<i>Acide perfluoro-eicosanoïque</i>
<i>PFHICOA</i>	<i>Acide perfluoroheneicosanoïque</i>
<i>SPFB</i>	<i>Acide perfluorobutanesulfonique</i>
<i>SPFPe</i>	<i>Acide perfluoropentanesulfonique</i>
<i>SPFHx</i>	<i>Acide perfluorohexanesulfonique</i>
<i>SPFHp</i>	<i>Acide perfluoroheptanesulfonique</i>
<i>SPFO</i>	<i>Acide perfluorooctanesulfonique</i>
<i>SPFN</i>	<i>Acide perfluorononanesulfonique</i>
<i>SPFD</i>	<i>Acide perfluorodécanesulfonique</i>
<i>PFUnDS</i>	<i>Acide perfluoroundécanesulfonique</i>
<i>SPFDDoD</i>	<i>Acide perfluorododécanesulfonique</i>
<i>PFTTrDS</i>	<i>Acide perfluorotridécanesulfonique</i>
<i>PFTeDS</i>	<i>Acide perfluorotétradécanesulfonique</i>
<i>PFPeDS</i>	<i>Acide perfluoropentadécanesulfonique</i>

¹ Les abréviations des APFC et des APFS peuvent représenter soit la forme acide, soit la forme anionique de la substance chimique.

PFHxDS
PFHpDS
PFODS
PFNDS
PFICOS

Acide perfluorohexadécanesulfonique
Acide perfluoroheptadécanesulfonique
Acide perfluorooctadécanesulfonique
Acide perfluorononadécanesulfonique
Acide perfluoroicosanesulfonique

Préface

Le présent document contient des renseignements supplémentaires qui sont résumés ou mentionnés en référence dans l'ébauche du Rapport sur l'état des substances per- et polyfluoroalkyliques (SPFA). Un recensement des données pertinentes a été effectué et a pris fin en mars 2022.

Dans l'ébauche du Rapport sur l'état des SPFA, le présent document est cité comme suit :

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2023. Document de référence : Rapport sur l'état des connaissances scientifiques concernant les APFC à chaîne courte, les APFS à chaîne courte et les APFS à longue chaîne dans l'environnement. Gatineau (QC) : gouvernement du Canada.

Référence dans le texte : (ECCC 2023)

La documentation justificative des figures illustrant le présent document est offerte sur demande par courriel à substances@ec.gc.ca.

1.0 Introduction

Depuis les années 1950, les substances perfluoroalkyliques et polyfluoroalkyliques (SPFA) sont abondamment utilisées dans diverses applications industrielles et produits de consommation telles que les mousses à formation de pellicule aqueuse (AFFF) et pour le traitement des surfaces des textiles, des tapis et des papiers, ces applications nécessitant une énergie superficielle et une tension de surface extrêmement faibles ainsi que des propriétés hydrofuges et oléofuges durables. Leur présence dans l'environnement découle d'activités anthropiques et il n'existe aucune source naturelle de ces substances.

Depuis une décennie, on s'intéresse grandement au SPFO et à l'APFO, devenus des contaminants préoccupants partout dans le monde. Le SPFO et l'APFO sont persistants, bioaccumulables, répandus dans l'environnement de toute la planète et présents dans des régions éloignées (en raison du transport à grande distance de ces molécules et de leurs précurseurs), et peuvent entraîner divers effets nocifs sur la faune à des concentrations environnementales pertinentes. Ces deux substances ont fait l'objet de diverses mesures réglementaires dans de nombreux pays. Au Canada, les évaluations des risques écologiques du sulfonate de perfluorooctane (SPFO), de l'acide perfluorooctanoïque (APFO) et des acides perfluorocarboxyliques à longue chaîne (APFC-LC; C9–C21) réalisées conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999* (LCPE), ont permis de conclure que ces substances sont nocives pour l'environnement (EC, SC 2012; Environnement Canada 2006; Environnement Canada 2012). Par conséquent, le SPFO, l'APFO et les APFC-LC, leurs sels et leurs précurseurs ont été inscrits sur la Liste des substances toxiques (annexe 1) de la LCPE. Depuis 2008, la réglementation canadienne interdit la fabrication, l'utilisation, la vente, l'offre de vente et l'importation du SPFO et des produits en contenant, tout en prévoyant quelques exemptions. Depuis 2016, la réglementation canadienne interdit également la fabrication, l'utilisation, la vente, l'offre de vente et l'importation de l'APFO, des APFC-LC et des produits en contenant, tout en prévoyant aussi quelques exemptions. Le 14 mai 2022, le Canada a proposé un règlement qui restreindrait davantage le SPFO, l'APFO et les APFC-LC en supprimant ou en prévoyant des durées limitées à la plupart des exemptions restantes.

En raison notamment de diverses mesures réglementaires prises dans le monde entier (y compris l'inscription du SPFO et de l'APFO sur la Liste des polluants organiques persistants de la Convention de Stockholm), d'autres substances perfluorées (p. ex., les APFC-CC, les APFS-CC et peut-être les APFS-LC) sont utilisées pour remplacer l'APFO, le SPFO et les APFC-LC. Au départ, on pensait que les substances de remplacement à chaîne courte étaient une bonne solution de rechange, car elles présentaient dans l'ensemble un potentiel de bioaccumulation et de toxicité plus faible, d'après les résultats des essais de toxicité classiques réalisés sur des espèces aquatiques d'eau douce telles que des poissons, des daphnies et des algues. Cependant, on reconnaît depuis peu, p. ex., dans les déclarations de nombreux d'experts, que ces SPFA à chaîne courte peuvent avoir des impacts semblables à ceux

du SPFO et de l'APFO (Déclaration d'Helsingør, Scheringer et al. 2014; Déclaration de Madrid, Blum et al. 2015; Déclaration de Zurich 2018, Ritscher et al. 2018).

De nombreux APFC-CC, APFS-CC et APFS-LC, ainsi que leurs précurseurs, ont été détectés dans l'environnement et le biote au Canada, notamment dans l'Arctique canadien et les Grands Lacs. La présence de ces substances au pays peut être attribuable à leur libération depuis des produits importés ou des articles manufacturés contenant ces substances qui se retrouvent dans l'environnement canadien. Dans les régions éloignées du Canada, leur présence peut être due au transport à grande distance (TGD) de précurseurs provenant du Canada ou d'ailleurs dans le monde, qui peuvent être transportés et par la suite transformés en acides.

Es APFC-CC, les APFS-CC et les APFS-LC sont considérés comme étant aussi persistants que le SPFO, l'APFO et les APFC-LC en raison de la liaison carbone-fluor, qui est l'une des liaisons covalentes les plus fortes (environ 108–120 kcal/mole). En raison de cette liaison, ces substances sont extrêmement stables et résistent généralement à la dégradation par les acides, les bases, les oxydants, les réducteurs, les processus photolytiques et métaboliques, et les microbes. Il a également été montré que certains APFC-CC, APFS-CC et APFS-LC se bioamplifient chez les animaux sauvages d'un niveau trophique supérieur à un degré comparable à celui des substances qu'ils sont censés remplacer (c.-à-d. le SPFO, l'APFO et les APFC-LC). Ces substances devraient pouvoir persister dans l'environnement pendant très longtemps, bien que cette persistance n'ait pas été quantifiée de manière significative. Il est souvent difficile de quantifier les risques pour l'environnement que peuvent poser des substances persistantes et bioaccumulables dans l'environnement, mais il est généralement admis qu'elles peuvent avoir des effets graves et irréversibles à long terme sur les populations animales (Environnement Canada 2006; MacLeod et al. 2014). En outre, les APFC-CC, les APFS-CC et les APFS-LC peuvent causer divers effets nocifs pour la faune, comparables à ceux des SPFA qu'ils ont remplacés.

Le présent rapport est un résumé des données recensées dans la littérature scientifique en environnement (jusqu'en mars 2022) sur les SPFA des trois sous-groupes suivants :

1. les acides perfluorocarboxyliques (APFC-CC) à chaîne courte (C4–C7), leurs sels et leurs précurseurs
2. les acides perfluorosulfoniques (APFS-CC) à chaîne courte (C4–C7), leurs sels et leurs précurseurs
3. les acides perfluorosulfoniques (APFS-LC) à longue chaîne (C9–C20), leurs sels et leurs précurseurs

Cela comprend des données et des renseignements sur la persistance dans l'environnement, la bioaccumulation et le potentiel d'amplification trophique, la mobilité, les données de surveillance de l'environnement au Canada et le potentiel de causer des effets nocifs pour l'environnement. Le rapport porte en grande partie sur les APFC-CC et APFS-CC, dont certains ont été utilisés pour remplacer les SPFA ayant fait l'objet de mesures de restriction au Canada et/ou à l'étranger. On estime que les

APFS-LC sont moins utilisés pour remplacer les substances visées par ces restrictions. Il en est donc moins question dans les pages qui suivent, surtout en raison du peu de données disponibles à leur sujet dans la littérature scientifique (exception faite des quelques données sur le SPFD et le SPFN).

Le présent rapport traite des SPFA à longue chaîne et à chaîne courte. Une substance à longue chaîne comporte 8 atomes de carbone (C8) ou plus, et une substance à chaîne courte compte 7 atomes de carbone (C7) ou moins. Le SPFO et l'APFO, qui ont tous deux une chaîne C8, sont parfois étudiés séparément des autres SPFA à longue chaîne visées par ce rapport. Comme le SPFO et l'APFO sont bien étudiés, les données à leur sujet sont parfois présentées à des fins de comparaison. De plus, ce document traite le SPFO et l'APFO différemment des autres SPFA à longue chaîne en ce qui concerne les activités réglementaires passées. Les rapports provenant d'autres sources (p. ex., l'OCDE), peuvent désigner les alkyles sulfonates perfluorés qui ont 6 carbones entièrement fluorés (C6 ou plus) (p. ex., le SPFHx) comme étant des SPFA à longue chaîne. Cependant, la définition des SPFA à chaîne courte et à longue chaîne utilisée dans le présent rapport est conforme aux autres publications du gouvernement du Canada.

Aux fins du présent rapport, les PFAA désignent les acides perfluoroalkyliques (p. ex., les APFC et les APFS). Ces formes stables constituent les groupements d'intérêt dans le présent document. Les abréviations des différents APFC et APFS peuvent désigner soit la forme acide, soit la forme anionique des substances chimiques. Toutefois, dans les conditions environnementales, les PFAA existent principalement sous leur forme anionique.

2.0 Identité des substances

Par définition, les SPFA contiennent au moins un groupe méthyle ou méthylène entièrement fluoré (sans aucun atome H, Cl, Br ou I lié). En d'autres mots, tout produit chimique, à quelques exceptions près, comportant au moins un groupe méthyle perfluoré ($-CF_3$) ou un groupe méthylène perfluoré ($-CF_2-$) est une SPFA (OCDE 2021). La plupart des substances perfluorées qui sont surveillées ou détectées dans l'environnement comportent une chaîne de 3 à 20 carbones fluorés. Ces chaînes alkyles sont liées à divers groupes fonctionnels. Par exemple, les acides perfluorocarboxyliques (APFC) et les acides perfluorosulfoniques (APFS) sont des acides organiques composés d'une chaîne de carbone fluoré terminée par un groupe fonctionnel carboxylate ou sulfonate, respectivement. Les structures chimiques de l'anion conjugué de l'acide perfluorooctanoïque (APFO) et de l'acide perfluorooctanesulfonique (SPFO) sont présentées à titre d'exemples dans la figure 1. Un certain nombre de configurations différentes sont possibles pour chaque acide perfluoré, y compris la configuration linéaire simple et les isomères ramifiés.

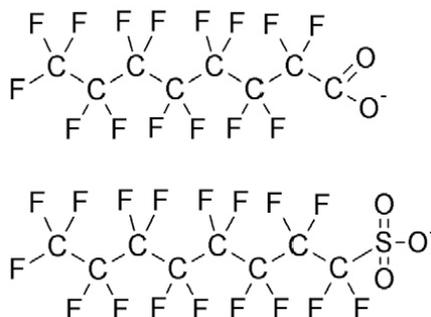


Figure 1. Structures de l'anion conjugué de l'APFO (haut) et du SPFO (bas)

Sur le plan de la composition et de la nomenclature, le terme « perfluoré » indique que tous les atomes d'hydrogène directement liés à la chaîne carbonée ont été remplacés par des atomes de fluor. Le terme « polyfluoré » indique que seuls certains des atomes d'hydrogène ont été remplacés par des atomes de fluor. L'expression « C# » est généralement utilisée pour indiquer le nombre total (#) de carbones fluorés présents dans une molécule de SPFA ou le nombre total (#) de carbones présents dans une molécule d'APFC (qui comprend à la fois les carbones fluorés et le groupe carbonyle). Par exemple, une SPFA C9 possède 9 carbones, tous fluorés. Cependant, un APFC C9 possède 9 carbones, dont 8 sont fluorés et le 9^e faisant partie du groupe fonctionnel carbonyle.

En 2006, la Liste intérieure des substances du Canada (LIS, datant de 1984 à 1986)² a été examinée afin de relever les SPFA (y compris les sels et les précurseurs) qui y figuraient à l'époque. Lors de cet examen, on a tenu compte de leur potentiel de transformation en groupements d'intérêt, d'après le jugement d'experts, de leurs structures chimiques et du modèle CATABOL qui permet d'estimer la biodégradation d'une substance (vers 2004 à 2008)³ (Jaworska et al. 2002; Dimitrov et al. 2004, 2007, 2011). Le modèle CATABOL prévoyait la formation de métabolites par simulations à l'aide de l'essai 302C de biodégradation sur 28 jours de l'Organisation de coopération et de développements économiques (OCDE), et a été étalonné à partir des résultats d'essais de biodégradation du MITI (ministère japonais du Commerce international et de l'industrie). Vu le caractère très limité des données sur la dégradation des substances perfluorées formant l'ensemble d'étalonnage, certains des produits de dégradation prévus par CATABOL pourraient constituer des résultats peu fiables ou non pertinents dans les conditions naturelles même si le modèle est conçu pour prendre en compte ces substances. Les annexes A, B et C présentent les sels et les précurseurs des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC inscrits sur la LIS sur la base des résultats du modèle CATABOL, du jugement des experts et des structures chimiques connues en date de 2006. L'annexe D présente une liste de précurseurs

² La LIS (vers 1984-1986) était une liste d'environ 23 000 substances fabriquées, importées ou utilisées au Canada à l'échelle commerciale. Elle était établie d'après les substances présentes au Canada, dans certaines conditions, entre le 1^{er} janvier 1984 et le 31 décembre 1986. La LIS est périodiquement mise à jour et contient maintenant plus de 28 000 substances.

³ Il convient de noter que le modèle CATABOL a été mis à niveau et est devenu le modèle CATALOGIC 301C (Dimitrova et al. 2017).

pour lesquels il existe des données empiriques, qui corroborent les résultats de la modélisation de leur potentiel de dégradation. Ces listes ne sont pas jugées exhaustives. Il convient également de noter que d'autres instances (p. ex., l'OCDE et l'Environmental Protection Agency des États-Unis [US EPA]) ont dressé des listes qui peuvent différer de celles qui figurent dans le présent rapport (OCDE 2018).

Le cas échéant, les SPFA figurant sur la LIS ont été rangées dans les sous-groupes suivants (indiqués par les cases surlignées en gris dans la figure 2) :

1. SPFO (C8)
2. APFO (C8)
3. APFC-LC (C9–C21)
4. APFC-CC (C4–C7)
5. APFS-CC (C4–C7)
6. APFS-LC (C9–C20)

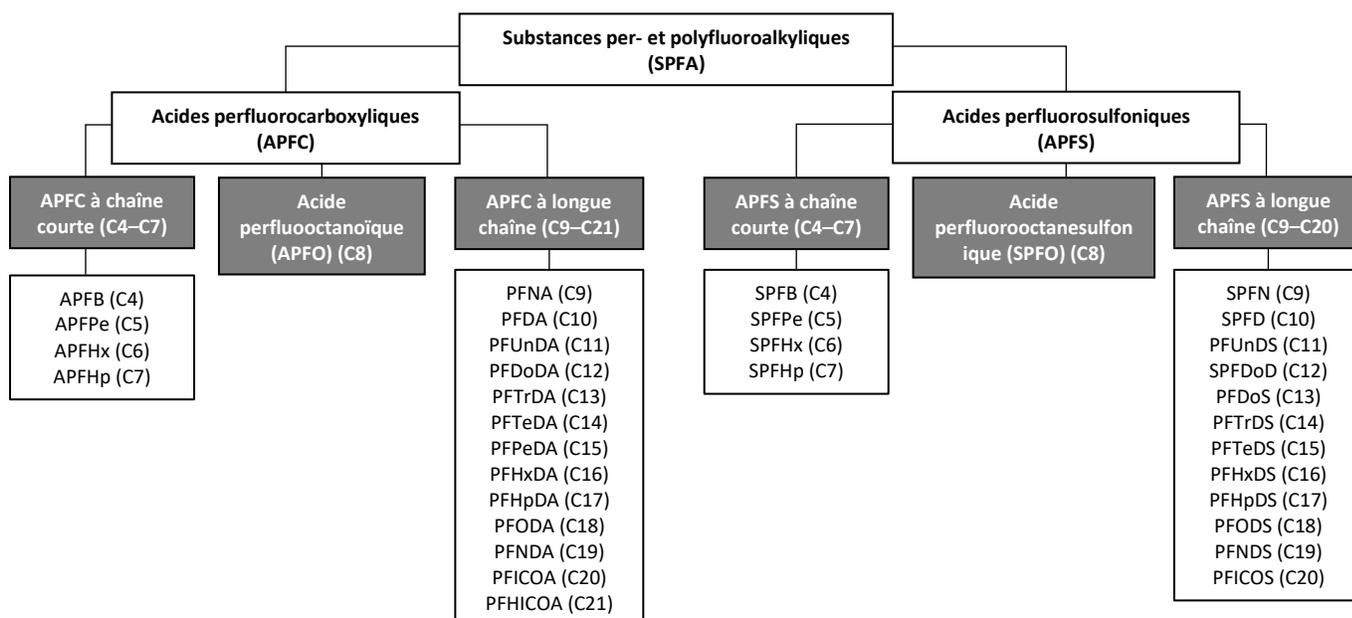


Figure 2. Sous-groupes des substances perfluorées figurant sur la Liste intérieure des substances du Canada.

Le Canada a évalué et caractérisé les risques pour l'environnement associés à trois groupes de SPFA : le SPFO, l'APFO et les APFC-LC, leurs sels et leurs précurseurs (Environnement Canada 2006, 2012; EC, SC 2012). Comme le SPFO, l'APFO et les APFC-LC font l'objet de restrictions au Canada, le présent rapport traite surtout des trois sous-groupes chimiques ci-dessous (comme le SPFO et l'APFO sont des substances plus amplement étudiées, leurs données sont présentées aux fins de comparaison) :

1. APFC-CC (C4–C7), leurs sels et leurs précurseurs
2. APFS-CC (C4–C7), leurs sels et leurs précurseurs
3. APFS-LC (C9–C20), leurs sels et leurs précurseurs

Conformément aux définitions canadiennes des précurseurs établies dans des évaluations antérieures des risques écologiques associés au SPFO, à l'APFO et aux APFC-LC (Environnement Canada 2006, 2012; EC, SC 2012), les précurseurs des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC sont définis comme suit :

1. précurseurs des APFS-CC : composés qui contiennent le groupement $C_nF_{2n+1}SO_2$, dans lequel $4 \leq n \leq 7$.
2. précurseurs des APFS-LC : composés qui contiennent le groupement $C_nF_{2n+1}SO_2$, dans lequel $9 \leq n \leq 20$.
3. précurseurs des APFC-CC : composés qui contiennent le groupement perfluoroalkyliques (C_nF_{2n+1}), dans lequel $3 \leq n \leq 6$, dont les atomes sont directement liés à tout groupement chimique autre qu'un atome de fluor, de chlore ou de brome.

Cette approche utilisée pour identifier les précurseurs, et adoptée dans le présent rapport, est conforme à celle qui a été employée dans les rapports antérieurs (EC, SC 2012; Environnement Canada 2006; Environnement Canada 2012), dans lesquels les précurseurs sont considérés comme toute substance qui contient le groupement d'intérêt et qui peut éventuellement se transformer par une réaction comme l'oxydation (p. ex., des précurseurs comme des alcools volatils dans l'atmosphère, ou des précurseurs dans les systèmes de traitement des eaux usées), la métabolisation ou l'hydrolyse en produit de transformation final, c.-à-d. le groupement d'intérêt. En outre, pour assurer la cohérence avec les rapports antérieurs d'ECCC sur le SPFO, l'APFO et les APFC-LC (EC, SC 2012; Environnement Canada 2006; Environnement Canada 2012), le présent rapport ne traite pas directement des sels ou des précurseurs d'après leurs seules identités ou propriétés uniques. Nous reconnaissons plutôt la contribution des précurseurs et des sels à la présence dans l'environnement des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC, car les sels et les précurseurs contribuent à la présence totale de ces substances dans l'environnement canadien, y compris dans le biote, après leur transformation ou leur dissolution.

3.0 Devenir et comportement dans les milieux aquatique et terrestre

3.1 Caractéristiques générales

En général, la plupart des SPFA ont une combinaison de propriétés communes telles que l'inertie thermique et chimique, la persistance, une solubilité faible dans les solvants organiques polaires et non polaires, ainsi qu'une masse volumique, une fluidité, une compressibilité et des constantes diélectriques élevées (Lehmler et al. 2001). Les annexes E et F présentent les données physico-chimiques empiriques recensées pour

les APFC-CC et les APFS-CC. Aucune donnée empirique n'a été trouvée pour les APFS-LC, et la modélisation n'était donc pas applicable dans ce cas.

La structure chimique, les groupes fonctionnels, la valeur pKa, les coefficients de partage et les propriétés tensioactives ou surfactantes ont un effet sur le devenir et le comportement des substances perfluorées dans l'environnement et des incidences sur les méthodes classiques d'évaluation de la bioaccumulation et de la toxicité. Certains points clés concernant les caractéristiques générales des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC sont présentés dans l'encadré ci-dessous. Les renseignements spécifiques sur les propriétés physico-chimiques des précurseurs sortent du cadre du présent rapport, car les précurseurs sont considérés uniquement d'après leur contribution à la charge totale des groupements d'intérêt (APFC-CC, APFS-CC et APFS-LC) dans l'environnement.

POINTS CLÉS SUR LES CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES

- Sur la chaîne carbonée, la présence du fluor, au lieu de l'hydrogène, rend les APFC-CC, les APFS-CC et les APFS-LC persistants en raison de la force de la liaison carbone-fluor.
- La présence du fluor contribue au potentiel d'ionisation élevé et à la faible polarisabilité des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC.
- Selon les données empiriques sur le pKa pour les APFC-CC, la forme anionique est probablement la forme la plus abondante dans l'environnement (valeurs variant de 0,43 à 0,7).
- Aucune donnée empirique sur le pKa n'a été trouvée pour les APFS-CC et les APFS-LC.
- Selon les données empiriques disponibles sur les propriétés physico-chimiques (c.-à-d. le pKa, la pression de vapeur), l'eau est le milieu dans lequel les APFC-CC, les APFS-CC et les APFS-LC se répartissent généralement.
- Aucune donnée empirique sur la solubilité dans l'eau n'a été trouvée pour les APFC-CC, les APFS-CC (sauf le SPFB) et les APFS-LC.
- Les PFAA ont tendance à se répartir dans l'eau, à la surface de laquelle ils sont davantage concentrés (p. ex., à l'interface air-eau) en raison de leurs propriétés tensioactives.

3.1.1 Influence de la longueur de la chaîne carbonée et des groupes fonctionnels

La longueur de la chaîne carbonée fluorée, les conformations et le groupe fonctionnel lié à la chaîne perfluorée (p. ex., un groupement chargé, tel qu'un carboxylate ou un sulfonate) peuvent se traduire par des propriétés physico-chimiques différentes et influencer sur le comportement de la substance dans l'environnement et les organismes. Par conséquent, les SPFA présentent généralement les propriétés combinées de lipophobie, d'hydrophobie et d'hydrophilie selon différentes parties de la molécule. En règle générale, le groupe fonctionnel lié à la chaîne perfluorée (p. ex., un groupement chargé, tel qu'un anion carboxylate ou sulfonate) confère un caractère hydrophile à cette extrémité de la molécule (Key et al. 1997). La partie hydrophile de la molécule peut être neutre, chargée positivement ou chargée négativement. Par exemple, les parties anioniques carboxylate et sulfonate de la molécule sont considérées comme hydrophiles, tandis que les parties perfluoroalkyliques de la molécule peuvent être hydrophobes ou lipophobes. Le groupe fonctionnel anionique et la nature dipolaire des liaisons carbone-fluor du squelette carboné fluoré contribuent aux propriétés tensioactives, créant une surface moléculaire hydrophobe et lipophobe qui procure les

propriétés souhaitées de répulsion de l'eau et des graisses et de résistance aux taches (Conder et al. 2008). Les substances tensioactives résultantes peuvent être non ioniques, cationiques ou anioniques en raison de leur caractère amphiphile. Les alcools fluorotélomériques ($-\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OH}$) et sulfonamides ($-\text{SO}_3\text{NH}_2$) sont des exemples de groupes fonctionnels neutres. Comme exemples de groupes fonctionnels anioniques, mentionnons les carboxylates ($-\text{COO}^-$), les sulfonates ($-\text{SO}_3^-$) et les phosphates ($-\text{OPO}_3^-$). Dans les SPFA cationiques, le groupe fonctionnel peut être un groupe ammonium quaternaire (Parsons et al. 2008). Les isomères linéaires semblent être les SPFA les plus souvent détectées dans le biote, car ils peuvent avoir des taux d'élimination beaucoup plus lents et/ou être présents à des concentrations d'exposition plus élevées que les isomères ramifiés (Conder et al. 2008).

3.1.2 Constante de dissociation acide (pKa)

En utilisant le modèle COSMOtherm, Wang et al. (2011a) ont estimé le pKa pour la forme neutre des APFC, des APFS, des PFSiA et des PFPIA, certains isomères ramifiés des APFC en C4 à C8 et des FTOH. Cependant, ces auteurs ont souligné que ces valeurs comportent des incertitudes élevées et non quantifiables, car les estimations dépendent fortement des conformations choisies des formes neutres et anioniques. Par exemple, ils ont prévu deux valeurs de pKa (2,897 et 0,897) pour deux conformères différents de l'anion de l'APFO. Les valeurs de pKa modélisées disponibles pour les APFS-CC varient de -0,58 à 0,33 (Wang et al. 2011a; Convention de Stockholm 2018). Des études récentes semblent indiquer un pKa compris entre 0 et 1 pour les APFC (Wang et al. 2011a; Inoue et al. 2012), et des valeurs de pKa plus faibles encore pour les APFS. Les valeurs de pKa empiriques pour les APFC-CC varient de 0,43 à 0,7 (annexe E). Aucune valeur empirique de pKa pour les APFS-CC et les APFS-LC n'a été trouvée.

3.1.3 Coefficients de répartition dans les lipides et les protéines

Les substances organiques halogénées classiques, telles que les polychlorobiphényles (PCB), qui sont persistantes et hydrophobes (selon la mesure du coefficient de partage octanol-eau pour les espèces neutres [K_{oe}] et/ou des coefficients de distribution octanol-eau à un pH donné [D_{oe}]), se répartissent dans les lipides des organismes en raison de la grande capacité de fugacité des lipides à l'égard de la plupart des substances hydrophobes. Cependant, les valeurs significatives de $\log K_{oe}$ ou de $\log D_{oe}$ ne peuvent pas être mesurées de manière fiable pour les substances tensioactives et ionisantes, telles que les SPFA, car ces substances ont tendance à migrer vers l'interface des phases organiques et aqueuses plutôt que de se répartir entre les deux phases (Houde et al. 2006a). Par exemple, le SPFO forme trois couches dans l'octanol-eau, et il est donc impossible de déterminer son coefficient K_{oe} (OCDE 2002). En conséquence, les diverses propriétés physico-chimiques (p. ex., le facteur de bioconcentration et le coefficient d'adsorption dans le sol), qui peuvent généralement être estimées pour les substances organiques classiques à l'aide des équations du K_{oe} , ne peuvent pas être estimées, et un $\log K_{oe}$ calculé (estimé) ne peut pas être considéré comme étant fiable

(OCDE 2002). Même si le log K_{oe} était connu, il ne pourrait pas être utilisé à des fins prédictives (p. ex., pour connaître la bioconcentration; OCDE 2002).

À la différence de ce que l'on constate pour la plupart des substances organiques, les SPFA ont plutôt tendance à se déposer dans les protéines des organismes, plutôt que dans les lipides. Des études ont montré qu'au niveau de l'organisme, les tissus riches en protéines (p. ex., le foie et le sang) sont les principaux lieux de dépôt, les concentrations étant de plusieurs ordres de grandeur supérieures aux concentrations dans les lipides (Martin et al. 2003b; Houde et al. 2006b). Les SPFA peuvent se lier aux protéines fixant les acides gras, aux lipoprotéines et à l'albumine, et peuvent être séquestrées dans les tissus riches en protéines, comme le vitellus, le foie et le sang (Cassone et al. 2012b). Toutefois, les SPFA ne semblent pas s'accumuler dans les tissus riches en protéines structurales (p. ex., les muscles; communication personnelle, courriel de l'Université de Pittsburgh à la Division de l'évaluation écologique, Environnement et Changement climatique Canada, 13 février 2020; sans référence). Armitage et al. (2012) ont également laissé entendre que le potentiel de bioaccumulation et la distribution des acides alkyles perfluorés dans les tissus internes peuvent être influés par les phospholipides des membranes cellulaires. Jing et al. (2009) ont indiqué que les perfluorocarboxylates et les sulfonates pourraient avoir une lipophilie élevée, qui ne serait pas due au groupe perfluoroalkyle, mais à son effet de retrait d'électrons sur le groupe oxoanion adjacent. Nouhi et al. (2018) ont observé que le SPFB et l'APFHx peuvent perturber et pénétrer la double couche phospholipidique à des concentrations élevées (c.-à-d. de 50 mmol/L à 88 mmol/L).

Le transport des SPFA dans les cellules est probablement contrôlé par une combinaison de diffusion passive et de facilitation active de protéines de transport, p. ex., les protéines de transport d'anions organiques (Ng et Hungerbühler 2013). Un grand nombre de ces protéines, ou d'autres protéines ayant des fonctions similaires, ont été trouvées chez le rat et le poisson (De Smet et al. 1998; Manera et Britti 2006), ce qui indique que les protéines de transport d'acides gras peuvent être conservées chez les mammifères et les poissons et donner lieu à des interactions similaires (Jones et al. 2003). Cependant, les SPFA peuvent également présenter une variabilité interspécifique dans la distribution tissulaire et les taux de clairance, ainsi que dans les différences propres à chacun des sexes dans les taux d'élimination (Lee et Schultz 2010; Zhang et al. 2012b; Ng et Hungerbühler 2013). Par exemple, le SPFHx a une demi-vie d'élimination sérique qui varie considérablement d'une espèce à l'autre (Sundström et al. 2012; Numata et al. 2014) et entre sexe masculin et féminin au sein d'une même espèce (Hundley et al. 2006; Sundström et al. 2012). Dans l'étude de Sundström et al. (2012), l'élimination sérique du SPFHx chez les rats mâles et femelles était fortement marquée selon l'espèce et le sexe. Les résultats ont montré que les femelles éliminaient le SPFHx plus efficacement que les mâles. De plus, les rats et les souris semblaient éliminer plus efficacement le SPFHx que les singes (Sundström et al. 2012). Dassuncao et al. (2019) ont montré que la répartition dans les phospholipides et la liaison aux protéines sont deux mécanismes de bioaccumulation des APFC-LC chez le globicéphale noir (*Globicephala melas*). Il est donc utile d'examiner la répartition entre les protéines et les lipides chez les mammifères et les oiseaux marins et

terrestres. La répartition dans les protéines (caractérisé par des coefficients tels que K_{pe}) peut constituer un mécanisme représentatif additionnel régissant la répartition des SPFA en plus de la répartition dans les phospholipides. Cependant, pour les APFC-CC, les APFS-CC et les APFS-LC, on ne dispose pas de coefficients de partage (ou de répartition) dans les protéines chez les animaux sauvages.

Le tableau 1 présente les coefficients de partage empiriques disponibles entre les protéines ou les membranes. Bischel et al. (2011) ont observé que les SPFA-CC et les APFC-LC se lient à différents sites dans l'albumine de sérum bovin et que l'affinité des APFC pour l'albumine de sérum bovin diminuait avec la longueur de la chaîne carbonée, soit de C8 à C12, ce qui est probablement dû à des encombrements stériques associés aux chaînes perfluoroalkyliques plus longues et plus rigides. Le SPFB présentait une plus grande affinité que l'APFB. Les constantes d'association déterminées pour le SPFB et l'APFPe avec l'albumine de sérum bovin sont semblables à celles trouvées pour les APFC-LC, ce qui indique que les effets physiologiques d'une liaison forte à l'albumine avec les SPFA à chaîne plus courte peuvent être importants.

Tableau 1. Coefficients de partage mesurés entre les protéines ou les membranes pour certaines SPFA

Nom chimique	Log K_{pe} ^a (albumine de sérum bovin)	Log K_{me} ^b (dipalmitoyl-phosphatidylcholine, modèle de membranes à double couche)	Log K_{me} ^c (double couche de phospholipides artificielle)	Log K_{me} ^d (membranes planaires à double couche de lipides)
SPFB	3,9	N.D.	2,63	2,80–2,92
SPFHx	4,3	N.D.	3,82	4,08–4,18
SPFO	4,1	4,6–4,9	4,88	N.D.
APFB	N.D.	N.D.	1,0	<1,7
APFPe	3,4	N.D.	1,73	N.D.
APFHx	4,1	N.D.	2,31	2,24–2,4
APFHp	4,2	N.D.	2,87	2,85–2,97
APFO	4,1	4,0–4,3	3,51	N.D.
PFNA	4,1	N.D.	4,04	N.D.
PFDA	3,9	N.D.	4,63	N.D.
PFUnA	3,7	N.D.	N.D.	N.D.
PFDoA	3,3	N.D.	N.D.	N.D.

Abréviations : N.D. = non disponible; log K_{me} = partage d'une substance chimique entre les phospholipides dans la membrane et dans l'eau; log K_{pe} = partage d'une substance chimique entre les protéines et l'eau.

^a Bischel et al. 2011.

^b Xie et al. 2010; Lehmler et al. 2006.

^c Droge 2019.

^d Ebert et al. 2020.

3.2 Persistance

La présence du fluor au lieu de l'hydrogène sur la chaîne carbonée modifie les caractéristiques thermiques, chimiques et biologiques des molécules de SPFA. La

liaison carbone-fluor est l'une des plus fortes dans la nature (3M Company 1999), ce qui la rend extrêmement stable et généralement résistante à la dégradation par les acides, les bases, les oxydants, les réducteurs, les processus photolytiques, les microbes et les processus métaboliques. La forte liaison C-F et la présence d'un nuage électronique dense autour des atomes de fluor protègent le squelette carboné et se traduisent par une inertie thermique et chimique (Hakli et al. 2008; Colombari et al. 2014). Il en découle un potentiel d'ionisation élevé, une faible polarisabilité, de faibles interactions intermoléculaires et intramoléculaires et une faible tension de surface.

Un certain nombre d'études ont montré que la dégradation des APFC en C4 à C7 et des APFS en C4 et C6 ne se produit pas dans les conditions pertinentes pour l'environnement (Hurley et al. 2004; Hori et al. 2005; Dillert et al. 2007; Hori et al. 2008; Saez et al. 2008; Park et al. 2009; Quinete et al. 2010). Par conséquent, on s'attend à ce que les APFC-CC et les APFS-CC s'accumulent dans l'environnement au fil du temps. Taniyasu et al. (2013) ont montré qu'une certaine photodégradation du SPFD se produit dans les conditions de haute altitude et d'exposition de longue durée. Cependant, le SPFB, le SPFHx et l'APFB ne se dégradent pas à la lumière. On estime que les conditions établies dans un incinérateur (c.-à-d. où les températures élevées varient de 900 ou 1 200 K) peuvent détruire les substances qui contiennent une liaison carbone-fluor (Tsang et al. 1998).

3.3 Bioaccumulation

3.3.1 Résumé des paramètres disponibles sur la bioaccumulation (FBC, FBA, FBM et FAT) pour les APFC-CC, les APFS-CC et les APFS-LC

Au Canada, les évaluations antérieures des risques du SPFO, de l'APFO et de la plupart des APFC-LC pour l'environnement ont montré que les facteurs de bioconcentration (FBC), les facteurs de bioaccumulation (FBA), et même les facteurs de bioamplification dans le réseau trophique (FBM) et les facteurs d'amplification trophique (FAT), en particulier chez les animaux à respiration aquatique (p. ex., les poissons, les daphnies) et les algues, indiquaient en général un potentiel de bioaccumulation plus faible (à l'exception de quelques FBC et FBA pour le SPFO chez certaines espèces aquatiques; voir la figure 3). Cependant, les valeurs du FBM et du FAT dans le réseau trophique des mammifères marins aérobies (p. ex., les ours polaires, les dauphins), des mammifères terrestres (p. ex., les loups) et des oiseaux (p. ex., les oiseaux de l'Arctique) semblent indiquer un potentiel de bioaccumulation beaucoup plus élevé (EC, SC 2012; Environnement Canada 2006; Environnement Canada 2012). Ainsi, pour caractériser le potentiel de bioaccumulation des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC dans le présent rapport, on a tenu compte de nombreuses mesures de la bioaccumulation, dont le FBC, le FBA, le FAT et le FBM, chez les espèces aquatiques, terrestres et aviaires, lorsque les données étaient disponibles. En outre, ces données peuvent avoir une certaine utilité pour déterminer l'accumulation dans certains tissus (p. ex., le foie, le sang et les reins), car ce sont souvent des sites d'action toxicologique importants pour les SPFA.

Organismes aquatiques, mammifères marins et oiseaux aquatiques

Dans une étude en laboratoire, Martin et al. (2003a) ont montré que les APFC C5 à C7 ne s'accumulaient dans aucun tissu de la truite arc-en-ciel ($FBA < 0,1$). L'APFHx et l'APFHp n'ont pas été détectés dans la plupart des tissus de la truite arc-en-ciel, malgré des concentrations d'exposition plus élevées, tandis que le SPFB était détectable aux trois derniers intervalles d'échantillonnage de l'absorption et au premier temps d'échantillonnage de la phase de dépuración, ce qui a permis d'estimer la dépuración, mais non l'assimilation (c.-à-d. $FBA < 1$). L'étude en laboratoire de Martin et al. (2003b) a montré que le SPFHx présentait un FBC de 9,6 dans la carcasse⁴ de la truite arc-en-ciel, tandis que dans leur étude en laboratoire, Goeritz et al. (2013) ont calculé un FBA inférieur à 0,02 et à 0,18 pour le SPFB et le SPFHx, respectivement, chez la truite arc-en-ciel.

Les données disponibles sur la bioconcentration et la bioaccumulation proviennent de la littérature scientifique et sont représentées graphiquement en fonction de la longueur de la chaîne et du groupe fonctionnel des molécules ainsi que de la classe d'organismes (

Figure 3 et

Figure 4). Les données sur la bioaccumulation du SPFO et de l'APFO sont présentées aux fins de comparaison. La figure 3 montre que les niveaux de bioconcentration ou de bioaccumulation du SPFHx dans les crabes marins, les gastéropodes, les poissons d'eau salée et les poissons d'eau douce s'approchent des critères numériques réglementaires du Canada en matière de bioaccumulation (FBC ou FBA), tels qu'ils sont définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* pris en application de la LCPE (Canada 2000). La

Figure 4 montre que les niveaux de bioconcentration ou de bioaccumulation de l'APFHx chez le crabe, les gastéropodes et les poissons d'eau salée s'approchent également des critères numériques réglementaires du Canada en matière de bioaccumulation (FBC ou FBA) (Canada 2000). Ces données montrent que les résultats de l'extrapolation entre des substances de longueurs de chaîne différentes peuvent varier selon les espèces et les longueurs de chaîne choisies. Par exemple, le SPFHx présente des taux d'absorption plus élevés que le SPFO chez les bivalves, et l'APFHx présente des taux d'absorption plus élevés que l'APFO et l'APFHp chez les poissons d'eau douce, les crabes marins et les gastéropodes.

⁴ Carcasse : Une incision a été pratiquée le long de la surface ventrale, de l'anus aux branchies, et le foie entier a été retiré. Le tube digestif, composé de l'œsophage, de l'estomac, du cæcum pylorique, de la rate et des intestins, a été enlevé pour éviter la contamination de l'échantillon de carcasse par les matières fécales et la nourriture non absorbée (Martin et al. 2003a).

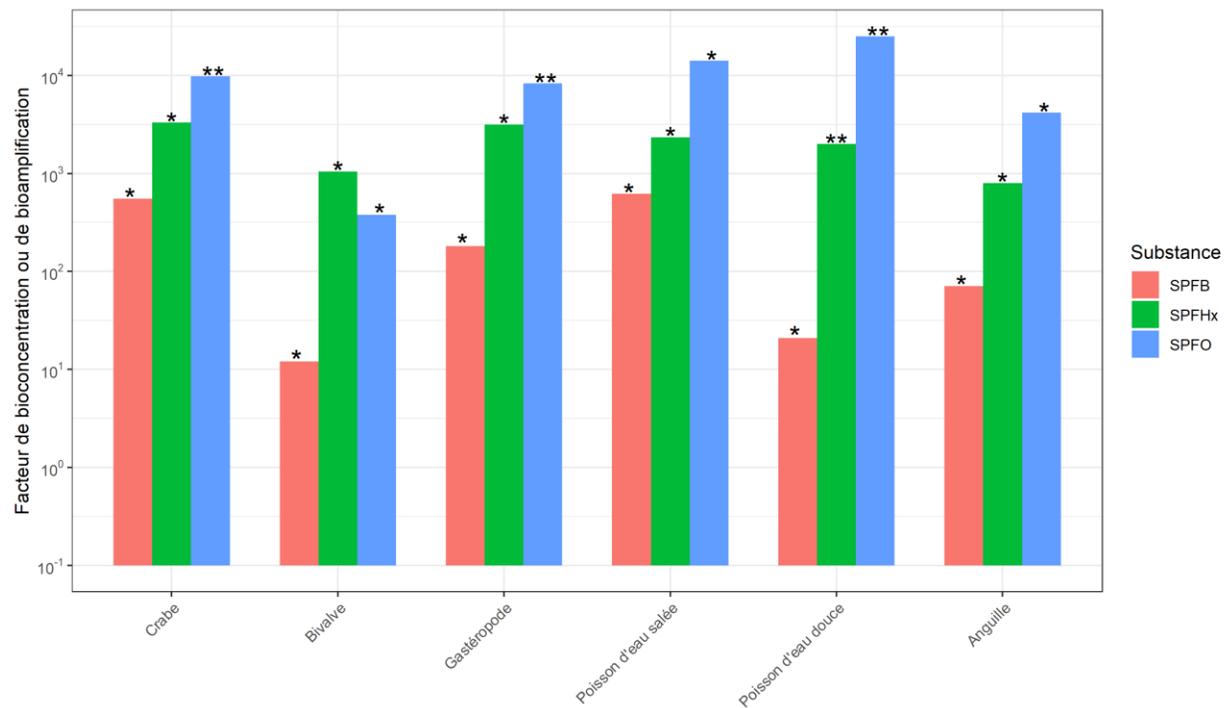


Figure 3. Données disponibles sur le FBC ou le FBA (*valeur maximale, **valeur inconnue) pour le SPFO et les APFS-CC chez le crabe (diverses espèces^a), les gastéropodes (diverses espèces^b), les bivalves (diverses espèces^c), les poissons (diverses espèces d'eau salée^d et espèces d'eau douce^e) et l'anguille⁵

** On ne sait pas si l'étude renvoie à des valeurs moyennes ou maximales.

^a *Hemigrapsus sanguineus*, *Sesarma pictum*, *Hemigrapsus penicillatus*, *Helice tridens tridens*, *Philyra pisum* et *Eriocheir sinensis*.

^b *Littorina brevicula*, *Monodonta labio*, *Umbonium thomasi* et *Glossaulax didyma*.

^c *Mytilus edulis*, *Macra veneriformis*, *Nuttallia olivacea* et *Sinonovacula constricta*.

^d *Acanthogobius flavimanus*, *Sebastes schlegeli*, *Tridentiger obscurus*, *Hexagrammos otakii* et *Mugil cephalus*.

^e *Oncorhynchus mykiss*, *Cyprinus carpio*, *Misgurnus anguillicaudatus* et *Salvelinus namaycush*.

⁵ Martin et al. 2003b; Furdai et al. 2007; Kwadijk et al. 2010; Loi et al. 2011; Zhou et al. 2012; Naile et al. 2013; Gebbink et al. 2016; Menger et al. 2020.

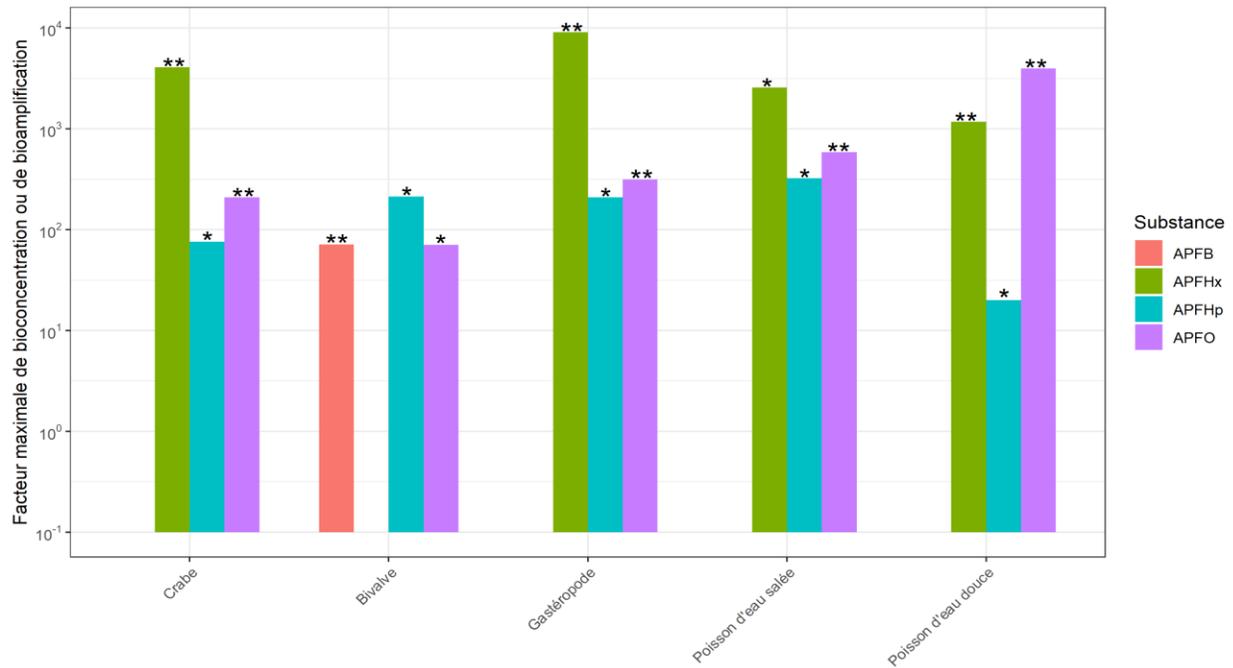


Figure 4. Données disponibles sur le FBC ou FBA (*valeur maximale, **valeur inconnue) pour l'APFO et les APFC-CC chez le crabe (diverses espèces^a), les bivalves (diverses espèces^b), les gastéropodes (diverses espèces^c) et les poissons (diverses espèces d'eau salée^d et espèces d'eau douce^e)⁶.

** On ne sait pas si l'étude renvoie à des valeurs moyennes ou maximales.

^a *Hemigrapsus sanguineus*, *Sesarma pictum*, *Hemigrapsus penicillatus*, *Helice tridens tridens*, *Philyra pisum* et *Eriocheir sinensis*.

^b *Mytilus edulis*, *Macra veneriformis*, *Nuttallia olivacea* et *Sinonovacula constricta*.

^c *Littorina brevicula*, *Monodonta labio*, *Umbonium thomasi* et *Glossaulax didyma*.

^d *Acanthogobius flavimanus*, *Sebastes schlegeli*, *Tridentiger obscurus*, *Hexagrammos otakii* et *Mugil cephalus*.

^e *Oncorhynchus mykiss*, *Cyprinus carpio*, *Misgurnus anguillicaudatus* et *Salvelinus namaycush*.

⁶ Martin et al. 2003b; Fuirdui et al. 2007; Kwadijk et al. 2010; Loi et al. 2011; Zhou et al. 2012; Naile et al. 2013; Gebbink et al. 2016; Menger et al. 2020; Rijnders et al. 2021.

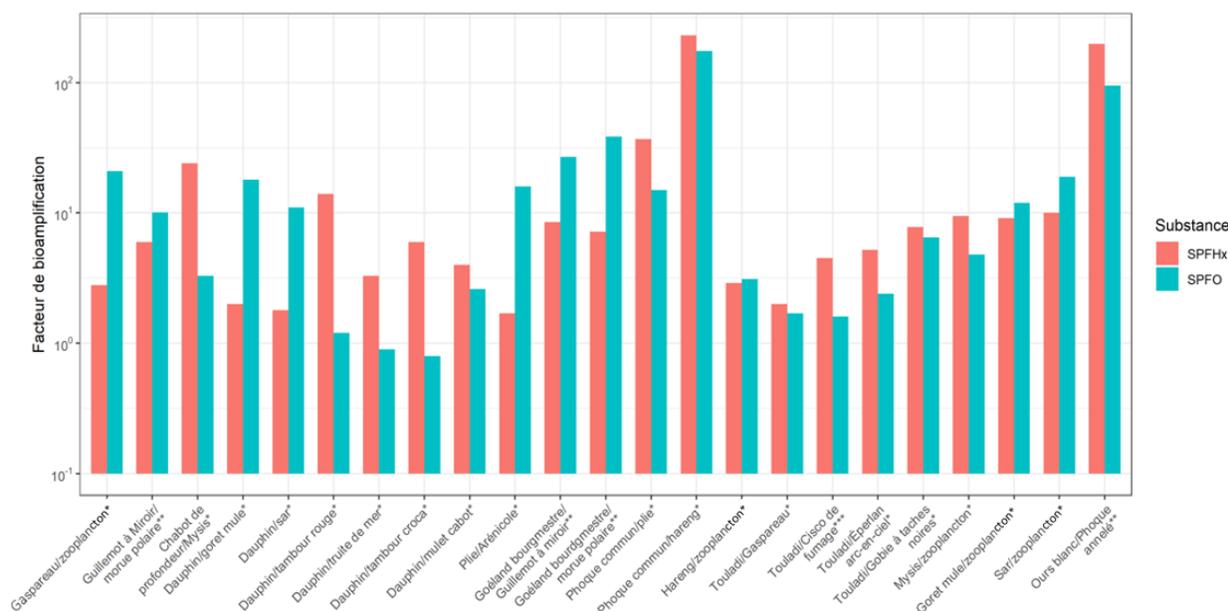


Figure 5. Comparaison des FBM (*organisme entier, **foie, *inconnu) du SPFHx et du SPFO à différents niveaux trophiques dans divers réseaux trophiques⁷**

La figure 5 montre que, dans le réseau trophique, les FBM du SPFHx et du SPFO sont supérieures à 1 (10^0) chez les organismes aérobies, comme les dauphins, les phoques communs, les ours polaires et les oiseaux, malgré des valeurs modérées du FBC et du FBA ($< 3\,500$) pour le SPFHx chez les organismes à respiration aquatique. Cette figure montre également que les FBM du SPFHx sont comparables à celles du SPFO. On constate également des différences de taux d'absorption entre les espèces. Par exemple, les phoques communs ont des taux d'absorption du SPFHx plus élevés que chez tout autre mammifère marin, les FBM atteignant 231. Boisvert et al. (2019) ont présenté une comparaison des moyennes arithmétiques des rapports des concentrations de SPFA mesurées dans le foie d'ours polaires avec celles mesurées dans le foie de phoques annelés. De même, les concentrations de SPFA dans le foie d'ours polaires ont été comparées aux concentrations mesurées dans la graisse de phoques annelés du Groenland oriental (Scoresby Sound). Le SPFHx, le SPFD, l'APFB et l'APFHx présentaient des rapports ours/phoques > 1 , ce qui indique une exposition accrue par le régime alimentaire.

Les valeurs du FAT pour le SPFHx étaient de 2,2 à 5,4 pour les réseaux trophiques du touladi dans le lac Ontario et le lac Huron, au Canada, et de 1,8 pour le réseau trophique du phoque commun dans l'Escaut occidental aux Pays-Bas (Van den Heuvel-Greve et al. 2009; Ren et al. 2021, 2022). Dans le réseau trophique d'eau douce de la rivière Yadkin-Pee Dee (Caroline du Nord et Caroline du Sud, aux États-Unis), les FAT étaient de 1,08 pour le SPFB et inférieurs à 1 pour l'APFHp (Penland et al. 2020). Le

⁷ Kannan et al. 2005; Houde et al. 2006a; Haukås et al. 2007; Butt et al. 2008; Van den Heuvel-Greve et al. 2009; Ren et al. 2021, 2022.

SPFHx avait un FAT de 2,09 dans un réseau trophique de l'Antarctique (Gao et al. 2020a). Cependant, dans un réseau trophique marin (baie de Qinzhou, mer de Chine méridionale), les valeurs du FAT étaient inférieures à 1 pour l'APFHx et le SPFB (Du et al. 2021). Dans un estuaire macrotidal tempéré (Gironde, France), les valeurs du FAT étaient inférieures à 1 pour l'APFHp, le SPFHx et le SPFHp (Munoz et al. 2017a). Simonnet-Laprade et al. (2019a,b) ont obtenu des FAT compris entre 0,65 et 8,3 pour le SPFHx dans un réseau trophique littoral d'eau douce (France). Les valeurs du FAT pour le SPFHp allaient de 0,36 à 3,7, et les valeurs du FAT pour le SPFD variaient de 0,73 à 17,9. Simonnet-Laprade et al. (2019a) semblent indiquer que la grande variabilité des valeurs mesurées du FAT pouvait être liée à des capacités métaboliques différentes d'une espèce à l'autre, à des concentrations d'exposition particulières dans certaines régions du monde, ainsi qu'à la présence de précurseurs non identifiés et à leur biotransformation accrue chez les poissons par rapport aux invertébrés. D'autres explications tenaient compte des différences, d'un site à l'autre, dans les taux de biotransformation/croissance, les rapports de concentrations dans les sédiments et l'eau, l'importance des omnivores dans le réseau trophique et les gradients de concentration spatiaux (Mackay et al. 2016).

Les études présentées dans cette section montrent que pour les APFC-CC et les APFS-CC, les FBM peuvent être comparables à ceux de l'APFO et du SPFO. Les études montrent également qu'il est difficile d'utiliser des données empiriques ou modélisées pour établir le FBC et le FBA chez les organismes à respiration aquatique (p. ex., les poissons) comme données de substitution des FBM et/ou du FAT chez les organismes aérobies (p. ex., les ours polaires) pour les SPFA. Donc, lorsqu'elles sont disponibles, les données empiriques sur les FBM dans le réseau trophique et les FAT chez les animaux sauvages aérobies peuvent être les meilleurs indicateurs du potentiel global de bioaccumulation chez ces organismes, car les données pour les organismes à respiration aquatique peuvent avoir tendance à sous-estimer le potentiel global de bioaccumulation.

Plusieurs raisons permettent d'expliquer ces écarts de bioaccumulation entre les organismes à respiration aquatique et les organismes aérobies. D'habitude, on a tendance à supposer, pour le partage à l'équilibre, que si l'absorption se produisait par le même mécanisme chez les organismes à respiration aquatique (p. ex., les poissons) que chez les organismes aérobies (p. ex., les ours polaires), on obtiendrait alors des taux d'absorption similaires (Mackay et Fraser 2000; Kelly et al. 2004). Par exemple, Kelly et al. (2004) ont indiqué que les polluants organiques classiques (c.-à-d. les substances non polaires et/ou non volatiles comme les PCB) avaient des taux d'élimination faibles dans l'eau et dans l'air, ce qui se traduisait par des taux de bioaccumulation similaires chez les organismes aérobies et les organismes à respiration aquatique. C'est pourquoi on a pu extrapoler le FBC ou le FBA de ces polluants organiques classiques chez les poissons pour en caractériser la bioaccumulation chez les mammifères et les oiseaux marins. Cependant, l'extrapolation des paramètres de bioaccumulation des substances comme les SPFA obtenus chez les poissons à des organismes aérobies est entachée d'une grande incertitude et cette méthode n'est pas recommandée. Selon Gray (2002), les organismes de niveau

trophique inférieur peuvent absorber des contaminants par la surface de leur organisme ou leurs organes respiratoires par diffusion. Pour la plupart des petits organismes (p. ex., le plancton, les polychètes, les bivalves, les crustacés), la surface respiratoire est la principale voie d'absorption. Randall et al. (1998) ont montré que chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), la plus grande partie de tétrachlorobenzène était absorbée par les branchies. Randall et al. (1998) ont également déterminé que l'absorption de substances toxiques présentes dans des aliments joue un rôle mineur chez les animaux à respiration aquatique. Selon Gray et al. (2002), les oiseaux et les mammifères marins de niveaux trophiques supérieurs n'absorbent pas les contaminants par leurs surfaces respiratoires, car les concentrations de contaminants dans l'air respiré sont faibles. Par conséquent, l'absorption des contaminants se fait seulement par les aliments.

De nombreux PFAA seront probablement moins hydrophobes, car leur solubilité augmente avec la longueur de leur chaîne. Pour les organismes à respiration aquatique, cela peut entraîner une élimination plus rapide des PFAA vers la phase aqueuse (par échange branchial) et une diminution de la bioaccumulation. Chez les poissons, l'interface lamellaire sang-eau des branchies est la principale voie de clairance (et d'absorption) des substances en suspension dans l'eau qui ne se métabolisent pas, comme les SPFA. Cependant, la bioaccumulation chez les organismes aérobies dépend davantage de la volatilité (de la forme neutre) que de la polarité (Ankley et al. 2021). Par conséquent, la nature non volatile des PFAA peut entraîner leur élimination relativement lente dans l'air, ce qui se traduit par une bioaccumulation plus élevée chez les organismes aérobies (Kelly et al. 2004). En raison de la grande solubilité des PFAA dans l'eau, leur tendance à s'échapper des branchies vers l'eau est relativement élevée, alors que la tendance des PFAA à s'échapper vers l'air, via la membrane alvéolaire du poumon, serait relativement faible en raison de la faible pression de vapeur et de la charge négative des PFAA. Ainsi, les branchies des poissons constituent un mode supplémentaire d'élimination des PFAA (on parle alors « d'échange branchial »), mécanisme que les oiseaux et les mammifères terrestres et marins ne possèdent pas. En outre, le potentiel de bioaccumulation varie d'une espèce à l'autre, ce qui pourrait être lié en partie à la taille de l'animal, les organismes aérobies de grande taille ayant un processus de dépuración plus lent (Ankley et al. 2021).

Par ailleurs, la présence simultanée de différentes SPFA chez les animaux sauvages constitue une complexité supplémentaire pour ce qui est de leur bioaccumulation. Wen et al. (2017) ont montré l'effet inhibiteur des APFC-LC sur la bioconcentration des APFC-CC et des APFS-CC. Les taux d'absorption et d'élimination des substances SPFB, APFB, APFPe, APFHx et APFHp diminuaient dans tous les tissus, et leurs FBC diminuaient entre 24 % et 89 % en présence d'APFC-LC (c.-à-d. PFNA, PFDA, PFUnA et PFDoA), du SPFO ou de l'APFO. L'effet inhibiteur peut être attribué à leur compétition avec les APFC-LC, le SPFO et l'APFO pour les molécules de transport et les sites de liaison des protéines chez le poisson-zèbre.

Invertébrés terrestres, mammifères et oiseaux (aigles)

Zhao et al. (2013a) ont exposé des lombrics (*Eisenia fetida*) à du sol artificiellement contaminé par des APFC C6 à C12 et des APFS C4, C6 et C8. Les facteurs d'accumulation biote-à-sol (FABS) augmentaient avec la longueur de la chaîne carbonée perfluorée et étaient plus élevés pour les APFS que pour les APFC de même longueur de chaîne perfluoroalkylique. Les FABS étaient de 0,087 g_{co}/g_{p.s.} (APFHx), de 0,122 g_{co}/g_{p.s.} (APFHp), de 0,048 g_{co}/g_{p.s.} (SPFB) et de 0,0473 g_{co}/g_{p.s.} (SPFHx). Les concentrations plus élevées dans le sol donnaient des FABS plus faibles. Grønnestad et al. (2019) ont déterminé que les FBM pour l'organisme entier étaient inférieures à 1 pour les APFC C4 à C7 chez le lombric (*E. fetida*) et le campagnol roussâtre (*Myodes glareolus*). Rich et al. (2014) ont exposé des lombrics (*E. fetida*) à du sol non enrichi prélevé au champ et contenant diverses concentrations de SPFA, y compris du sol témoin, du sol amendé avec des biosolides et exposé à des activités industrielles, du sol municipal amendé avec des biosolides, et du sol exposé à des mousses AFFF. Sauf dans le sol témoin, les FBA étaient supérieurs à 1, et le SPFHx dans le sol municipal présentait le FABS le plus élevé (0,23 g_{c.o.}/g_{p.h.}). Lasier et al. (2011) ont déterminé les FABS pour *Lumbriculus variegatus* dans des sédiments provenant du bassin versant de la rivière Coosa en Géorgie, aux États-Unis. Les valeurs BSAF_{p.h.} moyennes pour le SPFB et le SPFHp étaient de 0,3 et 2,6, respectivement. Les valeurs BSAF_{p.h.} moyennes pour l'APFHp et l'APFHx étaient inférieures à 0,2 et de 0,06, respectivement. Lasier et al. (2011) ont indiqué que l'APFHx présentait un faible potentiel de bioaccumulation ou de bioamplification chez les oligochètes, mais que le SPFHp et le SPFHx pouvaient être autant bioaccumulables que le SPFO, lequel a une valeur BSAF_{p.h.} moyenne de 0,49.

Huang et al. (2022) semblent indiquer que les SPFA à chaîne courte (p. ex., l'APFB, le SPFB et le SPFHx) peuvent également présenter un potentiel élevé de bioamplification dans les réseaux trophiques terrestres sur le plateau du Tibet, dans la chaîne trophique plantes-pikas-aigles. Des FAT relativement élevés de 5,96, de 2,43 et de 5,75 ont été mesurés pour le SPFB, le SPFHx et le SPFO sur le plateau du Tibet, dans la chaîne trophique plantes-pikas-aigles, alors que le FBM aigle (muscle)/pika (organisme entier) pour l'APFB, le SPFB et le SPFHx était de 1,42, de 1,34 et de 2,29, respectivement (Huang et al. 2022).

3.3.2 Aspects particuliers du mécanisme d'accumulation des SPFA

On emploie couramment la méthode du partage à l'équilibre (habituellement dans les modèles de bioaccumulation) pour comprendre la bioaccumulation des polluants organohalogénés classiques (p. ex., les PCB) qui sont neutres, hydrophobes, non volatils et lentement métabolisés. Cependant, même si les APFC-CC, les APFS-CC et les APFS-LC ne sont pas volatils, ils peuvent avoir des propriétés combinées d'ionisation, de lipophobie, d'hydrophobie et d'hydrophilie en différentes parties de la molécule. Par conséquent, il peut être très difficile de prévoir la bioaccumulation des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC dans l'environnement par rapport aux polluants organiques classiques.

Avant de présenter les paramètres calculés de bioaccumulation dans l'environnement, on normalise habituellement les concentrations chimiques des substances organiques neutres en fonction des lipides. Une méthode de normalisation pour les substances ioniques qui s'associent aux protéines/plasma pourrait être plus utile, mais elle n'est pas encore utilisée systématiquement. La normalisation des protéines totales peut également entraîner une certaine confusion, car différentes protéines peuvent avoir des affinités variables pour les APFC et les APFS, et l'expression de ces protéines peut être différente d'une espèce à l'autre et entre les sexes. D'un point de vue physiologique, c'est la concentration d'une substance au site d'action toxique dans l'organisme qui détermine si une réponse est observée, indépendamment de la concentration externe. Dans le cas des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC, les hépatocytes (cellules du foie) sont souvent considérés comme le site d'action toxique. Les paramètres de la bioaccumulation peuvent être utilisés comme indicateurs d'une toxicité directe chez les organismes qui ont accumulé des SPFA, ou d'une toxicité indirecte chez les organismes qui consomment des proies contenant des SPFA (par transfert dans la chaîne trophique). Ainsi, sur le plan toxicologique, les paramètres de bioaccumulation qui sont basés sur les concentrations dans des organes individuels, tels que le foie, peuvent être plus utiles pour prévoir le potentiel de toxicité directe des SPFA propre à un organe (c.-à-d. la toxicité hépatique). Cependant, certains paramètres (c.-à-d. le FBC et, en particulier, le FBM/FAT) qui sont basés sur les concentrations dans les organismes entiers peuvent fournir une mesure utile du potentiel global de transfert par la chaîne trophique.

Un aspect supplémentaire associé à l'établissement de la bioaccumulation des SPFA est l'exclusion des précurseurs non métabolisés, car cela peut conduire à une sous-estimation du potentiel global de bioaccumulation. Il a été montré que les précurseurs du SPFO et de l'APFO se métabolisent chez les rongeurs, ce qui entraîne la formation de SPFO ou d'APFO. Par exemple, Nabb et al. (2007) ont montré que l'alcool fluorotélomérique 8:2 (FTOH 8:2) peut être métabolisé en APFO. Letcher et al. (2014) ont montré que le FOSA (un précurseur du SPFO) peut rapidement se désalkyler chez l'ours polaire. Par conséquent, la présence et la transformation métabolique des précurseurs chez les animaux sauvages peuvent accroître la charge corporelle critique de certaines substances perfluorées chez ces animaux.

Pour ce qui est du partage à l'équilibre, on suppose habituellement que la transformation métabolique d'une substance dans un organisme permettrait son élimination rapide, réduisant ainsi sa concentration dans l'organisme (Kelly et al. 2004). Cependant, la transformation métabolique des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC ne se produira probablement pas chez les animaux sauvages. La dépuración observée se fait généralement plus lentement qu'avec tout autre surfactant étudié antérieurement chez les poissons, ce qui peut être partiellement attribuable à l'absence de métabolisation ou de biotransformation (Martin et al. 2003b). Les demi-vies de dépuración relativement lentes, combinées aux observations de concentrations élevées dans le sang, le foie et la vésicule biliaire, corroborent la théorie selon laquelle les substances perfluorées peuvent entrer dans la recirculation entérohépatique chez les poissons, processus par lequel les substances sont continuellement recyclées entre le

sang, le foie, la vésicule biliaire et les intestins, et où la résorption se fait par la veine porte (Martin et al. 2003b).

4.0 Présence dans l'environnement

Dans la présente section, nous montrons que les APFC-CC, les APFS-CC et les APFS-LC sont présents dans l'environnement canadien, même si ces substances ne sont pas connues pour être fabriquées, importées ou utilisées au Canada en tant que substances pures. Nous disposons actuellement d'une quantité modérée de données sur la présence des APFC-CC et des APFS-CC dans l'environnement au Canada, mais il y a peu de données sur les APFS-LC. Les concentrations actuelles des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC peuvent tenir compte de la contribution des précurseurs et des sels qui se sont déjà transformés en groupements d'intérêt. Comme les sels se dissocient généralement à un pH habituellement observé dans l'environnement, les sels ou les acides y seront présents sous leur forme anionique. Dans le présent rapport, nous ne tenons pas compte directement des effets de mélanges possibles entre les différents groupements d'intérêt, leurs sels et leurs précurseurs.

4.1 Sources d'exposition

L'un des mécanismes expliquant la présence des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC est le rejet de produits de consommation, commerciaux ou industriels contenant ces substances ou leurs précurseurs dans les systèmes de traitement des eaux usées (STEU) et les sites d'enfouissement, ainsi que leur rejet indirect par l'épandage de biosolides produits par le traitement des eaux usées. Un autre mécanisme est le transport à grande distance des précurseurs qui se déposent partout au Canada, y compris dans des régions éloignées comme l'Arctique canadien. Un troisième mécanisme est la transformation ou la biotransformation potentielle (c.-à-d. la métabolisation) des précurseurs dans le biote (Nabb et al. 2007; Butt et al. 2010a, 2010b; Kim et al. 2012, 2014). L'annexe D présente des données empiriques d'identification de substances qui sont des précurseurs des APFC-CC et des APFS-CC. Aucune donnée équivalente n'a été trouvée dans la littérature publique pour ce qui est des APFS-LC. Si les modes d'emploi ne changent pas ou s'il n'y a aucune mesure réglementaire appliquée, on s'attend à ce que les concentrations des APFC-CC et des APFS-CC dans l'environnement augmentent avec le temps en raison de leur résistance à la dégradation dans des conditions environnementales normales.

4.1.1 Rejets des substances perfluorées par les produits

Le rejet et la dégradation des produits de consommation, industriels ou commerciaux qui contiennent des APFC-CC, des APFS-CC et/ou des APFS-LC ou leurs précurseurs entraînent également la libération de ces substances dans des régions habitées du Canada. Par exemple, on a relevé la présence d'alcools fluorotélomériques résiduels non liés (c.-à-d. FTOH 4:2, FTOH 6:2, FTOH 8:2 et FTOH 10:2) dans plusieurs produits de consommation sur le marché, notamment des produits antitaches, des peintures,

des cires et d'autres revêtements (Dinglasan-Panlilio et Mabury 2006). Les APFC peuvent être formés par l'oxydation atmosphérique des alcools fluorotéломériques.

L'utilisation de mousses à formation de pellicule aqueuse (mousses AFFF) peut également être une source de SPFA-CC dans l'environnement canadien. Les produits contenant de la mousse AFFF peuvent être employés dans les aéroports (p. ex., Moody et al. 2002), lors d'incidents ferroviaires (p. ex., Munoz et al. 2017b) et sur les bases militaires (p. ex., Lescord et al. 2015). Entre 2000 et 2015, divers pays, dont les États-Unis, le Canada, le Royaume-Uni, l'Australie, la Norvège, les Pays-Bas, l'Allemagne et la Suède ont adopté des règlements et des normes visant à éliminer progressivement et à limiter l'utilisation du SPFO, de l'APFO et de leurs précurseurs dans les mousses AFFF. Bien que les fabricants aient depuis modifié leurs formulations pour éliminer le SPFO, les SPFA-CC sont toujours présentes dans les mousses AFFF. Les fabricants ont commencé à éliminer progressivement les premiers produits de remplacement des mousses AFFF à base de SPFO qui contenaient des fluorotéломères à plus longue chaîne (C8), pour les remplacer par des substances perfluoroalkyliques à chaîne plus courte (c.-à-d. C6, C4 et C3) (National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine 2017). Les substances de ce type les plus couramment utilisées sont des fluorotéломères AFFF contenant des molécules à C6 (National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine 2017; Hatton et al. 2018).

Les farts à ski contenant des substances fluorées sont un troisième exemple de source de SPFA. Ils contiennent habituellement des *n*-alcanes semi-fluorés et des APFC (Chropeňová et al. 2016; Plassmann et Berger 2013). Selon Nordic Ecolabelling (2018), on utilise de plus en plus des SPFA-CC, notamment les APFC C6, pour produire des farts à ski à base de fluor. Par exemple, Plassmann et Berger (2013) ont détecté des APFC C6 à C22 dans des farts à ski fluorés. En outre, on présume que les farts à ski ont été une source de SPFA près de stations de ski en Slovaquie et en Norvège, où certains APFC-CC et APFS-CC et du SPFD ont été détectés dans des aiguilles de pin (Chropeňová et al. 2016). Dans des échantillons d'eau de fonte des neiges prélevés sur des pistes de ski en Norvège, on a décelé la présence d'APFC C6 et C7 (Langford et al. 2010 cité dans Plassmann et Berger 2013). Enfin, des échantillons de neige prélevés à une station de ski en Suède après une compétition de ski ont également indiqué la présence d'APFC C6 à C22. On n'a trouvé aucune étude équivalente au Canada.

4.1.2 Transport à grande distance

Il est peu probable que les APFC-CC, les APFS-CC et les APFS-LC soient transportés à grande distance dans l'atmosphère, étant donné leur faible volatilité. Cependant, on estime que le transport à grande distance de précurseurs volatils est un mécanisme qui explique la présence d'acides fluorés dans l'Arctique canadien. Dans les régions éloignées, dont dans l'Arctique canadien, on présume que les précurseurs sont lentement oxydés par divers radicaux dans l'atmosphère pour donner des acides fluorés qui peuvent être déposés par les précipitations (Waterland et Dobbs 2007). La première classe de molécules proposées comme précurseurs des APFC a été les alcools fluorotéломériques (FTOH; $C_nF_{2n+1}CH_2CH_2OH$), qui ont ensuite été détectés en

faibles concentrations dans la troposphère de l'hémisphère nord (Waterland et Dobbs 2007). Les oléfines fluorotélomériques (FTO) et les *N*-alkyl perfluoroalkylsulfonamidoéthanol (PFSE) sont d'autres précurseurs possibles.

En raison de la durée de vie atmosphérique estimée des FTOH (12 à 20 jours) et des FTO (8 jours), ces substances peuvent être transportées vers des régions éloignées (Waterland et Dobbs 2007). Des études en photoréacteurs ont révélé que les PFSE peuvent contribuer à la charge environnementale observée d'APFS et d'APFC (Waterland et Dobbs 2007). Le *N*-méthyl perfluorobutane sulfonamidoéthanol (NMeFBSE) peut se transformer dans l'atmosphère en SPFB par oxydation au moyen de radicaux hydroxyles (D'eon et al. 2006) (voir l'annexe D). En outre, dans la calotte glaciaire du Devon (Nunavut, Canada), Pickard et al. (2018) ont prélevé et échantillonné une carotte de glace de 15 m représentant 38 années de dépôts (1977 à 2015). Ils ont modélisé les densités de transport des masses d'air et ont comparé les tendances temporelles des dépôts avec les variations dans la production des sources possibles, et ils ont constaté que l'Asie continentale était le plus grand émetteur des SPFA qui touchent la calotte glaciaire du Devon et que les dépôts de SPFA étaient surtout dus à la formation de ces SPFA à partir de précurseurs volatils dans l'atmosphère (Pickard et al. 2018). Des APFC C2 à C13 ont été détectés dans la calotte glaciaire du Devon à des concentrations allant de 0,00321 à 0,751 ng/L. Des APFS C4 à C8 ont été détectés à des concentrations allant de 0,00018 à 0,391 ng/L. Pickard et al. (2020) ont également trouvé de l'APFB dans les carottes du champ de glace du Mont Oxford à des concentrations allant de < 0,04 à 1,34 ng/L et de 0,003 à 1,90 ng/L. et n'ont pas détecté de SPFHx ni de SPFD dans la calotte glaciaire du Devon. Cependant, MacInnis et al. (2017) ont détecté du SPFD, et aucune présence du SPFHx, dans un puits de neige sur la calotte glaciaire du Devon représentant les dépôts des années 1993 à 2007.

Le transport océanique à grande distance des acides et de leurs précurseurs a également été proposé comme voie possible pour expliquer la présence d'acides fluorés dans l'Arctique canadien, car les acides perfluoroalkyliques, leurs sels et leurs bases conjuguées sont solubles dans l'eau et n'ont pas de pression de vapeur appréciable. Une des hypothèses concernant l'origine des acides perfluoroalkyliques, de leurs sels et de leurs bases conjuguées dans l'atmosphère (et de leurs dépôts ultérieurs sur le sol) est le transfert depuis la surface de l'océan par les embruns, car les propriétés tensioactives des acides perfluoroalkyliques entraînent leur enrichissement à la « surface des bulles qui éclatent » (Reth et al. 2011). Plus précisément, le transfert de l'eau à l'air des APFC C6 à C14 et des APFS C6, C8 et C10 dans un simulateur d'embruns marins à l'échelle du laboratoire a été étudié par Reth et al. (2011). Cette étude a révélé que la séquestration des acides perfluoroalkyliques, de leurs sels et des bases conjuguées de la masse d'eau par la surface air-eau augmentait de manière exponentielle avec la longueur de la chaîne perfluoroalkylique. Il est donc probable que le transport océanique des émissions d'acides primaires joue un rôle dans leur transport vers l'Arctique canadien. Lors d'essais sur le terrain effectués sur deux sites côtiers norvégiens, on a mesuré des APFC C6 et C7 et des APFS dans des échantillons d'air et on a établi une corrélation positive avec des concentrations d'ions Na⁺. Cela semble

indiquer également que les aérosols d'embruns marins sont une source de PFAA atmosphériques dans les zones côtières (Sha et al. 2022).

4.2 Concentrations dans les milieux abiotiques au Canada

4.2.1 Eaux de surface

Des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC ont été détectés dans l'eau douce de surface, l'eau de pluie et la neige partout au Canada, y compris en Arctique. Dans l'ensemble, les concentrations moyennes étaient plus élevées dans l'eau de surface (concentrations inférieures au seuil de détection [$< SD$] à 277 ng/L) que dans la neige (0,006 à 8,9 ng/L; Meyer et al. 2011; Bhavsar et al. 2016; MacInnis et al. 2019a). Les concentrations moyennes dans l'eau de pluie n'ont pas été indiquées. Le SPFHx présentait la plus forte concentration maximale mesurée dans l'eau douce de surface, soit 49 600 ng/L, concentration observée dans le ruisseau Etobicoke en Ontario à la suite d'un déversement de mousse AFFF à l'aéroport Lester B. Pearson (Moody et al. 2001). L'APFB présentait les concentrations maximales les plus élevées dans l'eau de pluie et la neige, soit 14 ng/L et 52 ng/L, respectivement (Gewurtz et al. 2019; MacInnis et al. 2019a).

D'Agostino et Mabury (2017) ont mesuré les concentrations d'eau douce de surface au Nunavut, l'APFPe présentant la concentration moyenne mesurée la plus élevée à 76 ng/L. Les concentrations maximales d'APFC-CC mesurées dans l'eau de pluie en Nouvelle-Écosse, en Ontario, en Colombie-Britannique et au Québec variaient de 0,9 à 14 ng/L (Scott et al. 2006a,b; Gewurtz et al. 2019). Au-delà du cercle polaire canadien, le manteau neigeux du lac Hazen présentait des concentrations mesurables des substances APFB, APFPe, APFHx, APFHp et SPFB en 2013 et en 2014, la concentration mesurée ayant été la plus élevée pour l'APFB, à 52 ng/L (MacInnis et al. 2019a). Le manteau neigeux contenait également du SPFB en concentrations atteignant 0,4 ng/L et du SPFHx jusqu'à 0,44 ng/L (MacInnis et al. 2019a). Les mesures de SPFA au lac Hazen semblent indiquer également que la fonte des neiges a contribué aux concentrations d'APFC dans l'eau de surface.

Les concentrations d'APFS-CC, d'APFC-CC et d'APFS-LC mesurées au Canada entre 2000 et 2020 sont représentées à l'aide de diagrammes de quartiles de Tukey à la figure 6. Ces diagrammes s'interprètent comme suit : les charnières (bords) inférieures et supérieures de la barre représentent les premier et troisième quartiles (Q1 et Q3), qui sont les 25^e et 75^e centiles, respectivement, tandis que la ligne horizontale noire à l'intérieur de la barre représente le deuxième quartile, aussi appelé 50^e centile (médiane). La distance entre le 25^e et le 75^e centiles est appelée l'écart interquartile (EI). La moustache inférieure représente les données les plus faibles qui se situent dans le seuil $Q1 - 1,5 \times EI$, et la moustache supérieure représente les données les plus élevées qui se situent dans le seuil $Q3 + 1,5 \times EI$. Les données dépassant ces seuils sont représentées sous forme de points séparés (p. ex., des cercles, des triangles et des carrés). Cependant, si les valeurs minimales et maximales se situent à l'intérieur de

ces seuils, elles sont représentées par les moustaches inférieure et supérieure, et aucune valeur aberrante n'est présente.

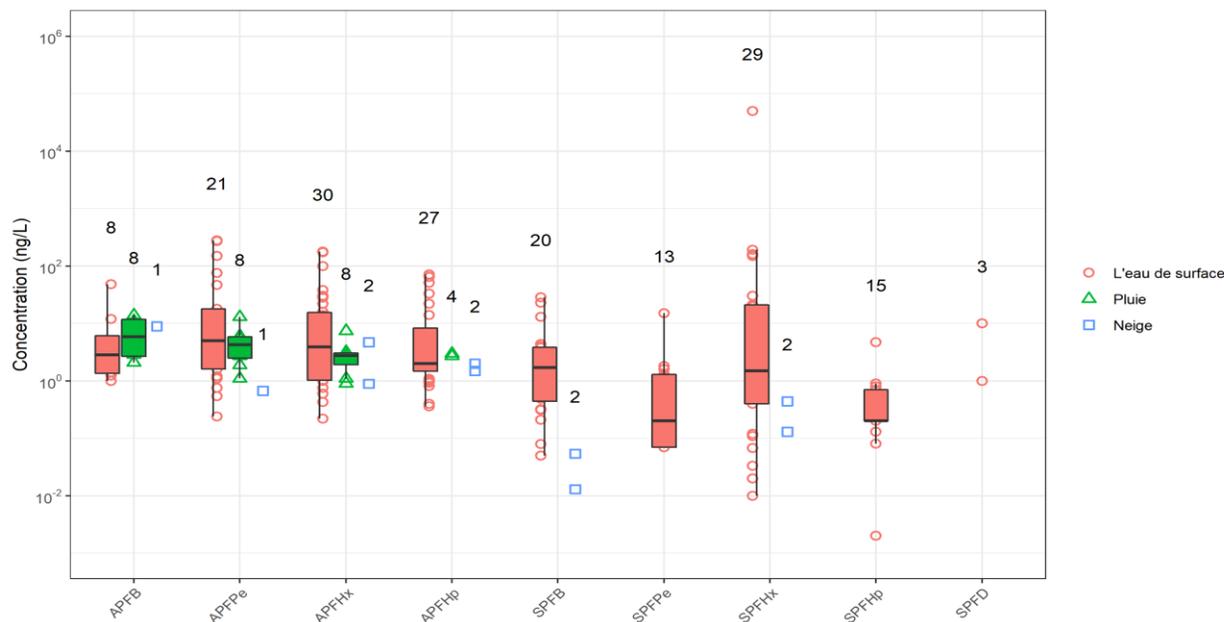


Figure 6. Concentrations d'APFS-CC, d'APFC-CC et d'APFS-LC dans l'eau de surface, la pluie et la neige de 2000 à 2020 (ng/L)⁸. Les chiffres au-dessus de chaque barre représentent le nombre de points de données compris.

4.2.2 Sédiments

Les concentrations mesurées des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC dans les sédiments de surface et prélevés dans des carottes proviennent de la littérature scientifique et sont représentées graphiquement en fonction de la longueur de chaîne et du groupe fonctionnel (

Figure 7). Pour le SPFN et le SPFDoD, on dispose seulement de données provenant d'échantillons de carottes de sédiments, et ces substances ont été détectées dans le lac Ontario à une concentration moyenne de 0,02 et de 0,0019 ng/g, respectivement (communication personnelle, courriel de la Division de la recherche sur les contaminants aquatiques, Environnement et Changement climatique Canada, à la Division de l'évaluation écologique, Environnement et Changement climatique Canada, 24 mars 2020; sans référence). Le SPFHx présentait la concentration la plus élevée (96,5 ng/g p.s.) dans les sédiments de surface du lac Niapenco, en Ontario (Bhavsar et al. 2016), et l'APFB la concentration la plus élevée (19,8 ng/g p.s.) dans les sédiments du lac Ontario (Codling et al. 2018).

⁸ Moody et al. 2001; Scott et al. 2006a,b, 2009; Furdui et al. 2008a; Awad et al. 2011; Meyer et al. 2011; De Solla et al. 2012; Houde et al. 2014; Lescord et al. 2015; Bhavsar et al. 2016; D'Agostino et Mabury 2017; Gewurtz et al. 2019; MacInnis et al. 2019a; Picard et al. 2021; Kaboré et al. 2022; MacInnis et al. 2022.

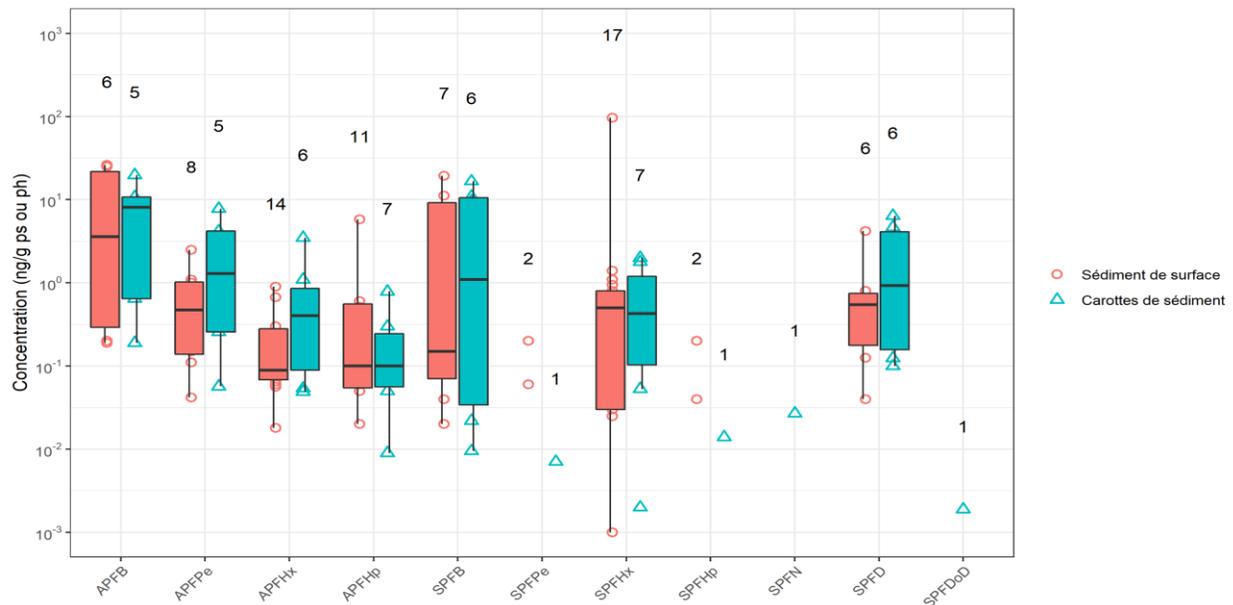


Figure 7. Concentrations d'APFS-CC, d'APFC-CC et d'APFS-LC dans les sédiments de surface et des carottes de sédiments (ng/g p.s. ou p.h.)⁹. Les chiffres au-dessus de chaque barre représentent le nombre de points de données compris.

4.2.3 Sols

Les concentrations des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC mesurées dans le sol provenaient des études de Cabrerizo et al. (2018) et de Liu et al. (2022). Les concentrations dans le sol sont représentées graphiquement en fonction de la longueur de la chaîne et du groupe fonctionnel (

Figure 8). Les échantillons de sol ont été prélevés sur l'île Cornwallis et l'île Melville, toutes deux au Nunavut, ainsi que dans des zones de formation à la lutte contre les incendies à des aéroports du centre et de l'est du Canada. Le SPFHx présentait la concentration mesurée la plus élevée, soit 203,1 ng/g p.s., suivi de l'APFHx à 43 ng/g et du SPFN à 28,9 ng/g (Liu et al. 2022). Cabrerizo et al. (2018) ont mentionné que l'APFB présentait une corrélation avec quelques autres APFC, ce qui semble indiquer que la présence d'APFB dans le sol en Arctique peut être due à des mécanismes autres que le transport atmosphérique et à la transformation de précurseurs des APFC. Cabrerizo et al. (2018) ont indiqué qu'une source très probable d'APFB était les substances chimiques remplaçant les chlorofluorocarbures (notamment les hydrofluoroéthers et les hydrofluorocarbures qui contiennent un groupement C₄F₉), qui sont connus pour produire de l'APFB.

⁹ Kelly et al. 2009; Awad et al. 2011; Yeung et al. 2013; Lescord et al. 2015; Bhavsar et al. 2016; D'Agostino et Mabury 2017; Munoz et al. 2017b; Codling et al. 2018; MacInnis et al. 2019b.

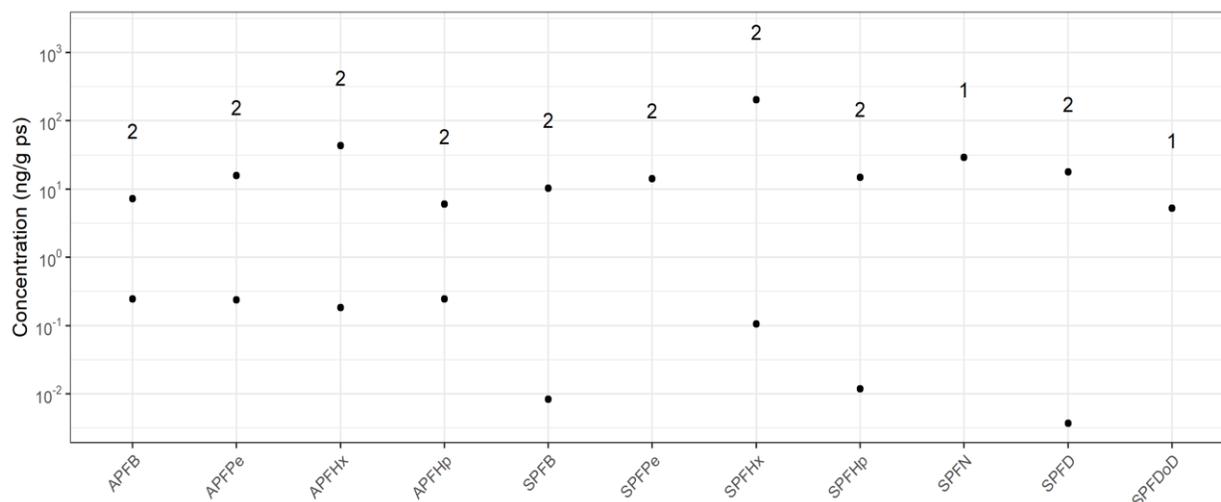


Figure 8. Concentrations d'APFS-CC, d'APFC-CC et d'APFS-LC dans le sol (ng/g p.s.)¹⁰. Les chiffres au-dessus de chaque barre représentent le nombre de points de données inclus.

4.2.4 Systèmes de traitement des eaux usées et sites d'enfouissement

Les APFC-CC et les APFS-CC ont été détectés dans le lixiviat de sites d'enfouissement, des effluents urbains et des effluents de l'Arctique (c.-à-d. dans des lagunes) au Canada. Aucune mesure des APFS-LC n'a encore été rapportée. Les concentrations maximales d'APFC-CC (C4 à C7) et d'APFS-CC (C4 et C6) dans le lixiviat de sites d'enfouissement en Ontario variaient de 0,21 à 1,3 µg/L, le SPFHx présentant la concentration maximale la plus élevée, suivi du SPFB (Propp et al. 2021). Les concentrations des APFC-CC et des APFS-CC détectés dans les effluents de lagunes en Arctique étaient plus élevées que dans les effluents urbains provenant de systèmes de traitement des eaux usées (STEU) en climat tempéré. Les concentrations moyennes d'APFC-CC (C4 à C7) dans les effluents provenant d'une STEU à Toronto (Ontario) variaient de 2,2 à 5,3 ng/L (Scott et al. 2006a), et le SPFHx présentait la concentration maximale la plus élevée à 7,5 ng/L. Cependant, on a également mesuré des APFC-CC (C4 à C7) et des APFS-CC (C4 et C6) dans les influents de lagunes en Arctique (concentrations < SD à 20 ng/L) et leurs effluents également (concentrations < SD à 18 ng/L), l'APFHx présentant la concentration maximale la plus élevée (Gewurtz et al. 2020). Gewurtz et al. (2020) ont formulé l'hypothèse que la faible consommation d'eau potable, les conditions météorologiques sèches et hostiles, la mauvaise ventilation, l'exiguïté des logements et l'utilisation prolongée d'articles ménagers ont contribué aux concentrations élevées de PFAA à l'intérieur, ce qui aurait pu contribuer aux concentrations élevées mesurées dans les influents et les effluents de lagunes en Arctique par rapport aux STEU en climat tempéré.

¹⁰ Cabrerizo et al. 2018 et Liu et al. 2022.

Guerra et al. (2014) ont échantillonné les influents et les effluents de 13 STEU au Canada. Les concentrations moyennes d'APFS-CC et d'APFC-CC (C4 à C7) dans les influents et les effluents étaient comprises entre < 1,0 et 453 ng/L et < 1,0 et 419 ng/L, respectivement. Le SPFHx présentait les concentrations moyennes mesurées maximales, et ce, dans une STEU traitant 80 % des eaux usées d'un aéroport industriel, ainsi que d'une petite population de 3 000 habitants. Les concentrations d'APFHx et d'APFPe suivaient celles de SPFHx (Guerra et al. 2014).

4.2.5 Tendances temporelles

Outre la mesure des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC dans l'environnement canadien, les chercheurs ont également dégagé certaines tendances temporelles. Entre 2006 et 2018, Gewurtz et al. (2019) ont surveillé les SPFA dans les précipitations dans la région des Grands Lacs. Ils ont déterminé que les concentrations de l'APFO, du PFNA, du PFDA et du SPFO avaient grandement diminué au cours de la période de surveillance, probablement en raison de l'élimination progressive et des mesures réglementaires visant le SPFO, l'APFO et d'autres APFC-LC et leurs précurseurs. À l'inverse, les concentrations d'APFB et d'APFHx ont semblé augmenter au cours des dernières années de la période d'étude (Gewurtz et al. 2019). Des tendances similaires ont également été observées dans les études sur le béluga (*Delphinapterus leucas*) du fleuve Saint-Laurent. Barrett et al. (2021) ont mesuré les concentrations de SPFA dans le foie de bélugas et ont trouvé que les concentrations de SPFO étaient plus faibles dans les échantillons prélevés entre 2010 et 2017 par rapport aux échantillons prélevés entre 2000 et 2009. Des APFC-CC (C4 à C7) ont été détectés à des concentrations plus élevées entre 2013 et 2017, alors qu'ils étaient rarement détectés dans les échantillons antérieurs (Barrett et al. 2021).

Muir et Miaz (2021) ont constaté, dans un examen de la littérature scientifique, une diminution appréciable des concentrations médianes annuelles des APFC totaux (C7 à C12), de l'APFO, des APFS totaux et du SPFO dans les Grands Lacs entre 2004 et 2017, avec une diminution importante des concentrations des APFS totaux observée vers 2010 et 2011. À l'inverse, on a observé une augmentation spectaculaire des concentrations totales d'APFC-CC (C4 à C6) entre les périodes de 2000-2009 et de 2015-2019. Par rapport à ces deux périodes, les concentrations médianes d'APFHx, d'APFHp et d'APFO ont diminué par des facteurs de 3,0, 16 et 1,4, respectivement, et on a également observé une importante variation pour ce qui est de l'APFB (augmentation par un facteur de 870) en raison de ses concentrations inférieures aux seuils de détection entre 2000 et 2009. Les concentrations médianes de SPFO étaient également supérieures entre 2015 et 2019 (par un facteur de 2,6), tandis que les concentrations de SPFB et de SPFHx étaient plus faibles (par des facteurs de 1,7 et de 7,8). Des concentrations plus élevées de SPFO, d'APFPe, d'APFHx, d'APFHp et d'APFO ont été observées dans les sites urbains et non urbains combinés qui ont été touchés par rapport aux sites avec lacs ouverts, bien que la différence ait été inférieure à un facteur de 2 (Muir et Miaz 2021).

4.3 Concentrations dans le biote canadien

4.3.1 Régions urbaines et zones industrielles

Dans les régions urbaines (bassins du Saint-Laurent et des Grands Lacs) et les zones industrielles (p. ex., les sites d'enfouissement et les sites industriels), les concentrations mesurées des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC dans le biote proviennent de la littérature scientifique et sont représentées graphiquement en fonction de la longueur de la chaîne et du groupe fonctionnel dans les Figure 9 et Figure 10.

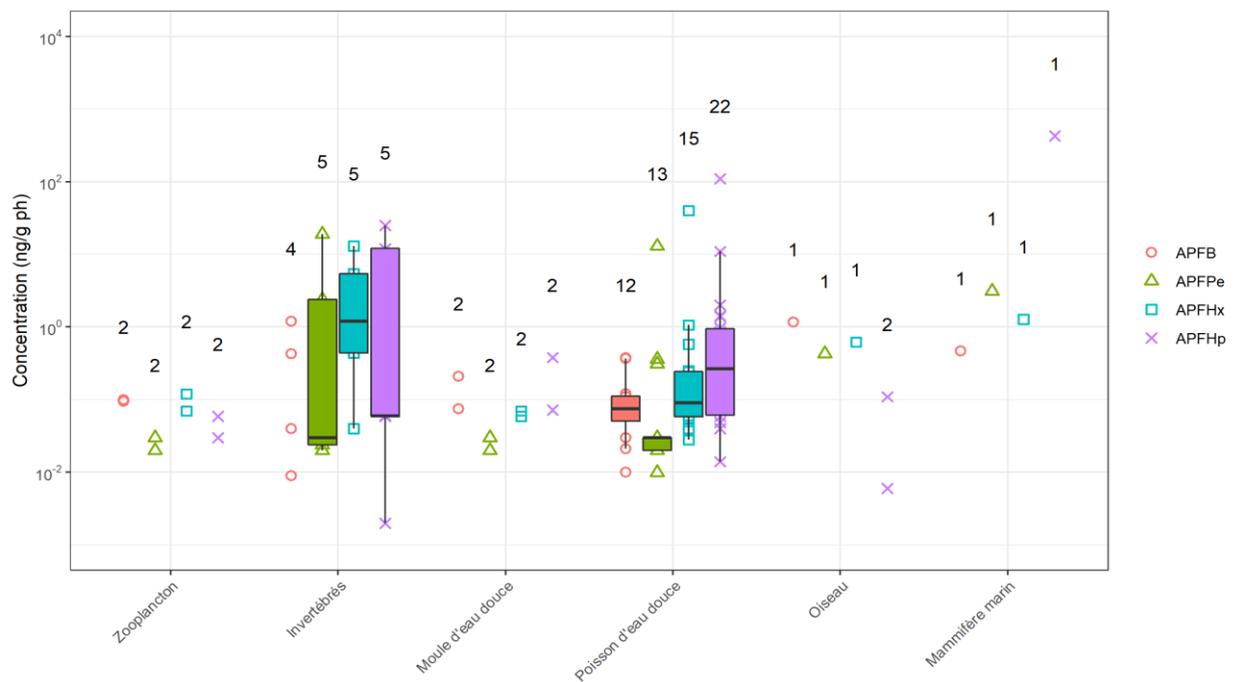


Figure 9. Concentrations d'APFC-CC dans le biote des régions urbaines (ng/g p.h.)¹¹. Ces concentrations ont été mesurées dans le zooplancton, les invertébrés, les moules d'eau douce, les poissons d'eau douce, les oiseaux et les mammifères marins. Les chiffres au-dessus de chaque barre représentent le nombre de points de données compris.

¹¹ Moody et al. 2002; Furdui et al. 2007; Oakes et al. 2010; Awad et al. 2011; De Solla et al. 2012; Letcher et al. 2015; Munoz et al. 2017b; Wu et al. 2020; Barrett et al. 2021; Ren et al. 2021, 2022; Kaboré et al. 2022.

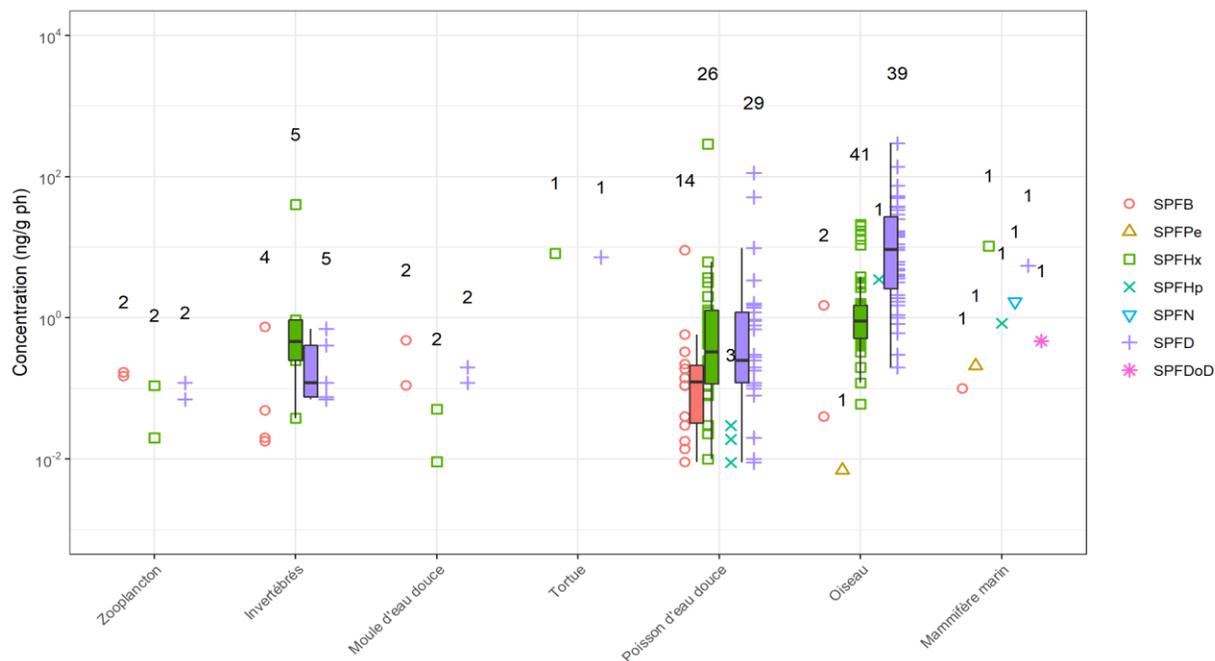


Figure 10. Concentrations d'APFS-CC et d'APFS-LC dans le biote des zones urbaines (ng/g p.h.)¹². Ces données ont été mesurées chez le zooplancton, les invertébrés, les moules d'eau douce, les tortues, les poissons d'eau douce, les oiseaux et les mammifères marins. Les chiffres au-dessus de chaque barre représentent le nombre de points de données compris.

Les APFC et les APFS ont été mesurés dans les œufs de divers oiseaux : Étourneau sansonnet, Guillemot à miroir, Guillemot de Brünnich, Fulmar boréal, Mouette tridactyle, Goéland et Pygargue à tête blanche (Gebbink et al. 2011; Braune et Letcher 2013; Letcher et al. 2015; Gewurtz et al. 2016, 2018; Wu et al. 2020). Le SPFD présentait les concentrations maximales les plus élevées dans des œufs d'Étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*), soit 295 ng/g p.h., à proximité d'un site d'enfouissement à Calgary, en Alberta (Gewurtz et al. 2018). Des concentrations moyennes allant jusqu'à 50 ng/g p.h. ont été rapportées dans les œufs d'oiseau, la concentration de SPFD ayant été la plus élevée dans des œufs de Goéland prélevés dans des colonies installées dans le port d'Hamilton, au lac Ontario (Gewurtz et al. 2016). Des œufs de Pygargue à tête blanche prélevés dans la région des Grands Lacs présentaient des concentrations d'APFC et d'APFS (C4 à C7) variant jusqu'à 11 ng/g p.h., la concentration la plus élevée ayant été mesurée pour le SPFHx, suivi du SPFHp à 3,5 ng/g p.h. (Wu et al. 2020). La présence du SPFPe n'a été signalée que dans un seul cas, soit dans des œufs de Pygargue à tête blanche dans la région des Grands Lacs (Wu et al. 2020).

Des échantillons ont été prélevés chez des amphipodes d'eau douce (*Gammarus* ou *Hyallela* sp.) et des tortues serpentes (*Chelydra serpentina*) de la rivière Welland et du

¹² Moody et al. 2002; Furdui et al. 2007, 2008b; Oakes et al. 2010; Awad et al. 2011; Gebbink et al. 2011; De Solla et al. 2012; Houde et al. 2014; Letcher et al. 2015; Miller et al. 2015; Gewurtz et al. 2016; Munoz et al. 2017b; Gewurtz et al. 2018, Wu et al. 2020; Barrett et al. 2021; Point et al. 2021; Ren et al. 2021, 2022; Kaboré et al. 2022.

lac Niapenco, qui se trouvent juste en aval de l'aéroport international John C. Munro à Hamilton, en Ontario (De Solla et al. 2012). Les concentrations moyennes arithmétiques de SPFHp chez les amphipodes (corps entier) étaient les plus élevées, 40,2 ng/g p.h., suivi de celles de l'APFHp, 25,1 ng/g p.h., puis de l'APFPe, 19 ng/g p.h. Le plasma de la tortue serpentine contenait du SPFHx en concentrations moyennes arithmétiques allant de < 0,1 à 8,2 ng/g p.h., ainsi que du SPFD à des concentrations moyennes arithmétiques comprises entre 0,2 et 7,2 ng/g p.h. (De Solla et al. 2012).

Les APFC et les APFS ont été mesurés dans des poissons d'eau douce, dont la perchaude (*Perca flavescens*), dans le fleuve Saint-Laurent, au Québec, et le lac Huron. Les concentrations moyennes de SPFD dans l'organisme entier des poissons étaient de 0,65 ng/g p.h. prélevés en amont d'une STEU sur le fleuve Saint-Laurent, et entre 0,25 et 0,78 ng/g p.h. en aval de la STEU. Dans le lac Huron, les APFC (C4 à C7) et les APFS (C4, C6 et C10) ont été détectés en deçà du seuil de détection (< 0,059 à < 0,12) et jusqu'à 0,33, la concentration moyenne de SPFB se révélant la plus élevée, suivie de celle du SPFHx à 0,19 ng/g p.h. (Ren et al. 2022). Des APFC (C4 à C7) et des APFS (C4, C6 et C10) ont été mesurés chez le touladi (*Salvelinus namaycush*) dans les Grands Lacs. Les concentrations moyennes dans l'organisme entier allaient de valeurs inférieures au seuil de détection (< 0,059 ng/g p.h.) à 9,8 ng/g p.h., la concentration moyenne de SPFD étant la plus élevée dans le lac Érié (Furdui et al. 2007; Ren et al. 2021, 2022).

4.3.2 Arctique canadien

Les concentrations mesurées disponibles des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC dans le biote proviennent de la littérature scientifique et sont représentées graphiquement en fonction de la longueur de la chaîne et du groupe fonctionnel dans la Figure 11 et la Figure 12. Le SPFD était le seul APFS-LC mesuré dans le biote.

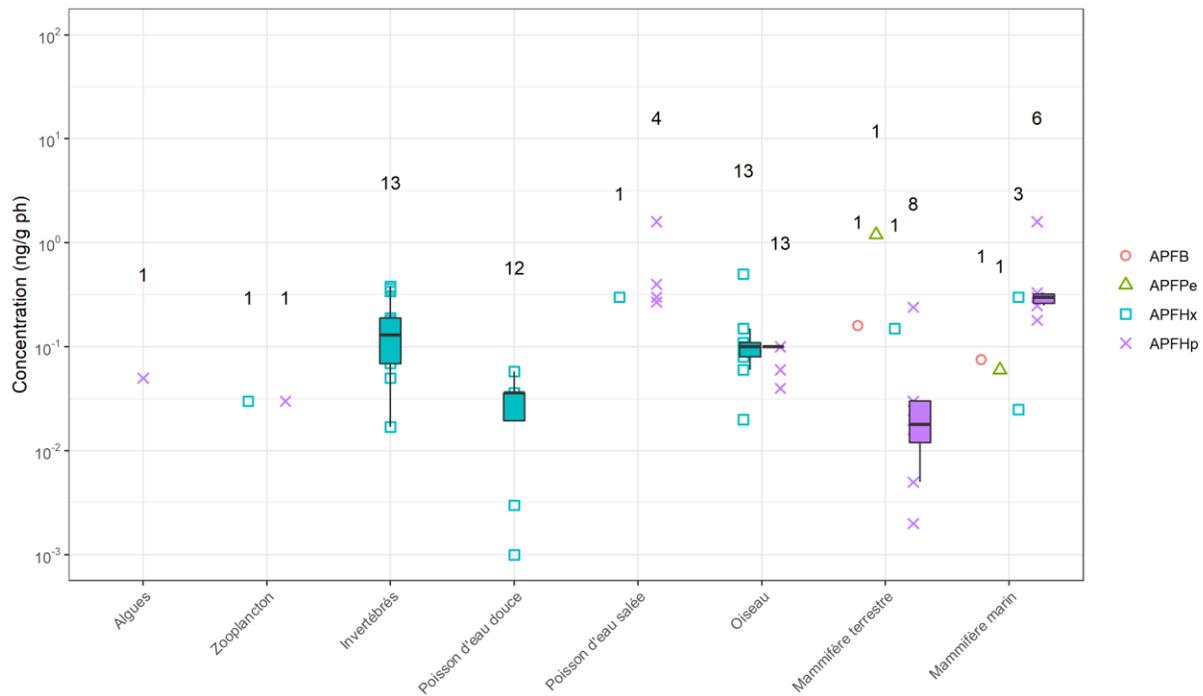


Figure 11. Concentrations d'APFC-CC dans le biote arctique (ng/g p.h.)¹³. Le biote arctique comprend des algues, du zooplancton, des invertébrés, des poissons d'eau douce, des poissons d'eau salée, des oiseaux, des mammifères terrestres et des mammifères marins. Les chiffres au-dessus de chaque barre représentent le nombre de points de données inclus.

¹³ Butt et al. 2007a,b, 2008; Powley et al. 2008; Kelly et al. 2009; Braune et Letcher 2013, Braune et al. 2014; Lescord et al. 2015; Larter et al. 2017; Letcher et al. 2018; Roos et al. 2021.

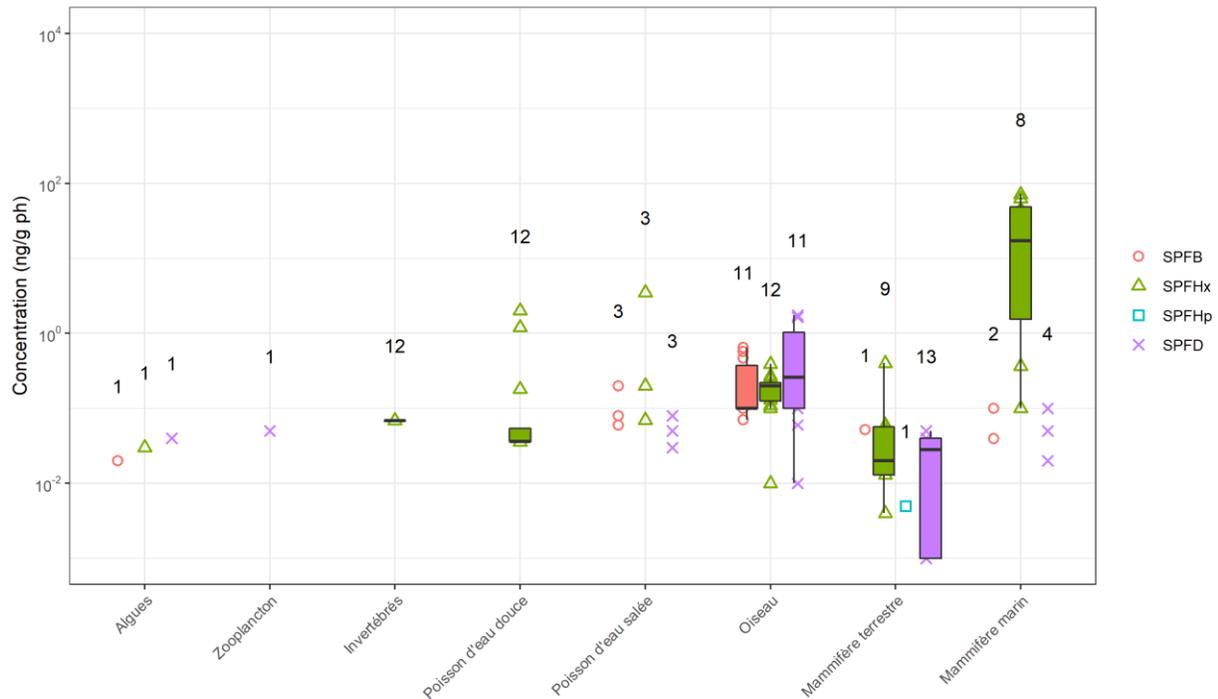


Figure 12. Concentrations d'APFS-CC et d'APFS-LC dans le biote arctique (ng/g p.h.)¹⁴. Le biote arctique comprend des algues, du zooplancton, des invertébrés, des poissons d'eau douce, des poissons d'eau salée, des oiseaux, des mammifères terrestres et des mammifères marins. Les chiffres au-dessus de chaque barre représentent le nombre de points de données inclus.

Braune et Letcher (2013) ont mesuré les APFS, les APFC et les composés précurseurs dans les œufs d'oiseaux marins dans l'Arctique canadien. Parmi les oiseaux échantillonnés (*Fulmar boréal* [*Fulmarus glacialis*], Guillemot de Brünnich [*Uria lomvia*], Mouette tridactyle [*Rissa tridactyla*], Guillemot à miroir [*Cephus grylle*] et Goéland bourgmestre [*Larus hyperboreus*]), c'est le Goéland bourgmestre de l'île Prince-Léopold, au Nunavut, qui présentait la concentration moyenne la plus élevée dans les œufs, le SPFD s'établissant à 1,75 ng/g p.h. Les concentrations moyennes de l'APFHx et de l'APFHp mesurées dans les œufs étaient généralement inférieures au seuil de détection (< 0,1 ng/g p.h. à < 0,2 ng/g p.h.) (Braune et Letcher 2013). Braune et al. (2014) ont déterminé que les concentrations hépatiques moyennes mesurées de SPFB et de SPFHx chez les Guillemots de Brünnich et les Fulmars boréaux variaient d'une valeur inférieure au seuil de détection à 0,65 ng/g p.h. (SD : 0,1 ng/g p.h.), la concentration moyenne la plus élevée ayant été mesurée pour le SPFB chez le Guillemot de Brünnich. Les concentrations hépatiques des APFC-CC variaient de < 0,1 ng/g p.h. à 0,15 ng/g p.h., la concentration maximale ayant été mesurée pour l'APFHx à 0,15 ng/g p.h.

¹⁴ Smithwick et al. 2005b; Butt et al. 2007a,b, 2008; Powley et al. 2008; Kelly et al. 2009; Reiner et al. 2011; Braune et Letcher 2013, Braune et al. 2014; Lescord et al. 2015; Gamberg et al. 2017; Larter et al. 2017; Letcher et al. 2018; Roos et al. 2021.

Les concentrations d'APFS-CC mesurées dans le muscle et l'organisme entier des poissons d'eau douce de l'Arctique (omble chevalier [*Salvelinus alpinus*]) et les poissons d'eau salée (morue polaire [*Boreogadus saida*], capelan [*Mallotus villosus*] et *Salmo* sp.) étaient généralement inférieures aux seuils de détection (< 0,03 dans l'organisme entier à < 0,2 ng/g p.h. de muscle; Powley et al. 2008; Kelly et al. 2009; Lescord et al. 2015). Kelly et al. (2009) ont mesuré des concentrations atteignant 3,5 ng/g p.h. et 1,6 ng/g p.h. d'APFHx et d'APFHp, respectivement, chez *Salmo* sp. dans la baie d'Hudson. Les concentrations d'APFHx dans le muscle de l'omble chevalier prélevé au Nunavut présentaient des concentrations moyennes mesurables de 0,058 ng/g p.h. Cependant, les concentrations dans l'organisme entier étaient inférieures au SD (0,036 ng/g p.h.; Lescord et al. 2015).

Dans l'ensemble, les APFS-CC et les APFS-LC étaient présents chez les mammifères marins en concentrations plus élevées que chez les mammifères terrestres. Dans tout l'Arctique canadien, les phoques annelés (*Phoca hispida*) présentaient des concentrations moyennes atteignant 2,5 ng/g p.h. dans le foie (Butt et al. 2007a, 2008). Les bélugas (*Delphinapterus leucas*) près de Terre-Neuve ne présentaient pas de concentrations mesurables de SPFHx dans le foie en 1986 (Reiner et al. 2011). Cependant, les bélugas de la baie d'Hudson présentaient des concentrations hépatiques maximales de SPFHx et de SPFD atteignant 3,76 ng/g p.h. et 5,12 ng/g p.h., respectivement, entre 1999 et 2004 (Kelly et al. 2009).

Tous les APFC-CC, à l'exception de l'APFHp, étaient présents en concentrations inférieures aux seuils de détection (< 0,025 ng/g p.h. à < 0,075 ng/g p.h. lipides) dans la graisse des ours polaires de la baie d'Hudson pour les années 2013 et 2014. L'APFHp était présent en concentrations moyennes géométriques maximales de 0,33 ng/g p.h. dans les lipides (Letcher et al. 2018). Pour le SPFB et le SPFHx, les concentrations moyennes géométriques dans les lipides étaient de 0,04 ng/g p.h. et de 8,28 ng/g p.h., respectivement (Letcher et al. 2018). La concentration moyenne de SPFHx dans les Territoires du Nord-Ouest et le Nunavut en 2002 allaient de 35,9 ng/g p.h. à 71,4 ng/g p.h. (Smithwick et al. 2005b).

Tous les APFC-CC et certains APFS-CC et APFS-LC (C4, C6, C7, C10) ont été détectés chez l'orignal (*Alces alces*) dans les Territoires du Nord-Ouest, le SPFHx ayant présenté la concentration maximale la plus élevée dans le foie, soit 0,106 ng/g p.h., suivi du SPFB à 0,087 ng/g p.h. (Larter et al. 2017). Le SPFHx, le SPFD et l'APFHp ont été mesurés chez le caribou (*Rangifer tarandus*) du Nunavut entre 2002 et 2016. Les concentrations maximales dans le foie atteignaient 0,6 ng/g p.h. pour le SPFHx, et étaient de 0,3 ng/g p.h. pour le SPFD (Roos et al. 2021).

Lescord et al. (2015) ont échantillonné l'omble chevalier et des invertébrés benthiques et pélagiques du lac Meretta et du lac Resolute, au Nunavut, lacs qui sont en aval de l'aéroport local. Ces lacs ont probablement été touchés par les rejets d'eaux usées (peu traitées) provenant de l'aéroport et d'une base militaire entre 1949 et 1998. L'analyse ne visait que le SPFHx et l'APFHx. Le SPFHx n'a pas été détecté chez les invertébrés

benthiques, mais l'a été dans les tissus musculaires de l'omble chevalier juvénile et adulte, les concentrations moyennes atteignant 2,0 ng/g p.h. et 1,2 ng/g p.h., respectivement. L'APFHx a été détecté chez des invertébrés benthiques à des concentrations moyennes atteignant 0,38 ng/g p.h., et dans les tissus de muscles d'ombles chevaliers juvéniles/adultes à des concentrations moyennes atteignant 0,04 ng/g p.h. La concentration totale de SPFA dans l'omble chevalier des lacs Meretta et Resolute était 100 fois plus élevée par rapport à la concentration mesurée dans les poissons de lacs de référence voisins.

4.3.3 Rejets accidentels

En juin 2000, 22 000 L de mousse AFFF ont été rejetés accidentellement à l'aéroport international Lester-B.-Pearson (Toronto, Ontario), en raison d'une défaillance du système d'alarme-incendie. La mousse AFFF a ensuite pénétré dans le ruisseau Etobicoke, un affluent du lac Ontario (Moody et al. 2002). L'échantillonnage des poissons a eu lieu 21 et 153 jours après l'incident dans le ruisseau Etobicoke en amont et en aval du site de rejet. À l'exception de l'APFHp, tous les APFC-CC et les APFS-CC analysés (C4 et C6) ont été détectés dans le méné à nageoires rouges à des concentrations maximales plus élevées en aval qu'en amont du site de rejet. La source des concentrations en amont n'était pas connue. Le SPFB n'a pas été détecté en amont du site de rejet.

En août 2005, 48 000 L de mousse AFFF ont pénétré dans le ruisseau Etobicoke. La mousse avait été utilisée pour éteindre un incendie dans le fuselage d'un avion (Oakes et al. 2010). Oakes et al. (2010) ont analysé le foie de naseux noirs (*Rhinichthys atratulus*) prélevés 9 et 122 jours après l'incident dans le ruisseau Etobicoke, en amont et en aval du site de rejet. Le SPFHx, l'APFHx et l'APFHp étaient présents en concentrations inférieures au seuil de quantification en amont et en aval du site de rejet. Selon les résultats d'Oakes et al. (2010), la mousse AFFF qui a été utilisée contenait probablement des substances polyfluorées télomérisées, et cette formulation peut avoir été utilisée en raison de l'élimination progressive des acides perfluorés dans les mousses AFFF.

En juillet 2013, quelque 33 000 L de mousse AFFF ont pénétré dans le lac Mégantic et la rivière Chaudière près de la municipalité de Lac-Mégantic au Québec (Munoz et al. 2017b). Des tissus musculaires conservés de meunier noir (*Catostomus commersonii*), prélevés deux ans avant l'incident à Lac-Mégantic ont été utilisés comme référence. Les meuniers noirs du lac Mégantic et de la rivière Chaudière ont été échantillonnés 1, 3 et 12 mois après l'accident. Les tissus de référence ont montré que l'APFB, l'APFPe, le SPFHx et le SPFD étaient déjà présents dans le lac Mégantic et la rivière Chaudière, mais les sources n'ont pas été déterminées. Les concentrations d'APFC-CC et d'APFS-CC (C4, C6 et C7) variaient de < SD à 0,37 ng/g p.h. après l'incident, et de < SD à 0,36 ng/g p.h. 12 mois après l'incident. Les concentrations maximales d'APFB étaient plus faibles après l'incident. À l'inverse, les concentrations maximales d'APFPe, de SPFHx et de SPFD avaient augmenté après l'incident. L'APFHx, l'APFHp et le

SPFHp n'ont pas été détectés dans les échantillons de référence. Cependant, l'APFHx et l'APFHp ont été mesurés après l'accident, et le SPFHp a été détecté seulement 12 mois après l'incident. Le SPFB n'a pas été détecté avant ni après l'incident. Les auteurs ont indiqué qu'il était peu probable que les PFAA détectés près du site de l'incident provenaient de la formulation de la mousse AFFF. Cependant, la présence d'APFC-CC peut avoir été causée par la transformation de SPFA à base de fluorotélomères dans l'environnement.

Les SPFA sont résistantes à la chaleur et aux conditions chimiques extrêmes, et les technologies habituelles de traitement sont inefficaces pour les éliminer ou les détruire. De plus, les différentes technologies de traitement ne sont pas largement répandues et leur utilisation est donc limitée aux endroits où cela est économiquement et logistiquement faisable. Cependant, les technologies de traitement et d'assainissement pour éliminer les SPFA évoluent rapidement vers leur éventuelle application dans les sites contaminés.

4.4 Concentrations dans la faune marine, la faune terrestre et les oiseaux ailleurs dans le monde

Un examen des publications scientifiques de 2002 à 2022¹⁵ indique que les concentrations mesurées des APFC-CC et des APFS-CC chez les mammifères marins, la faune terrestre et les oiseaux à l'extérieur du Canada sont en général plus élevées que celles qui ont été mesurées au Canada.

Le manchot papou de l'Antarctique (*Pygoscelis papua*) et le manchot d'Adélie (*Pygoscelis adeliae*) présentaient des concentrations moyennes d'APFHp dans les œufs comprises entre 0,5 et 2,5 ng/g p.h., alors que le SPFHx n'a été détecté chez ni l'une ni l'autre espèce de manchots (Schiavone et al. 2009). Selon Schiavone et al. (2009), les manchots de l'Antarctique se nourrissent au sommet de la chaîne trophique marine polaire et, en raison de leur reproduction non migratoire et non nomade, les concentrations tissulaires de SPFA sont une indication de la contamination locale. Dans les déjections des manchots papous, les concentrations de SPFB étaient comprises

¹⁵ Giesy et Newsted 2001; Kannan et al. 2002a; Kannan et al. 2002b; Kannan et al. 2002c; Taniyasu et al. 2002; Taniyasu et al. 2003; Corsolini et Kannan 2004; Bossi et al. 2005a; Bossi et al. 2005b; Gulkowska et al. 2005; Houde et al. 2005; Keller et al. 2005; Smithwick et al. 2005a; Van de Vijver et al. 2005; Verreault et al. 2005; Falandysz et al. 2006; Gulkowska et al. 2006; Nakata et al. 2006; Olivero-Verbel et al. 2006; Shaw et al. 2006; Tseng et al. 2006; Senthilkumar et al. 2007; Verreault et al. 2007; Holmstrom et Berger 2008; Ishibashi et al. 2008a; Leonel et al. 2008; Li et al. 2008; Wang et al. 2008; Ye et al. 2008a,b; Yoo et al. 2008; Ahrens et al. 2009; Berger et Haukås 2005; Herzke et al. 2009; Meyer et al. 2009; Miljeteig et al. 2009; Quinete et al. 2009; Schiavone et al. 2009; Yeung et al. 2009; Bao et al. 2010; Bengtson Nash et al. 2010; Delinsky et al. 2010; Flanary et al. 2012; Holmstrom et al. 2010; Naile et al. 2010; O'Connell et al. 2010; Wille et al. 2010; Zhang et al. 2010; Bao et al. 2011; Murakami et al. 2011; Reiner et al. 2011; Wille et al. 2011; Zhang et al. 2011; Bytingsvik et al. 2012; Greaves et al. 2012; Llorca et al. 2012; Morales et al. 2012; Rotander et al. 2012; Shi et al. 2012; Yang et al. 2012; Zhou et al. 2012; Greaves et al. 2013; Leat et al. 2013; Naile et al. 2013; Persson et al. 2013; Riget et al. 2013; Wang et al. 2013b; Young et al. 2013; Bayat et al. 2014; Routti et al. 2015; Bost et al. 2016; Gebbink et al. 2016; Routti et al. 2016; Taylor et Johnson 2016; Dassuncao et al. 2017; Schlabach et al. 2017; Liu et al. 2018a; Tartu et al. 2018; Göckener et al. 2021; Park et al. 2021; Sun et al. 2021; Sharp et al. 2021; Teunen et al. 2021; Androulakakis et al. 2022; Hong et al. 2022; Huang et al. 2022; O'Rourke et al. 2022; Nolen et al. 2022; Szabo et al. 2022; Wilkinson et al. 2022.

entre 10,9 ng/g et 45,9 ng/g, et elles étaient entre 2,17 ng/g et 3,77 ng/g pour le SPFHx, et entre 19,9 ng/g et 237 ng/g pour l'APFHx. Les concentrations de SPFD, d'APFB, d'APFPe et d'APFHp étaient inférieures au seuil de quantification de la méthode (c.-à-d. 0,8 ng/g à 6,36 ng/g pour les APFC, et de 2,6 ng/g à 23,9 ng/g pour les APFS; Llorca et al. 2012).

Les APFC-CC et les APFS-CC (C4 à C7), ainsi que le SPFD, ont été détectés dans la faune marine dans divers compartiments comme les déjections, le foie, le cerveau, le sang, les lipides, les muscles, le plasma, le sérum ou les reins. Les ours polaires (*Ursus maritimus*) du Groenland et de Svalbard, en Norvège, présentaient des concentrations mesurées de plusieurs substances : SPFB, SPFHx, SPFHp, SPFD, APFHp et APFHx. Les concentrations maximales les plus élevées mesurées dans le foie étaient atteintes par le SPFHx à 4 430 ng/g p.h. (Smithwick et al. 2005b). Les concentrations maximales dans le foie variaient de 0,071 ng/g à 390 ng/g p.h. pour les APFC-CC, les APFS-CC et les APFS-LC chez d'autres espèces marines : les phoques (p. ex., *Phoca vitulina*, *Leptonychotes weddellii*), les baleines (p. ex., *Delphinapterus leucas*, *Orcinus orca*), les dauphins (p. ex., *Tursiops truncatus*, *Pontoporia blainvillei*), les marsouins (p. ex., *Neophocaena phocaenoides*, *Phocoena phocoena*), les requins (*Sphyrnidae* sp.), es poissons d'eau salée (p. ex., *Salmo salar*, *Oreochromis* sp.), les tortues (*Caretta caretta*) (Tseng et al. 2006; Gebbink et al. 2016). Le tilapia (*Oreochromis* sp.; échantillonné dans un marché de poissons à Taïwan) présentait la concentration maximale la plus élevée, avec l'APFPe, soit 390 ng/g pour (Tseng et al. 2006).

Chez les oiseaux, les APFC-CC, les APFS-CC et le SPFD ont été mesurés dans le sang, les œufs, le jaune d'œuf, le foie, le plasma, le sérum, le sang entier ou l'organisme entier. Le SPFPe et d'autres APFS-LC n'ont pas été analysés. Les concentrations maximales les plus élevées dans le foie ont été mesurées pour le SPFHx chez le Héron cendré (*Ardea cinerea*; échantillonné en Belgique) à 121 ng/g p.h., suivi de l'Épervier d'Europe (*Accipiter nisus*; échantillonné en Belgique) à 41 ng/g p.h. (Meyer et al. 2009). Les concentrations maximales de l'APFPe ont été les plus élevées dans les œufs chez le Grand Cormoran (*Phalacrocorax carbo*), à 17,3 ng/g (Rüdel et al. 2011).

Chez les animaux sauvages terrestres, plusieurs substances (APFB, APFPe, APFHx, APFHp, SPFB, SPFHx et SPFD) ont été mesurées dans le foie et le sérum. Les concentrations maximales les plus élevées ont été trouvées pour le SPFHx dans le foie du vison d'Amérique (*Neovison vison*), échantillonné en Suède, à 139 ng/g p.h. (Persson et al. 2013), suivies des concentrations mesurées dans le foie du vison d'Amérique échantillonné aux États-Unis, à 85 ng/g p.h. (Kannan et al. 2002a). Dans le sérum sanguin, les concentrations moyennes de SPFHx mesurées chez le lion d'Afrique (*Panthera leo*) et le tigre du Bengale (*Panthera tigris tigris*) en captivité étaient respectivement de 0,091 ng/mL et 0,164 ng/mL. Les concentrations de SPFB, d'APFHp et d'APFHx dépassaient les limites de quantification (c.-à-d. 0,05 à 0,25 ng/mL) chez le tigre du Bengale et le lion d'Afrique (Li et al. 2008). Chez l'alligator de Chine (*Alligator sinensis*), les concentrations maximales d'APFB, d'APFPe, d'APFHp, de SPFB et de

SPFHx variaient de 0,03 à 1,5 ng/mL, le SPFHx présentant la concentration maximale la plus élevée (Wang et al. 2013a).

5.0 Toxicité

5.1 Toxicité aiguë et chronique

Dans les données disponibles sur la toxicité des APFC-CC et des APFS-CC pour les espèces aquatiques d'eau douce, les paramètres de toxicité varient de 32 à 20 250 mg/L (Tableau 2.). Aucune donnée n'a été trouvée pour les APFS-LC.

Tableau 2. Données sur la toxicité aiguë ou chronique des APFC-CC et des APFS-CC

Substance(s)	Espèces	Paramètre	Plage des valeurs	Référence
SPFB SPFHx	<i>Scenedesmus obliquus</i> ; <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	CE ₅₀ /Cl ₅₀ 72 h (croissance)	600– > 20 250 mg/L	Rosal et al. 2010; Liu et al. 2008
APFB APFPe APFHx APFHp	<i>S. obliquus</i> ; <i>P. subcapitata</i> ; <i>Raphidocelis subcapitata</i>	CE ₅₀ /Cl ₅₀ 72 h (croissance)	82– > 1 000 mg/L	Boudreau et al. 2002b; Hoke et al. 2012
APFB APFPe APFHx	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>); poisson-zèbre (<i>Danio rerio</i>)	CL ₅₀ 96 h (mortalité)	32– 13 795 mg/L	Hoke et al. 2012; Godfrey et al. 2017; Ulhaq et al. 2013
SPFB	Poisson-zèbre (<i>D. rerio</i>)	CE ₅₀ 96 h (mortalité)	450 mg/L	Ulhaq et al. 2013
APFB APFPe APFHx APFHp	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀ 48 h (immobilisation)	96– > 1 000 mg/L	Boudreau et al. 2002b; Ding et al. 2012
APFHx	<i>D. magna</i>	CE ₅₀ 21 j (reproduction)	776 mg/L	Barmentlo et al. 2015
APFHx	<i>D. magna</i>	CE ₅₀ 21 j (croissance de la population)	853 mg/L	Barmentlo et al. 2015
APFB APFPe APFHx	<i>Brachionus calyciflorus</i>	CL ₅₀ 24 h (immobilité)	110–140 mg/L	Wang et al. 2014
SPFB	<i>Vibrio fischerii</i>	CE ₅₀ 15 min (luminescence)	8 386 et 17 520 mg/L	Rosal et al. 2010
APFHx APFB	Cellules hépatiques du poisson-zèbre (<i>D. rerio</i>)	CE ₅₀ 96 h (viabilité des cellules)	500 ppm (APFHx) 563 ppm (APFB)	Mahapatra et al. 2016
APFB APFPe APFHx	Lenticule bossue (<i>Lemna gibba</i>)	Cl ₅₀ 7 j	630– > 2 000 mg/L APFB : > 4,7M	Boudreau et al. 2002a; Boudreau et al. 2002b

Substance(s)	Espèces	Paramètre	Plage des valeurs	Référence
			APFPe : > 3,8M APFHp : > 2,8M	
SPFB SPFHx	Lombric (<i>Eisenia fetida</i>)	CSEO 30 j (croissance/ mortalité)	> 1 000 ng/g	Zhao et al. 2013a
SPFHx	Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	CSEO 42 j (reproduction et développement)	1 200 µg/L	Suski et al. 2021
APFHx	<i>Chlorella vulgaris</i> ; <i>Skeletonema marinoi</i> ; <i>Geitlerinema amphibium</i>	CE ₅₀ 72 h (croissance)	12,84 mM; 4,72 mM; 3,18 mM	Latala et al. 2009
APFHp	<i>C. vulgaris</i> ; <i>S. marinoi</i> ; <i>G. amphibium</i>	CE ₅₀ 72 h (croissance)	5,21 mM; 2,40 mM; 1,42 mM	Latala et al. 2009
SPFB SPFHx APFHp	Lombric (<i>E. fetida</i>)	Exposition 21 j (mortalité) (loam sableux enrichi de SPFA)	100 % de survie à 0,1, 1, 10 et 1 000 µg/kg p.s. pour le SPFHx et l'APFHp 97,5 % de survie à 1 000 µg/kg p.s. pour le SPFB 95 % de survie à 100 000 µg/kg p.s. pour le SPFHx et l'APFHp	Karnjanapiboonwong et al. 2018
SPFHx APFHx	Lignée cellulaire de <i>Xenopus tropicalis</i>	Cl ₅₀ 48 h ± 1 h (cytotoxicité)	499 ppm 2 217 ppm	Hoover et al. 2019
APFHx	Colin de Virginie (<i>Colinus virginianus</i>)	DMENO 90 j, exposition orale par l'eau potable (reproduction, croissance, survie)	0,10 ng/ml (DMENO, concentration d'exposition pour la valeur critique de toxicité (VCT); croissance) 0,0149 µg/kg p.c./j (DMENO)	Dennis et al. 2021

Substance(s)	Espèces	Paramètre	Plage des valeurs	Référence
			DJA VCT; croissance)	
APFHx SPFHx	Larves du poisson-zèbre (<i>D. rerio</i>)	CL ₅₀ 5 jours après la fertilisation (mortalité)	290 µM 340 µM	Annunziato et al. 2019
APFB APFPe APFHp	<i>Selenastrum capricornutum</i> ; <i>C. vulgaris</i>	Cl ₅₀ 96 h (croissance)	> 2,8 M– > 3,8 M	Boudreau et al. 2002b
APFB APFPe APFHp	<i>D. magna</i> ; <i>Daphnia pulicaria</i>	CE ₅₀ 48 h (mortalité)	> 2,8 M– > 4,7 M	Boudreau et al. 2002b

Abréviations : CE₅₀ = concentration d'une substance qui cause un effet sur 50 % des organismes à l'essai; Cl₅₀ = concentration d'une substance qui cause une inhibition sur 50 % des organismes à l'essai; CL₅₀ = concentration létale médiane; CME0 = concentration minimale entraînant un effet observé; CSEO = concentration sans effet observé; DMENO = dose minimale entraînant un effet nocif observé.

Les substances perfluorées sont persistantes et s'accumulent surtout chez les mammifères marins, les mammifères terrestres et les oiseaux aérobies (voir la section 3.0). On s'attend à ce que ces substances présentent un plus grand potentiel d'exposition et d'effets nocifs chez les organismes aérobies en raison de leur plus grand potentiel de bioaccumulation. De nouvelles méthodes d'analyse des paramètres, notamment les effets multigénérationnels et les effets endocriniens, ainsi que la prise en compte des effets cumulatifs dans la mesure du possible, pourraient aider à caractériser la toxicité potentielle des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC chez les organismes aérobies.

Une autre méthode potentielle consisterait à utiliser les données obtenues en laboratoire sur des mammifères standards (p. ex., les rats) employés comme espèces de substitution pour déterminer la toxicité chez les espèces sauvages. Cependant, il faut être prudent lorsqu'on extrapole les données obtenues sur des mammifères à certaines autres espèces sauvages. Par exemple, Letcher et al. (2014) ont examiné la métabolisation hépatique in vitro d'un précurseur du SPFO, le fluoroalkylsulfonamide (en l'occurrence le *N*-EtFOSA) présent chez l'ours polaire (*Ursus maritimus*), le béluga (*Delphinapterus leucas*), le phoque annelé (*Pusa hispida*) et le rat de laboratoire (*Rattus rattus*). Les auteurs s'attendaient à ce que les paramètres d'incubation in vitro pour l'ours polaire, le phoque et la baleine soient équivalents à ceux du rat, étant donné que ce sont tous des mammifères. Au contraire, les résultats ont montré que l'ampleur de la diminution in vitro du *N*-EtFOSA était équivalente dans les microsomes du rat et de l'ours polaire (c.-à-d. > 95 %). Cependant, l'ampleur de la diminution in vitro était plus faible dans ceux du phoque annelé (c.-à-d. 65 %), et il n'y avait pas d'appauvrissement significatif chez le béluga par rapport au rat. Par conséquent, Letcher et al. (2014) ont mentionné qu'une grande prudence s'impose dans l'interprétation et la comparaison des différences quantitatives absolues en ce qui concerne l'ampleur de la diminution des métabolites d'une espèce à une autre. Nabb et al. (2007) ont montré que les taux de clairance du FTOH 8:2 (un précurseur de l'APFO) dans les microsomes et le cytosol des cellules hépatiques différaient d'une espèce à l'autre, suivant la séquence rat > souris > humain > truite arc-en-ciel. Dans l'ensemble, les résultats indiquent que le

FTOH 8:2 est largement métabolisé chez le rat et la souris et, dans une moindre mesure, chez l'humain et la truite arc-en-ciel.

5.2 Mode d'action

La toxicocinétique des substances perfluorées a été étudiée chez les mammifères (p. ex., albumine de sérum bovin et humain, rats). Il a été observé que ces substances se lient fortement à l'albumine plasmatique et que le transport dans les cellules est probablement régulé par une combinaison de diffusion passive et de facilitation active par des protéines de transport, p. ex. les protéines de transport d'anions organiques. Ces protéines sont des molécules de transport rénales qui facilitent la réabsorption des anions organiques de l'urine vers le sang et on pense qu'elles sont responsables de la longue demi-vie métabolique de certaines substances perfluorées (Ng et Hungerbühler 2013, 2014). Il a également été observé que ces protéines sont plus fortement exprimées chez les rats mâles que chez leurs congénères femelles, ce qui pourrait expliquer les différences de taux de clairance de l'APFO entre les deux sexes. De plus, il a été constaté que les substances perfluorées s'associent aux protéines cytosoliques de liaison des acides gras, qui sont omniprésentes dans plusieurs types de cellules et servent de puits dans certains tissus.

Les substances perfluorées affectent la fonction hépatique, notamment la métabolisation des lipides et des lipoprotéines. Ces substances peuvent modifier la métabolisation des lipides par la prolifération des peroxyosomes, la métabolisation des xénobiotiques par activation du cytochrome p450 (CYP450) et les concentrations de cholestérol sérique en activant ou en réprimant des gènes clés (Hickey et al. 2009). Dans un examen de la littérature scientifique, Sonne (2010) a constaté que la biotransformation de certaines SPFA par le CYP450 chez l'ours polaire peut produire des métabolites hautement toxiques qui sont retenus dans le plasma sanguin et dans divers tissus. Certaines SPFA peuvent également causer une perturbation endocrinienne indirectement par la métabolisation des vitamines ou des hormones endogènes, et l'activité du CYP450 peut servir de biomarqueur pour l'exposition aux substances perfluorées (Sonne 2010).

En outre, les substances perfluorées sont connues pour activer le récepteur de prolifération des peroxyosomes (PPAR- α) chez les animaux sauvages (p. ex., phoques du lac Baïkal [Ishibashi et al. 2008b]; baleines et dauphins [Kurtz et al. 2019]; ours polaires [Routti et al. 2019b]). Ce récepteur augmente l'abondance des peroxyosomes hépatiques et active les enzymes peroxyosomales et mitochondriales participant à la β -oxydation et à la ω -oxydation des acides gras par le cytochrome p450 (CYP450), et l'homéostasie du cholestérol via l'activation ligand-dépendante du PPAR- α hépatique (Holden et Tugwood 1999; Bosgra et al. 2005). Une exposition prolongée aux proliférateurs de peroxyosomes peut entraîner une hépatocarcinogenèse, bien que des différences marquées de susceptibilité entre les espèces aient été observées. Même si ces études n'ont pas analysé expressément les APFC-CC, les APFS-CC ou les APFS-LC, on s'attend à ce que le mode d'action soit applicable à tous les homologues des APFC et des APFS.

5.3 Effets multigénérationnels

Les substances qui pourraient nuire aux organismes à de faibles concentrations ou qui ont des modes d'action toxiques autres que la narcose (p. ex., les effets liés au système endocrinien) sont préoccupantes. Les effets à long terme des substances très persistantes et bioaccumulables sur l'environnement ne peuvent être prédits avec précision. Cependant, on sait que ces types de substances peuvent causer des impacts graves et irréversibles. Les substances persistantes, notamment les substances perfluorées, demeurent dans l'environnement pendant de longues périodes, ce qui augmente la probabilité et la durée d'exposition ainsi que le potentiel de transport à grande distance, et donc une contamination régionale, voire même mondiale. Une substance qui n'est pas présente naturellement dans l'environnement peut également présenter un potentiel de causer des effets nocifs, car les organismes peuvent avoir évolué sans avoir adapté des stratégies leur permettant d'atténuer les expositions et les effets (Macleod et al. 2014). Les études sur la toxicité multigénérationnelle peuvent constituer un outil pour déterminer les effets environnementaux à long terme des substances telles que les APFC-CC, les APFS-CC et les APFS-LC, qui sont extrêmement persistantes (voir la section 4.2). Selon certaines études, ces substances seraient bioaccumulables chez les organismes aérobies (voir la section 3.3.1). Le [Tableau 3](#) présente les études disponibles sur les effets sur plusieurs générations.

Tableau 3. Données sur la toxicité multigénérationnelle

Substance	Espèce	Paramètre	Réponse	Référence
SPFB	Medaka marin (<i>Oryzias melastigma</i>)	Modifications au niveau intestinal; mortalité	La génération F1 présentait une mortalité significativement accrue (jusqu'à 60 %) par rapport à la génération F0 (jusqu'à 40 %) à 2,9 et 9,5 µg/L. Les générations F0 et F1 présentaient une inflammation intestinale.	Chen et al. 2018
SPFB	Medaka marin (<i>Oryzias melastigma</i>)	Reproduction (exposition pendant le cycle de vie – de l'embryon à la maturité sexuelle)	Le SPFB a été transféré aux œufs des descendants de la génération F1, mais il n'a pas été détecté chez les adultes de la génération F1 et les œufs de la génération F2.	Chen et al. 2019
SPFB	<i>Chironomus riparius</i>	Survie; croissance; développement; reproduction	Les larves ont été exposées à 10 µg/L pendant 10 générations : <ul style="list-style-type: none"> • Croissance réduite chez les individus de certaines générations • Mortalité accrue chez les descendants de la génération G2 • Différences significatives dans durée du développement chez les individus des générations G8 et G10 • Production d'œufs réduite chez les individus des générations G6 et G10 	Marziali et al. 2019
SPFB	<i>Caenorhabditis elegans</i>	Létalité; locomotion; reproduction; durée de vie; croissance; comportement chimiotactique	6 générations : <ul style="list-style-type: none"> • Réduction de la durée de vie et de la taille du couvain chez les parents à > 0,1 mM • Aucun effet sur la reproduction et la durée de vie à < 0,01 mM • L'exposition multigénérationnelle à 0,0005 mM a touché la génération F4 et la descendance de la génération F5 • L'exposition à 0,01–2,0 mM a retardé le comportement locomoteur des parents 	Chowdhury et al. 2021

SPFB	<i>Caenorhabditis elegans</i>	Métabolisation des lipides	4 générations : <ul style="list-style-type: none"> • Teneur en lipides stimulée chez la génération F4 mais non chez la génération F1 • La métabolisation et les voies lipidiques ont été perturbées différemment entre les générations F1 à F4 	Li et al. 2021
SPFHx	<i>Caenorhabditis elegans</i>	Métabolisation des lipides	4 générations : <ul style="list-style-type: none"> • Teneur en lipides stimulée chez les individus des générations F1 et F4 • La métabolisation et les voies lipidiques ont été perturbées de manière similaire chez les individus des générations F1 et F4 	Li et al. 2021

5.4 Effets sur le système endocrinien

Dans certains cas, les substances peuvent provoquer des effets nocifs chez les organismes vivants en interférant avec le fonctionnement normal du système endocrinien. Les effets nocifs peuvent être un retard ou une modification de la croissance, une modification du développement intellectuel et sexuel, un risque accru de contracter certains cancers, une perturbation du système immunitaire et du système nerveux, et une diminution de la capacité à se reproduire ou à avoir une progéniture en bonne santé. Selon diverses études, les effets des substances influant sur l'activité endocrinienne pourraient se manifester le plus au cours des premières semaines du développement (p. ex., le développement prénatal et postnatal précoce), lorsque les systèmes sensibles aux hormones se développent (SC 2022). Les études en laboratoire disponibles sur les effets des APFC-CC, des APFS-CC et d'un APFS-LC (c.-à-d. le SPFD) sur le système endocrinien, au niveau des sous-organismes et des organismes, sont présentées dans le Tableau 4. et le Tableau 5. .

Tableau 4. Exemples d'effets endocriniens et autres effets des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC

Substance(s) (elles ont été étudiées séparément, sauf indication contraire)	Espèce	Paramètre	Valeur	Réponse / effet	Référence
SPFHx SPFHp APFPe APFHx APFHp	Hépatocytes d'embryons de poule Leghorn blanche (<i>Gallus domesticus</i>)	Expression génique	10–50 µM	Le SPFHx et le SPFHp ont provoqué une régulation à la hausse de divers gènes associés à la métabolisation et à la liaison des protéines. Les APFC C5–C7 ont entraîné une régulation à la hausse de l'ARNm.	Hickey et al. 2009

Substance(s) (elles ont été étudiées séparément, sauf indication contraire)	Espèce	Paramètre	Valeur	Réponse / effet	Référence
SPFHx	Poule Leghorn blanche (<i>Gallus domesticus</i>)	Expression génique	≥ 890 ng/g	L'expression de l'ARNm hépatique de deux gènes réagissant aux hormones thyroïdiennes a été régulée à la hausse dans le tissu hépatique des embryons; ARNm de l'enzyme métabolisant de la phase I, induction du cytochrome p450 3A37	Cassone et al. 2012a
SPFHx	Poule Leghorn blanche (<i>Gallus domesticus</i>)	Succès du bêchage	< 38 000 ng/g	Taux de succès du bêchage de 63 %; diminution significative de la longueur des tarsi et de la masse de l'embryon	Cassone et al. 2012a
APFHx	Poule Leghorn blanche (<i>Gallus domesticus</i>)	Succès du bêchage	> 9 700 ng/g	Taux de succès du bêchage de 80 %; longueur des tarsi et masse de l'embryon peu touchées	Cassone et al. 2012a
APFHx	Poule Leghorn blanche (<i>Gallus domesticus</i>)	Expression génique	> 9 700 ng/g	Aucun transcrite de l'ARNm significativement touché	Cassone et al. 2012b
APFHx	Poule Leghorn blanche (<i>Gallus domesticus</i>)	Cytotoxicité cellulaire après 24 h	30 ou 50 µM	Diminution significative de la viabilité des cellules	Vongphachan et al. 2011
APFHx APFHp	Cellules neuronales embryonnaires de la poule Leghorn blanche (<i>Gallus domesticus</i>)	Expression génique (gènes réagissant aux hormones thyroïdiennes)	3 ou 10 µM	Régulation à la hausse des gènes des hormones thyroïdiennes	Vongphachan et al. 2011
APFHx APFHp	Goéland argenté (<i>Larus argentatus</i>)	Cytotoxicité cellulaire après 24 h	3 ou 10 µM	Aucun effet	Vongphachan et al. 2011
APFHx APFHp	Cellules neuronales embryonnaires du goéland argenté (<i>Larus argentatus</i>)	Expression génique	3 ou 10 µM	Régulation à la hausse de la transduction du signal et de l'activité des facteurs de transcription	Vongphachan et al. 2011
APFPe APFHx APFHp SPFD	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	Concentrations de vitellogénine plasmatique après 14 j	250 ppm (en aliments p.h.)	Les effets des APFC C5–C7 n'étaient pas significatifs par rapport au 17β-œstradiol Le SPFD a entraîné une augmentation mineure par rapport au 17β-œstradiol	Benninghoff et al. 2011
SPFD	Grand brochet (<i>Esox lucius</i>)	Concentrations de vitellogénine plasmatique	8,1–15,4 ng/g p.h.	Corrélation possible entre l'expression de la vitellogénine dans le foie et l'activité de la vitellogénine dans le plasma	Houde et al. 2013
Mélange : APFB APFHx APFHp	Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>) (mâle adulte)	Comparaison des transcrits modifiés dans le	APFB : 0,05 µg/L APFHx :	Réponse au mélange : Le nombre de gènes modifiés dans le sang	Rodriguez-Jorquera et al. 2019

Substance(s) (elles ont été étudiées séparément, sauf indication contraire)	Espèce	Paramètre	Valeur	Réponse / effet	Référence
APFO PFNA PFDA SPFO		foie et le sang entier	0,1 µg/L APFHp : 0,1 µg/L APFO : 0,2 µg/L PFNA : 0,05 µg/L PFDA : 0,05 µg/L SPFO : 0,35 µg/L	était 5 à 10 fois plus important qu'avec l'induction hépatique du transport / métabolisation des acides gras, l'induction de la métabolisation xénobiotique (clairance), l'induction d'effets sur les mitochondries, l'induction de gènes associés à la télomérase, et l'induction de gènes liés au système immunitaire dans les deux tissus.	
APFB APFPe APFHx APFHp SPFHx	Phoque de Sibérie (<i>Pusa sibirica</i>)	Ratio d'activation du PPAR- α par rapport à l'APFO (= 1)	7,8–250 µM	Les ratios variaient de 0,26 à 0,89, la plus grande induction étant due à l'APFHp, suivie de l'APFPe, de l'APFHx, de l'APFB et du SPFHx. Le SPFHx a été activé, mais pas le SPFB.	Ishibashi et al. 2011
APFPe APFHx APFHp SPFHx SPFD	Moule marine (<i>Mytilus californianus</i>)	Activation de la glycoprotéine P de transport	100 nM	La fluorescence variait de < 15 à 20, et les APFC C5–C7 et le SPFD n'étaient pas d'importants chimiosensibilisateurs. Le SPFHx était un inhibiteur de la glycoprotéine P et un chimiosensibilisateur important.	Stevenson et al. 2006
SPFHx	Grenouille léopard (<i>Rana pipiens</i>)	Croissance et développement après 40 j	0,01–1 mg/L	Métamorphose retardée	Hoover et al. 2017

Le mécanisme du PPAR- α a été proposé comme mode d'action pour expliquer la toxicité hépatique chez les mammifères. Cependant, une seule étude (Ishibashi et al. 2011) a examiné la puissance relative du mécanisme du PPAR- α chez un mammifère marin, en l'occurrence le phoque de Sibérie. D'autres études ont examiné diverses réponses endocriniennes, notamment la réponse thyroïdienne, l'expression de la vitellogénine ou la chimiosensibilité. Cependant, il n'est pas clair si ces réponses au niveau des sous-organismes peuvent être directement liées à un effet marqué réel sur l'organisme entier ou collectivement au niveau de la population. De plus, la puissance relative des différentes voies (p. ex., la thyroïde, l'œstrogène, la chimiosensibilité ou la PPAR- α) n'est pas élucidée, et la pertinence de ces réponses parmi les différentes voies et les diverses espèces ne l'est pas non plus.

Il peut s'avérer difficile d'effectuer une extrapolation des données des substances perfluorées d'après la longueur de la chaîne, en raison de l'incohérence des résultats

pour un même critère d'évaluation chez diverses espèces et divers groupes taxonomiques. Ishibashi et al. (2011) ont trouvé que, par rapport à l'APFO, la PPAR- α du phoque de Sibérie était plus fortement activée par le SPFHx, mais non par le SPFB. En outre, toujours par rapport à l'APFO, l'APFPe causait une activation plus importante que l'APFHx. Aucune étude comparant l'activation relative d'autres APFC-CC et APFS-CC avec le SPFO ne semble avoir été réalisée. De plus, une seule espèce peut ne pas être représentative d'un groupe taxonomique. Par exemple, l'APFHx n'a pas eu d'effet sur la cytotoxicité cellulaire chez la Poule Leghorn blanche (Cassone et al. 2012b), mais l'APFHx a eu une incidence sur la cytotoxicité cellulaire chez le Goéland argenté (Vongphachan et al. 2011). Houde et al. (2013) ont montré qu'il n'y avait pas de corrélation entre le SPFD et la vitellogénine plasmatique chez la truite arc-en-ciel, mais on peut établir une corrélation entre le SPFD et les concentrations de vitellogénine plasmatique chez le grand brochet. Dans d'autres études du système endocrinien en laboratoire, on a observé que des mélanges d'APFC-CC, d'APFS-CC et/ou de SPFD avaient des effets chez diverses espèces sauvages, y compris les prédateurs de niveau trophique supérieur (c.-à-d. Nobels et al. 2010; Gorrochategui et al. 2016; Annunziato et al. 2019; Menger et al. 2020; Omagamre et al. 2020; Wang et al. 2020; Rericha et al. 2021; Solé et al. 2021). Le Tableau 4. présente quelques exemples.

5.5 Effets cumulatifs

Bien que l'éventail des différentes SPFA examinés dans de nombreuses études a toujours été relativement limité, les chercheurs constatent de plus en plus leur importante présence et une coexposition à plusieurs d'entre elles. En ce qui concerne les études sur les animaux sauvages réalisées sur le terrain, il est difficile de distinguer de manière claire les effets causés par l'exposition aux APFC-CC, aux APFS-CC et aux APFS-LC, car on ne peut exclure l'exposition à d'autres SPFA (p. ex., le SPFO ou l'APFO) ou à d'autres contaminants (Knudsen et al. 2007; Letcher et al. 2010; Liu et al. 2018b; Routti et al. 2019a; Hansen et al. 2020). De plus, les SPFA (y compris les substances apparentées) sont souvent regroupées et mises en corrélation statistique avec l'effet observé.

Par exemple, un mélange de SPFA (c.-à-d. SPFHx, SPFO, APFO et APFC C9 à C14) a été associé à la perturbation de l'homéostasie des hormones thyroïdiennes chez l'ours polaire (*Ursus maritimus*) de la mer de Barents (Bourgeon et al. 2017). Cependant, ces ours polaires présentaient également des concentrations de 38 substances organochlorées, dont des biphényles polychlorés (BPC), des éthers diphényliques polybromés (PBDE), dix substances phénoliques et huit autres SPFA qui peuvent également avoir contribué à l'effet observé. Liu et al. (2018a) ont analysé des échantillons de sérum mis en commun d'ours polaires des sous-populations de la baie d'Hudson et de la mer de Beaufort dans l'Arctique canadien. Ils ont trouvé 5 classes de métabolites des BPC, quatre classes de sulfonates perfluorés et quatre classes d'autres substances polychlorées (c.-à-d. des hydrocarbures aromatiques chlorés, du sulfate tétrachloro aromatique, des nitroaromatiques heptachlorés et hydroxylés, et des substances hexachlorées). Knudsen et al. (2007) ont mesuré chez les Fulmars boréaux (*Fulmarus glacialis*) de la mer de Barents diverses substances : insecticides (p. ex., mirex), SPFA, hexachlorocyclohexanes, toxaphènes, dioxines, furanes, BPC,

substances bromées, endosulfan et mercure. Gao et al. (2020b) ont mesuré 3 108 substances (388 contaminants et 2 720 métabolites) chez la carpe crucienne sauvage (*Carassius auratus*) du lac Tai, en Chine. Ces résultats montrent que les études réalisées sur des mélanges dans les échantillons prélevés sur le terrain peuvent être une source de confusion lorsqu'il s'agit de déterminer si une substance particulière ou un groupe particulier de substances affecte la santé et la condition de l'espèce sauvage étudiée. Il est donc difficile d'établir une corrélation directe de cause à effet, car les corrélations statistiques n'impliquent pas en elles-mêmes de relations causales.

En outre, les concentrations de SPFO, d'APFO ou des APFC à longue chaîne (C9 et plus) sont généralement plus élevées que celles des APFC-CC et des APFS-CC en raison de la contamination environnementale héritée, ce qui indique que le SPFO et l'APFO peuvent contribuer davantage à l'effet observé que toute autre substance. Par exemple, Eggers Pedersen et al. (2015) ont indiqué que la concentration moyenne des APFS totaux (Σ APFS) dans le cerveau était de 29 ng/g p.h., le SPFO représentant 91 % de la concentration totale, et que la concentration moyenne des APFC totaux (Σ APFC) était de 99 ng/g p.h., les 3 APFC-LC combinés représentant 79 % de la concentration totale. En raison de leurs concentrations tissulaires comparativement plus faibles, les APFC-CC et les APFS-CC peuvent sembler contribuer peu aux effets observés. Cependant, les études sur le terrain ne donnent qu'une indication des effets réels (et non potentiels), et il est prévu que les APFC-CC, les APFS-CC représenteront une proportion de plus en plus importante des SPFA dans l'environnement en raison de l'utilisation accrue des SPFA à chaîne courte en remplacement des SPFA réglementées. En outre, il est possible que l'augmentation des concentrations tissulaires soit supérieure aux augmentations des concentrations dans l'environnement si les effets inhibiteurs observés des APFC-LC sur l'absorption des APFC-CC et des APFS-CC sont réduits (Wen et al. 2017; voir la section 3.3.1). Les futures études sur le terrain permettront probablement de mieux évaluer les contributions relatives des APFC-CC et des APFS-CC à la toxicité globale.

De plus, il est difficile de procéder à une extrapolation avec les données des substances perfluorées lorsqu'il s'agit de mélanges de SPFA en raison des effets différents d'une espèce à l'autre et entre les sexes. Par exemple, les concentrations de Σ SPFA présentent une corrélation avec l'amincissement des coquilles d'œufs chez la Mésange charbonnière (Groffen et al. 2019), mais non chez la Mouette blanche (Miljeteig et al. 2012).

Tout en reconnaissant les incertitudes associées, plusieurs études sur les espèces sauvages menées sur le terrain ont montré des corrélations statistiques avec les effets observés des mélanges d'APFC-CC, d'APFS-CC et de SPFD chez diverses espèces sauvages, y compris des prédateurs de niveau trophique supérieur (Grønnestad et al. 2018; Guillette et al. 2020; Hansen et al. 2020; Parolini et al. 2020; Persson et Magnusson 2015; Sun et al. 2020; Sun et al. 2021; Tartu et al. 2014). Le Tableau 5. présente quelques exemples qui illustrent ce point.

Tableau 5. Exemples d'études sur les effets cumulatifs des SPFA

Mélange de substances	Espèce	Paramètre	Valeur	Effets / observations	Référence
ΣSPFA (comprend : SPFHx, SPFO, APFO et APFC à longue chaîne)	Grand dauphin (<i>Tursiops truncatus</i>), Floride et Caroline du Sud (É.-U.)	Fonction immunitaire	Jusqu'à 0,001 mg/mL plasma	Augmentation des indicateurs de l'immunité inflammatoire en lien avec les SPFA	Peden- Adams et al. 2004a
ΣSPFA (comprend : SPFHx, SPFO, APFO et APFC à longue chaîne)	Grand dauphin (<i>Tursiops truncatus</i>), Floride (É.-U.)	Paramètres du cycle de vie et de la reproduction	58– 210 ng/g p.h. lait Somme des APFC : 9,5 ng/g p.h. (moyenne) Somme des APFS : 125 ng/g p.h. (moyenne), lait	Les petits sexuellement immatures (< 10 ans; moyenne des ΣSPFA = 1 410 ng/g p.h.) étaient significativement plus contaminés que les mères (moyenne des ΣSPFA = 366 ng/g p.h.). Les concentrations de SPFA chez les femelles nullipares (c.-à-d. des femelles sans petit observé) étaient significativement plus élevées que les valeurs mesurées chez les femelles unipares (femelles avec un petit observé), ce qui semble indiquer une élimination de SPFA pendant ou après la mise bas.	Houde et al. 2006c
ΣSPFA (comprend : APFB, APFPe, APFHx, APFHp, APFO, APFC à longue chaîne, SPFHx, SPFO)	Tortue caouanne et tortue de Kemp, Caroline du Sud (É.-U.)	Biomarqueur s de la fonction immunitaire et paramètres sanguins cliniques	Jusqu'à 1,2E-05 mg/mL, plasma	De faibles concentrations de SPFA (3,43–106 ng/mL) peuvent modifier les biomarqueurs. L'APFB et l'APFPe n'ont pas été détectés.	Peden- Adams et al. 2004b
ΣAPFS (comprend : SPFB, SPFHx, SPFO, SPFD) ΣAPFC (comprend : APFHx, APFHp, APFO et APFC à longue chaîne)	Ours polaire (<i>Ursus maritimus</i>), Groenland oriental	Neurotoxicité du cerveau	29 ng/g p.h. ΣAPFS 99 ng/g p.h. ΣAPFC	On n'a pas pu déterminer s'il existe une corrélation entre les transmetteurs neurochimiques et la bioaccumulation propre au cerveau en ce qui concerne les processus cognitifs et la fonction motrice. Les résultats n'ont pas permis de déterminer si les modifications	Eggers Pedersen et al. 2015

Mélange de substances	Espèce	Paramètre	Valeur	Effets / observations	Référence
				observées dans la signalisation neurochimique ont des effets négatifs sur la neurochimie chez les ours polaires du Groenland oriental.	
<p>ΣAPFS (comprend : SPFB, SPFHx, SPFO, SPFD)</p> <p>ΣAPFC (comprend : APFHx, APFHp, APFO et APFC à longue chaîne)</p>	Ours polaire (<i>Ursus maritimus</i>), Groenland oriental	Variations des concentrations de stéroïdes cérébraux	<p>26 ng/g p.h. ΣAPFS</p> <p>88 ng/g p.h. ΣAPFC</p>	<p>On a trouvé des associations positives entre les APFS, les APFC, la 17α-hydroxyprégnénone et la testostérone dans des régions du cerveau, ce qui indique qu'une augmentation des SPFA concorde avec une augmentation des concentrations d'hormones stéroïdiennes.</p> <p>Cependant, l'étude n'a pas pu déterminer si les variations des concentrations de stéroïdes dans le cerveau résultent d'une interférence avec la synthèse de stéroïdes de novo ou de la perturbation des tissus stéroïdogènes périphériques dans les gonades et les mécanismes de rétroaction.</p>	Eggers Pedersen et al. 2016
ΣSPFA (comprend : SPFHx, SPFO, APFO, APFC à longue chaîne)	Ours polaire (<i>Ursus maritimus</i>), Groenland oriental	Lésions hépatiques	114–3 052 ng/g p.h.	On n'a pas pu déterminer si l'exposition chronique aux ΣSPFA est associée à l'apparition de lésions hépatiques.	Sonne et al. 2008
ΣSPFA (comprend : SPFHx, SPFO, SPFD, APFHp, APFO, APFC à longue chaîne)	Grand dauphin (<i>Tursiops truncatus</i>), Caroline du Sud (É.-U.)	Système immunitaire, rein, fonction hépatique	<p>0,002 mg/mL ΣAPFS</p> <p>0,0002 mg/mL ΣAPFC</p>	L'exposition chronique semble produire des perturbations du système immunitaire et une toxicité tissulaire. Les SPFA peuvent modifier les fonctions immunitaire, hématopoïétique, rénale et hépatique.	Fair et al. 2013

Mélange de substances	Espèce	Paramètre	Valeur	Effets / observations	Référence
ΣSPFA (comprend : SPFO, SPFD, SPFHx, APFC à longue chaîne)	Goéland brun (<i>Larus fuscus</i>), Norvège	Rapport entre les sexes	Jusqu'à 1 ng/g	Aucune corrélation avec une asymétrie dans le rapport entre les sexes.	Erikstad et al. 2009
ΣSPFA (comprend : APFB, APFPe, APFHx, APFHp, APFO, APFC à longue chaîne, SPFB, SPFHx, SPFO, SPFD)	Mésange charbonnière (<i>Parus major</i>), Belgique	Ponte, taille de la couvée, succès de l'éclosion, succès de l'envol, succès total de la reproduction	< 0,26– 1 489 ng/g p.h.	Lien avec l'amincissement de la coquille des œufs, la réduction du succès de l'éclosion, la ponte précoce des œufs, et la réduction du succès total de la reproduction. L'APFPe, l'APFHx, l'APFHp, le SPFB et le SPFHx n'ont pas été détectés.	Groffen et al. 2019
ΣAPFS (comprend : SPFHx, SPFHp, SPFO) ΣAPFC (comprend : APFO, APFC à longue chaîne)	Mouette tridactyle (<i>Rissa tridactyla</i>) et Fulmar boréal (<i>Fulmarus glacialis</i>), Norvège	Concentratio ns d'hormones thyroïdiennes circulantes	8,03– 104 ng/g p.h. ΣAPFS 3,56– 35,5 ng/g p.h. ΣAPFC	Associations positives entre les thyroxines totales et le SPFHp, le SPFO et le PFNA chez les deux espèces. La perturbation de l'homéostasie de la thyroxine peut avoir des effets sur le développement des jeunes oiseaux.	Nøst et al. 2012
ΣSPFA (comprend : SPFHx, SPFO, SPFD, APFC à longue chaîne)	Mouette blanche (<i>Pagophila eburnear</i>), Arctique norvégien et russe	Épaisseur de la coquille des œufs, rétinol (vitamine A), α-tocophérol (vitamine E)	30,9– 164 ng/g p.h.	Aucune association avec l'épaisseur de la coquille des œufs. Aucune association avec l'α-tocophérol.	Miljeteig et al. 2012

6.0 Résumé

Nous présentons ci-dessous un résumé des principales conclusions du rapport.

Persistence et bioaccumulation

En raison de la solidité extrême de la liaison C-F, qui confère une grande stabilité aux APFC-CC, aux APFS-CC et aux APFS-LC, ces substances devraient persister très longtemps dans l'environnement et dans certains biotes. Cette hypothèse est corroborée par un certain nombre d'études qui montrent que les APFC-CC et les APFS-CC ne se dégradent pas dans les conditions environnementales pertinentes. Par conséquent, ces substances devraient persister dans l'environnement et dans la faune.

Les données empiriques sur le FBC et le FBA chez les organismes aquatiques d'eau douce ne peuvent pas être utilisées seules pour prévoir de manière fiable la bioaccumulation des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC dans le réseau trophique. Les résultats obtenus pour les organismes modèles habituellement étudiés (p. ex., les poissons) peuvent sous-estimer le potentiel de bioaccumulation dans le réseau trophique. Pour ce qui est des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC, les mammifères marins aérobies, les mammifères terrestres et les oiseaux peuvent avoir un potentiel plus élevé de bioamplification dans le réseau trophique et d'amplification trophique par rapport aux organismes à respiration aquatique (comme les poissons), qui sont généralement étudiés dans la modélisation de la bioaccumulation. En général, on a observé que les différences entre les espèces peuvent se traduire par des concentrations de bioaccumulation incohérentes, ce qui empêche l'extrapolation d'une espèce à l'autre et d'une longueur de chaîne à l'autre. Cependant, malgré ces difficultés, les preuves obtenues dans de nombreuses études semblent indiquer que les valeurs de FBM pour les APFC-CC et les APFS-CC peuvent être comparables à celles qui ont été obtenues pour l'APFO et le SPFO. En outre, il existe suffisamment de données sur la bioamplification du SPFHx dans le réseau trophique pour fournir une première indication du potentiel de bioaccumulation global de cette substance chez les mammifères marins (p. ex., les dauphins), les mammifères terrestres (p. ex., les ours polaires) et les oiseaux.

Le fait qu'une substance soit persistante et bioaccumulable peut en soi constituer une indication importante de son potentiel de causer des effets nocifs pour l'environnement. Les substances persistantes restent très longtemps dans l'environnement, ce qui augmente la probabilité, l'ampleur et la durée de l'exposition de la faune. Les substances persistantes qui peuvent être transportées à grande distance peuvent ainsi causer une contamination à l'échelle régionale ou mondiale. Par conséquent, les rejets d'APFC-CC, d'APFS-CC et de APFS-LC peuvent entraîner des concentrations élevées dans les organismes sur de vastes régions au cours d'une longue période. Ces substances persistantes et bioaccumulables peuvent également se bioamplifier dans la chaîne trophique, ce qui entraîne une augmentation des concentrations internes chez les prédateurs de niveau supérieur (Environnement Canada 2006). En raison de leur importante cooccurrence dans l'environnement, plusieurs de ces substances persistantes et bioaccumulables peuvent être présentes simultanément dans les tissus des organismes, ce qui augmente la probabilité et la gravité potentielle des effets nocifs.

Présence des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC au Canada

On dispose de quelques concentrations mesurées pour la plupart des APFC-CC et des APFS-CC dans la majeure partie des milieux au Canada. Il existe des données de surveillance pour l'eau, la neige, la pluie, les sédiments, les lixiviats de sites d'enfouissement, les influents et les effluents de STEU et le biote, mais on manque de données concernant les sols.

Comme on peut s'y attendre en raison de leur extrême persistance, de leur mobilité et de leur potentiel de transport à grande distance, des APFC-CC, des APFS-CC et des

APFS-LC ont été détectés dans de nombreux milieux et endroits au Canada. Dans l'ensemble, les concentrations moyennes étaient plus élevées dans les eaux de surface (allant de valeurs inférieures au seuil de détection jusqu'à 277 ng/L) que dans la neige (de 0,006 ng/L à 8,9 ng/L). Le SPFHx présentait la plus forte concentration mesurée dans l'eau douce de surface (49 600 ng/L). L'APFB présentait les concentrations maximales les plus élevées dans la pluie et la neige, soit 14 ng/L et 52 ng/L, respectivement. Le SPFHx (96,5 ng/g p.s.) et l'APFB (19,8 ng/g) présentaient les concentrations maximales mesurées les plus élevées dans les sédiments au Canada. Enfin, des APFC-CC et des APFS-CC ont également été détectés dans le lixiviat de sites d'enfouissement, des STEU urbaines et des lagunes de l'Arctique canadien.

De plus, les APFC-CC, les APFS-CC et les APFS-LC ont également été détectés dans divers biotes au Canada, notamment ceux des zones urbaines et industrielles, dans l'Arctique canadien et à proximité des sites où il y a eu des rejets (notamment des rejets de mousse AFFF).

Même si on dispose de plus en plus de données indiquant la présence généralisée des APFC-CC et des APFS-CC dans l'environnement canadien, il y a peu de données sur les APFS-LC, à l'exception du SPFD. Il est à noter que les concentrations actuelles des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC peuvent représenter la contribution des précurseurs et des sels qui se sont déjà transformés ou dissociés en groupements d'intérêt.

Écotoxicité

Les valeurs médianes de toxicité aiguë et chronique des APFC-CC et de certains APFS-CC (SPFB et SPFHx) chez les organismes aquatiques d'eau douce vont de 32 mg/L à 20 250 mg/L. On ne dispose d'aucune donnée de toxicité aiguë ou chronique pour les APFS-LC, bien qu'il existe certaines données sur les effets endocriniens du SPFD. Cependant, les valeurs de toxicité aiguë et chronique chez les organismes aquatiques d'eau douce ne reflètent probablement pas la toxicité et le potentiel d'exposition chez les mammifères marins aérobies, les mammifères terrestres et les oiseaux. Les APFC-CC, les APFS-CC et certains APFS-LC montrent une plus grande bioaccumulation par le réseau trophique chez les mammifères marins aérobies et les oiseaux que chez les organismes aquatiques d'eau douce. Le potentiel plus élevé de bioaccumulation par le réseau trophique, couplé à la nature persistante de ces substances, accroît la probabilité et la durée de l'exposition et, en fin de compte, la probabilité que les seuils de toxicité interne soient atteints. Un certain nombre d'études multigénérationnelles ont montré des effets létaux et sublétaux à des concentrations beaucoup plus faibles que les valeurs observées dans les essais de toxicité aiguë et chronique. Diverses études sur le système endocrinien ont également révélé des effets à des concentrations de plusieurs ordres de grandeur inférieurs aux concentrations observées dans les essais de toxicité classiques.

En raison du grand nombre de SPFA pouvant être utilisées et de leur présence généralisée dans l'environnement et comme la coexposition à ces substances a été montrée, on prévoit que la toxicité cumulative de l'exposition aux SPFA de longueurs de

chaîne et de groupes fonctionnels différents accroîtra les effets des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC sur l'environnement au Canada. De plus, en raison des concentrations héritées de SPFO, d'APFO et d'APFC-LC, les études actuellement réalisées sur le terrain sont limitées pour ce qui est d'évaluer la contribution des APFC-CC, des APFS-CC et des APFS-LC aux effets cumulatifs. Cependant, les études futures devraient être mieux en mesure d'évaluer les contributions relatives de ces substances à la suite des changements dans les modes d'emploi.

Conclusions générales

On ne dispose pas de données portant expressément sur bon nombre de ces SPFA. Cependant, d'après les données empiriques présentées tout au long du présent rapport concernant leur persistance, leur mobilité, leur bioaccumulation et leurs profils de toxicité, il semble que ces APFC-CC, ces APFS-CC et ces APFS-LC puissent être aussi préoccupants sur le plan environnemental que les SPFA qui ont déjà été évaluées et réglementées. Compte tenu de leur persistance extrême, on s'attend à ce que ces substances subsistent et s'accumulent dans l'environnement après leur rejet. Par conséquent, il est à prévoir que les effets nocifs potentiels résultant d'une exposition continue aux APFC-CC, aux APFS-CC et aux APFS-LC s'aggraveront avec l'accroissement des charges environnementales.

Bibliographie

- 3M Company. 1999. The science of organic fluorochemistry. US EPA. OPPT-2002-0043-0006. (Disponible en anglais seulement)
- Ahrens L, Siebert U, Ebinghaus R. 2009. Temporal trends of polyfluoroalkyl compounds in harbour seals (*Phoca vitulina*) from the German Bight, 1999–2008. *Chemosphere*. 76(2):151-158. (Disponible en anglais seulement)
- Androulakakis A, Alygizakis N, Gkotsis G, Nika M-C, Nikolopoulou V, Bizani E, Chadwick E, Cincinelli A, Claßen D, Danielsson S, et al. 2022. Determination of 56 per- and polyfluoroalkyl substances in top predators and their prey from Northern Europe by LC-MS/MS. *Chemosphere*. 287(Pt 2):131775. (Disponible en anglais seulement)
- Ankley GT, Cureton P, Hoke RA, Houde M, Kumar A, Kurias J, Lanno R, McCarthy C, Newsted J, Salice CJ, et al. 2021. Assessing the ecological risks of per- and polyfluoroalkyl substances: Current state-of-the-science and a proposed path forward. *Environ Toxicol Chem*. 40(3):564-605. (Disponible en anglais seulement)
- Annunziato KM, Jantzen CE, Gronske MC, Cooper KR. 2019. Subtle morphometric, behavioural and gene expression effects in larval zebrafish exposed to PFHxA, PFHxS and 6:2 FTOH. *Aquat Toxicol*. 208:126-137. (Disponible en anglais seulement)
- Arakaki A, Ishii Y, Tokuhisa T, Murata S, Sato K, Sonoi T, Tatsu H, Matsunaga. 2010. Microbial biodegradation of a novel fluorotelomer alcohol, 1H, 1H, 2H, 2H, 8H, 8H-perfluorododecanol, yields short fluorinated acids. *Appl Microbiol Biotechnol*. 88(5):1193-1203. (Disponible en anglais seulement)
- Armitage JM, Arnot JA, Wania F. 2012. Potential role of phospholipids in determining the internal tissue distribution of perfluoroalkyl acids in biota. *Environ Sci Technol*. 46(22):12285-12286. (Disponible en anglais seulement)
- Awad E, Zhang X, Bhavsar SP, Petro S, Crozier PW, Reiner EJ, Fletcher R, Tittlemier SA, Braekevelt E. 2011. Long-term environmental fate of perfluorinated compounds after accidental release at Toronto airport. *Environ Sci Technol*. 45(19):8081-8089. (Disponible en anglais seulement)
- Bao J, Liu W, Liu L, Jin Y, Ran X, Zhang Z. 2010. Perfluorinated compounds in urban river sediments from Guangzhou and Shanghai of China. *Chemosphere*. 80(2):123-130. (Disponible en anglais seulement)
- Bao J, Liu W, Liu L, Jin Y, Dai J, Ran X, Zhang Z, Tsuda S. 2011. Perfluorinated compounds in the environment and the blood of residents living near fluorochemical plants in Fuxin, China. *Environ Sci Technol*. 45(19):8075-8080. (Disponible en anglais seulement)
- Barmentlo SH, Stel JM, van Doorn M, Eschauzier C, de Voogt P, Kraak MHS. 2015. Acute and chronic toxicity of short chained perfluoroalkyl substances to *Daphnia magna*. *Environ Pollut*. 198:47-53. (Disponible en anglais seulement)
- Barrett H, Du X, Houde M, Lair S, Verreault J, Peng H. 2021. Suspect and nontarget screening revealed class-specific temporal trends (2000–2017) of poly- and perfluoroalkyl substances in St. Lawrence beluga whales. *Environ Sci Technol*. 55(3):1659-1671. (Disponible en anglais seulement)

- Bayat S, Geiser F, Kristiansen P, Wilson SC. 2014. Organic contaminants in bats: Trends and new issues. *Environ Int.* 63:40-52. (Disponible en anglais seulement)
- Bengtson Nash S, Rintoul SR, Kawaguchi S, Staniland I, van den Hoff J, Tierney M, Bossi R. 2010. Perfluorinated compounds in the Antarctic region: Ocean circulation provides prolonged protection from distant sources. *Environ Pollut.* 158(9):2985-2991. (Disponible en anglais seulement)
- Benninghoff AD, Bisson WH, Koch DC, Ehresman DJ, Kolluri SK, Williams DE. 2011. Estrogen-Like Activity of Perfluoroalkyl Acids In Vivo and Interaction with Human and Rainbow Trout Estrogen Receptors In Vitro. *Toxicol Sci.* 120(1): 42–58. (Disponible en anglais seulement)
- Berger U, Haukås M. 2005. Validation of a screening method based on liquid chromatography coupled to high-resolution mass spectrometry for analysis of perfluoroalkylated substances in biota. *J Chromatogr A.* 1081(2):210-217. (Disponible en anglais seulement)
- Bhavsar SP, Fowler C, Day S, Petro S, Gandhi N, Gewurtz SB, Hao C, Zhao X, Drouillard KG, Morse D. 2016. High levels, partitioning and fish consumption based water guidelines of perfluoroalkyl acids downstream of a former firefighting training facility in Canada. *Environ Int.* 94:415-423. (Disponible en anglais seulement)
- Bhhatarai B, Gramatica P. 2011. Prediction of aqueous solubility, vapor pressure and critical micelle concentration for aquatic partitioning of perfluorinated chemicals. *Environ Sci Technol.* 45(19):8120-8128. (Disponible en anglais seulement)
- Bischel HN, MacManus-Spencer LA, Zhang C, Luthy RG. 2011. Strong associations of short-chain perfluoroalkyl acids with serum albumin and investigation of binding mechanisms. *Environ Toxicol Chem.* 30(11):2423-2430. (Disponible en anglais seulement)
- Blum A, Balan SA, Scheringer M, Trier X, Goldenman G, Cousins IT, Diamond M, Fletcher T, Higgins C, Lindeman AE, et al. 2015. The Madrid Statement on poly-and perfluoroalkyl substances (PFASs). *Environ Health Perspect.* 123(5):A107-A111. (Disponible en anglais seulement)
- Boisvert G, Sonne C, Rigét FF, Dietz R, Letcher RJ. 2019. Bioaccumulation and biomagnification of perfluoroalkyl acids and precursors in East Greenland polar bears and their ringed seal prey. *Environ Pollut.* 252(Pt B):1335-1343. (Disponible en anglais seulement)
- Bosgra S, Mennes W, Willem S. 2005. Proceedings in uncovering the mechanism behind peroxisome proliferator-induced hepatocarcinogenesis. *Toxicology.* 206(3):309-323. (Disponible en anglais seulement)
- Bossi R, Rigét FF, Dietz R. 2005a. Temporal and spatial trends of perfluorinated compounds in ringed seal (*Phoca hispida*) from Greenland. *Environ Sci Technol.* 39(19):7416-7422. (Disponible en anglais seulement)
- Bossi R, Rigét FF, Dietz R, Sonne C, Fauser P, Dam M, Vorkamp K. 2005b. Preliminary screening of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and other fluorochemicals in fish, birds and marine mammals from Greenland and the Faroe Islands. *Environ Pollut.* 136(2):323-329. (Disponible en anglais seulement)
- Bost PC, Strynar MJ, Reiner JL, Zweigenbaum JA, Secoura PL, Lindstrom AB, Dye JA. 2016. U.S. domestic cats as sentinels for perfluoroalkyl substances: Possible linkages with housing, obesity, and disease. *Environ Res.* 151:145-153. (Disponible en anglais seulement)

Boudreau TB, Janutka R, Solomon KR, Sibley PK, Muir DCG, Mabury SA. 2002a. Acute toxicity of perfluorinated surfactants on freshwater primary and secondary producers in laboratory studies [master's thesis]. Guelph (ON): University of Guelph, Department of Environmental Biology. p. 134. (Disponible en anglais seulement)

Boudreau TM. 2002b. [Toxicology of perfluorinated organic acids to selected freshwater organisms under laboratory and field conditions](#) [mémoire de maîtrise]. Guelph (ON): Université de Guelph. [Consulté le 1^{er} mars 2022].

Bourgeon S, Riemer AK, Tartu S, Aars J, Polder A, Jenssen BM, Routti H. 2017. Potentiation of ecological factors on the disruption of thyroid hormones by organo-halogenated contaminants in female polar bears (*Ursus maritimus*) from the Barents Sea. *Environ Res.* 158:94-104. (Disponible en anglais seulement)

Braune BM, Letcher RJ. 2013. Perfluorinated sulfonate and carboxylate compounds in eggs of seabirds breeding in the Canadian Arctic: Temporal trends (1975–2011) and interspecies comparison. *Environ Sci Technol.* 47(1):616-624. (Disponible en anglais seulement)

Braune BM, Gaston AJ, Letcher RJ, Grant Gilchrist H, Mallory ML, Provencher JF. 2014. A geographical comparison of chlorinated, brominated and fluorinated compounds in seabirds breeding in the eastern Canadian Arctic. *Environ Res.* 134:46-56. (Disponible en anglais seulement)

Butt CM, Muir DCG, Stirling I, Kwan M, Mabury SA. 2007a. Rapid response of Arctic ringed seals to changes in perfluoroalkyl production. *Environ Sci Technol.* 41(1):42-49. (Disponible en anglais seulement)

Butt CM, Mabury SA, Muir DCG, Braune BM. 2007b. Prevalence of long-chained perfluorinated carboxylates in seabirds from the Canadian Arctic between 1975 and 2004. *Environ Sci Technol.* 41(10):3521-3528. (Disponible en anglais seulement)

Butt CM, Mabury SA, Kwan M, Wang X, Muir DCG. 2008. Spatial trends of perfluoroalkyl compounds in ringed seals (*Phoca hispida*) from the Canadian Arctic. *Environ Toxicol Chem.* 27(3):542-553. (Disponible en anglais seulement)

Butt CM, Muir DCG, Mabury SA. 2010a. Elucidating the pathways of poly- and perfluorinated acid formation in rainbow trout. *Environ Sci Technol.* 44(13):4973-4980. (Disponible en anglais seulement)

Butt CM, Muir DCG, Mabury SA. 2010b. Biotransformation of the 8:2 fluorotelomer acrylate in rainbow trout.1. *In vivo* dietary exposure. *Environ Toxicol Chem.* 29(12):2726-2735. (Disponible en anglais seulement)

Bytingsvik J, van Leeuwen SPJ, Hamers T, Swart K, Aars J, Lie E, Nilsen EME, Wiig Ø, Derocher AE, Jenssen BM. 2012. Perfluoroalkyl substances in polar bear mother-cub pairs: A comparative study based on plasma levels from 1998 and 2008. *Environ Int.* 49:92-99. (Disponible en anglais seulement)

Canada. 1995. [Politique de gestion des substances toxiques](#) [réimpression 2004]. Ottawa (Ont.), Sa Majesté la Reine du chef du Canada (Environnement Canada). (Disponible en anglais seulement)

Canada. 1999. [Loi canadienne sur la protection de l'environnement \(1999\)](#). L.C., 1999, ch. 33, *Gazette du Canada*, Partie III, vol. 22, n° 3.

Canada. 2000. [Loi canadienne sur la protection de l'environnement \(1999\) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation](#), C.P. 2000-348, 23 mars 2000, DORS/2000-107, *Gazette du Canada*, Partie II, vol. 134, n° 7, p. 607-612.

Cabrerizo A, Muir DCG, De Silva AO, Wang X, Lamoureux SF, Lafreniere MJ. 2018. Legacy and emerging persistent organic pollutants (POPs) in terrestrial compartments in the High Arctic: Sorption and secondary sources. *Environ Sci Technol*. 52(24):14187-14197. (Disponible en anglais seulement)

Cassone CG, Taylor JJ, O'Brien JM, Williams A, Yauk CL, Crump D, Kennedy SW. 2012a. Transcriptional profiles in the cerebral hemisphere of chicken embryos following *in ovo* perfluorohexane sulfonate exposure. *Toxicol Sci*. 129(2):380-391. (Disponible en anglais seulement)

Cassone CG, Vongphachan V, Chiu S, Williams KL, Letcher RJ, Pelletier E, Crump D, Kennedy SW. 2012b. *In ovo* effects of perfluorohexane sulfonate and perfluorohexanoate on pipping success, development, mRNA expression, and thyroid hormone levels in chicken embryos. *Toxicol Sci*. 127(1):216-224. (Disponible en anglais seulement)

Chen L, Lam JCW, Hu C, Tsui MMP, Wang Q, Giesy JP, Lam PKS. 2018. Perfluorobutanesulfonate exposure causes durable and transgenerational dysbiosis of gut microbiota in marine medaka. *Environ Sci Technol Lett*. 5(12):731-738. (Disponible en anglais seulement)

Chen L, Lam JCW, Hu C, Tsui MMP, Lam PKS, Zhou B. 2019. Perfluorobutanesulfonate exposure skews sex ratio in fish and transgenerationally impairs reproduction. *Environ Sci Technol*. 53(14):8389-8397. (Disponible en anglais seulement)

Chowdhury MI, Sana T, Panneerselvan L, Dharmarajan R, Megharaj M. 2021. Acute toxicity and transgenerational effects of perfluorobutane sulfonate on *Caenorhabditis elegans*. *Environ Toxicol Chem*. 40(7):1971-1980. (Disponible en anglais seulement)

Chropeňová M, Karásková P, Kallenborn R, Gregušková EK, Čupr P. 2016. Pine needles for the screening of perfluorinated alkylated substances (PFASs) along ski tracks. *Environ Sci Technol*. 50(17):9487-9496. (Disponible en anglais seulement)

Codling G, Sturchio NC, Rockne KJ, Li A, Peng H, Tse TJ, Jones PD, Giesy JP. 2018. Spatial and temporal trends in poly- and per-fluorinated compounds in the Laurentian Great Lakes Erie, Ontario and St. Clair. *Environ Pollut*. 237:396-405. (Disponible en anglais seulement)

Colomban C, Kudrik EV, Afanasiev P, Sorokin AB. 2014. Catalytic defluorination of perfluorinated aromatics under oxidative conditions using *N*-bridged diiron phthalocyanine. *J Am Chem Soc*. 136(32):11321-11330. (Disponible en anglais seulement)

Conder JM, Hoke RA, de Wolf W, Russell MH, Buck RC. 2008. Are PFCAs bioaccumulative? A critical review and comparison with regulatory criteria and persistent lipophilic compounds. *Environ Sci Technol*. 42(4):995-1003. (Disponible en anglais seulement)

Corsolini S, Kannan K. 2004. Perfluorooctanesulfonate and related fluorochemicals in several organisms including humans from Italy. *Organohalogen Compd*. 66:4079-4085. (Disponible en anglais seulement)

D'Agostino LA, Mabury SA. 2017. Certain perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances associated with aqueous film forming foam are widespread in Canadian surface waters. *Environ Sci Technol*. 51(23):13603-13613. (Disponible en anglais seulement)

Dassuncao C, Hu XC, Zhang X, Bossi R, Dam M, Mikkelsen B, Sunderland EM. 2017. Temporal shifts in poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) in North Atlantic pilot whales indicate large contribution of atmospheric precursors. *Environ Sci Technol*. 51(8):4512-4521. (Disponible en anglais seulement)

Dassuncao C, Pickard H, Pfohl M, Tokranov AK, Li M, Mikkelesen B, Slitt A, Sunderland EM. 2019. Phospholipid levels predict the tissue distribution of poly- and perfluoroalkyl substances in a marine mammal. *Environ Sci Technol Lett*. 6(3):119-125. (Disponible en anglais seulement)

Dasu K, Lee LS, Turco RF, Nies LF. 2013. Aerobic biodegradation of 8:2 fluorotelomer stearate monoester and 8:2 fluorotelomer citrate triester in forest soil. *Chemosphere*. 91(3):399-405. (Disponible en anglais seulement)

Delinsky AD, Strynar MJ, McCann PJ, Varns JL, McMillan L, Nakayama SF, Lindstrom AB. 2010. Geographical distribution of perfluorinated compounds in fish from Minnesota lakes and rivers. *Environ Sci Technol*. 44(7):2549-2554. (Disponible en anglais seulement)

Dennis NM, Hossain F, Subbiah S, Karnjanapiboonwong A, Dennis ML, McCarthy C, Heron CG, Jackson WA, Crago JP, Field JA, et al. 2021. Chronic reproductive toxicity thresholds for northern bobwhite quail (*Colinus virginianus*) exposed to perfluorohexanoic acid (PFHxA) and a mixture of perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and PFHxA. *Environ Toxicol Chem*. 40(9):2601-2614. (Disponible en anglais seulement)

De Smet H., Blust R., Moens L. 1998. Absence of albumin in the plasma of the common carp *Cyprinus carpio*: Binding of fatty acids to high-density lipoprotein. *Fish Physiol Biochem*. 19(1):71-81. (Disponible en anglais seulement)

De Solla SR, De Silva AO, Letcher RJ. 2012. Highly elevated levels of perfluorooctane sulfonate and other perfluorinated acids found in biota and surface water downstream of an international airport, Hamilton, Ontario, Canada. *Environ Int*. 39(1):19-26. (Disponible en anglais seulement)

D'eon JC, Hurley MD, Wallington TJ, Mabury SA. 2006. Atmospheric Chemistry of *N*-methyl perfluorobutane sulfonamidoethanol, C₄F₉SO₂N(CH₃)CH₂CH₂OH: Kinetics and mechanism of reaction with OH. *Environ Sci Technol*. 40(6):1862-1868. (Disponible en anglais seulement)

Dillert R, Bahnemann D, Hidaka H. 2007. Light-induced degradation of perfluorocarboxylic acids in the presence of titanium dioxide. *Chemosphere*. 67(4):785-792. (Disponible en anglais seulement)

Dimitrov S, Kamenska V, Walker J.D, Windle W, Purdy R, Lewis M, Mekenyan O. 2004. Predicting the biodegradation products of perfluorinated chemicals using CATABOL. *SAR QSAR Environ Res*. 15(1):69-82. (Disponible en anglais seulement)

Dimitrov S, Pavlov T, Nedelcheva D, Reuschenbach P, Silvani M, Bias R, Comber M, Low L, Lee C, Parkerton T, et al. 2007. A kinetic model for predicting biodegradation. *SAR QSAR Environ Res*. 18(5-6):443-457. (Disponible en anglais seulement)

Dimitrov S, Pavlov T, Dimitrova N, Georgieva D, Nedelcheva D, Kesova A, Vasilev R, Mekenyan O. 2011. Simulation of chemical metabolism for fate and hazard assessment. II. CATALOGIC simulation of abiotic and microbial degradation. *SAR QSAR Environ Res*. 22(7-8):719-755. (Disponible en anglais seulement)

Dimitrova NH, Dermen IA, Todorova ND, Vasilev KG, Dimitrov SD, Mekenyan OG, Ikenaga Y, Aoyagi T, Zaitsev Y, Hamaguchi C. 2017. CATALOGIC 301C model – validation and improvement. *SAR QSAR Environ Res*. 28(6):511-524. (Disponible en anglais seulement)

- Ding G-H, Frömel T, van den Brandhof E-J, Baerselman R, Peijnenburg WJGM. 2012. Acute toxicity of poly- and perfluorinated compounds to two cladocerans, *Daphnia magna* and *Chydorus sphaericus*. *Environ Toxicol Chem.* 31(3):605-610. (Disponible en anglais seulement)
- Dinglasan-Panlilio MJA, Mabury SA. 2006. Significant residual fluorinated alcohols present in various fluorinated materials. *Environ Sci Technol.* 40(5):1447-1453. (Disponible en anglais seulement)
- Droge STJ. 2019. Membrane-water partition coefficients to aid risk assessment of perfluoroalkyl anions and alkyl sulfates. *Environ Sci Technol.* 53(2):760-770. (Disponible en anglais seulement)
- Du D, Lu Y, Zhou Y, Li Q, Zhang M, Han G, Cui H, Jeppesen E. 2021. Bioaccumulation, trophic transfer and biomagnification of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in the marine food web of the South China Sea. *J Hazard Mater.* 405:124681. (Disponible en anglais seulement)
- Ebert A, Allendorf F, Berger U, Goss K-U, Ulrich N. 2020. Membrane/water partitioning and permeabilities of perfluoroalkyl acids and four of their alternatives and the effects on toxicokinetic behaviour. *Environ Sci Technol.* 54(8):5051-5061. (Disponible en anglais seulement)
- [EC, SC] Environnement Canada, Santé Canada. 2012. Rapport d'évaluation préalable – Acide pentadécafluorooctanoïque, ses sels et ses précurseurs, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.
- Eggers Pedersen K, Basu N, Letcher R, Greaves AK, Sonne C, Dietz R, Styrishave B. 2015. Brain region-specific perfluoroalkylated sulfonate (PFSA) and carboxylic acid (PFCA) accumulation and neurochemical biomarker responses in east Greenland polar bears (*Ursus maritimus*). *Environ Res.* 138:22-31. (Disponible en anglais seulement)
- Eggers Pedersen K, Letcher RJ, Sonne C, Dietz R, Styrishave B. 2016. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) – New endocrine disruptors in polar bears (*Ursus maritimus*)? *Environ Int.* 96:180-189. (Disponible en anglais seulement)
- Ellis DA, Denkenberger KA, Burrow TE, Mabury SA. 2004. The use of ¹⁹F NMR to interpret the structural properties of perfluorocarboxylate acids: A possible correlation with their environmental disposition. *J Phys Chem A.* 108(46):10099-10106. (Disponible en anglais seulement)
- Environnement Canada. 2006. Rapport d'évaluation écologique préalable sur le sulfonate de perfluorooctane, ses sels et ses précurseurs, qui contiennent le groupement C₈F₁₇SO₂, C₈F₁₇SO₃ ou C₈F₁₇SO. Gatineau (QC), Environnement Canada.
- Environnement Canada. 2012. Rapport d'évaluation préalable – Acides perfluorocarboxyliques à longue chaîne (C₉ à C₂₀), leurs sels et leurs précurseurs, Gatineau (QC), Environnement Canada.
- Erikstad KE, Bustnes JO, Lorentsen S-H, Reiertsen TK. 2009. Sex ratio in lesser black-backed gull in relation to environmental pollutants. *Behav Ecol Sociobiol.* 63:931-938. (Disponible en anglais seulement)
- Fair PA, Romano T, Schaefer AM, Reif JS, Bossart GD, Houde M, Muir D, Adams J, Rice C, Hulsey TC, et al. 2013. Associations between perfluoroalkyl compounds and immune and clinical chemistry parameters in highly exposed bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Environ Toxicol Chem.* 32(4):736-746. (Disponible en anglais seulement)
- Falandysz J, Taniyasu S, Gulkowska A, Yamashita N, Schulte-Oehlmann U. 2006. Is fish a major source of fluorinated surfactants and repellents in humans living on the Baltic Coast? *Environ Sci Technol.* 40(3):748-751. (Disponible en anglais seulement)

Flanary JR, Reiner JL, Helke KL, Kucklick JR, Gulland FMD, Becker PR. 2012. Measurements of perfluorinated compounds in plasma of northern fur seals (*Callorhinus ursinus*) and a preliminary assessment of their relationship to peroxisome proliferation and blood chemistry parameters. *Reprod Toxicol.* 33(4):601. (Disponible en anglais seulement)

Frömel T, Knepper TP. 2010. Fluorotelomer ethoxylates: Sources of highly fluorinated environmental contaminants part I: Biotransformation. *Chemosphere.* 80(11):1387-1392. (Disponible en anglais seulement)

Furdui VI, Stock NL, Ellis DA, Butt CM, Whittle M, Crozier PW, Reiner EJ, Muir DCG, Mabury SA. 2007. Spatial distribution of perfluoroalkyl contaminants in lake trout from the Great Lakes. *Environ Sci Technol.* 41(5):1554-1559. (Disponible en anglais seulement)

Furdui VI, Crozier PW, Reiner EJ, Mabury SA. 2008a. Trace level determination of perfluorinated compounds in water by direct injection. *Chemosphere.* 73(1 Suppl):S24-S30. (Disponible en anglais seulement)

Furdui VI, Helm PA, Crozier PW, Lucaciu C, Reiner EI, Marvin CH, Whittle DM, Mabury SA, Tomy GT. 2008b. Temporal trends of perfluoroalkyl compounds with isomer analysis in lake trout from Lake Ontario (1979-2004). *Environ Sci Technol.* 42(13):4739-4744. (Disponible en anglais seulement)

Gamberg M, Muir DCG, Karrman A, Cuyler C, Rigét F, Bossi R, Carlsson P, Roos A. 2017. Perfluoroalkyl acids in Arctic caribou and reindeer. *Organohalogen Compd.* 79:795-798. (Disponible en anglais seulement)

Gao K, Miao X, Fu J, Chen Y, Li H, Pan W, Fu J, Zhang Q, Zhang A, Jiang G. 2020a. Occurrence and trophic transfer of per- and polyfluoroalkyl substances in an Antarctic ecosystem. *Environ Pollut.* 257:113383. (Disponible en anglais seulement)

Gao S, Liu H, Chang H, Zhang Z, Hu J, Tao S, Wan Y. 2020b. Visualized metabolic disorder and its chemical inducer in wild crucian carp from Taihu Lake, China. *Environ Sci Technol.* 54(6):3343-3352. (Disponible en anglais seulement)

Gebbink WA, Letcher RJ, Hebert CE, Weseloh DVC. 2011. Twenty years of temporal change in perfluoroalkyl sulfonate and carboxylate contaminants in herring gull eggs from the Laurentian Great Lakes. *J Environ Monitor.* 13(12):3365-3372. (Disponible en anglais seulement)

Gebbink WA, Bossi R, Rigét FF, Rosing-Asvid A, Sonne C, Dietz R. 2016. Observation of emerging per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in Greenland marine mammals. *Chemosphere.* 144:2384-2391. (Disponible en anglais seulement)

Gewurtz SB, Martin PA, Letcher RJ, Burgess NM, Champoux L, Elliott JE, Weseloh DVC. 2016. Spatio-temporal trends and monitoring design of perfluoroalkyl acids in the eggs of gull (Larid) species from across Canada and parts of the United States. *Sci Total Environ.* 565:440-450. (Disponible en anglais seulement)

Gewurtz SB, Martin PA, Letcher RJ, Burgess NM, Champoux L, Elliott JE, Idrissi A. 2018. Perfluoroalkyl acids in European starling eggs indicate landfill and urban influences in Canadian terrestrial environments. *Environ Sci Technol.* 52(10):5571-5580. (Disponible en anglais seulement)

Gewurtz SB, Bradley LE, Backus S, Dove A, McGoldrick D, Hung H, Dryfhout-Clark H. 2019. Perfluoroalkyl acids in Great Lakes precipitation and surface water (2006–2018) indicate response to

phase-outs, regulatory action, and variability in fate and transport processes. *Environ Sci Technol.* 53(15):8543-8552. (Disponible en anglais seulement)

Gewurtz SB, Guerra P, Kim MG, Jones F, Urbanic JC, Teslic S, Smyth SA. 2020. Wastewater treatment lagoons: Local pathways of perfluoroalkyl acids and brominated flame retardants to the Arctic environment. *Environ Sci Technol.* 54(10):6053-6062. (Disponible en anglais seulement)

Giesy JP, Newsted JL. 2001. Selected fluorochemicals in the Decatur, Alabama area. Project No. 178401. Report prepared for 3M. (Disponible en anglais seulement)

Göckener B, Fliedner A, Rüdell H, Fettig I, Koschorreck J. 2021. Exploring unknown per- and polyfluoroalkyl substances in the German environment – The total oxidizable precursor assay as helpful tool in research and regulation. *Sci Total Environ.* 782:146825. (Disponible en anglais seulement)

Godfrey A, Abdel-Moneim A, Sepúlveda MS. 2017. Acute mixture toxicity of halogenated chemicals and their next generation counterparts on zebrafish embryos. *Chemosphere.* 181:710-712. (Disponible en anglais seulement)

Goeritz I, Falk S, Stahl T, Schäfers C, Schlechtriem C. 2013. Biomagnification and tissue distribution of perfluoroalkyl substances (PFASs) in market-size rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ Toxicol Chem.* 32(9):2078-2088. (Disponible en anglais seulement)

Gorochategui E, Lacorte S, Tauler R, Martin FL. 2016. Perfluoroalkylated substance effects in *Xenopus laevis* A6 kidney epithelial cells determined by ATR-FTIR spectroscopy and chemometric analysis. *Chem Res Toxicol.* 29(5):924-932. (Disponible en anglais seulement)

Gray JS. 2002. Biomagnification in marine systems: The perspective of an ecologist. *Mar Pollut Bull.* 45(1-12):46-52. (Disponible en anglais seulement)

Greaves AK, Letcher RJ, Sonne C, Dietz R, Born EW. 2012. Tissue-specific concentrations and patterns of perfluoroalkyl carboxylates and sulfonates in East Greenland polar bears. *Environ Sci Technol.* 46(21):11575-11583. (Disponible en anglais seulement)

Greaves AK, Letcher RJ, Sonne C, Dietz R. 2013. Brain region distribution and patterns of bioaccumulative perfluoroalkyl carboxylates and sulfonates in East Greenland polar bears (*Ursus maritimus*). 2013. *Environ Toxicol Chem.* 32(3):713-722. (Disponible en anglais seulement)

Groffen T, Lasters R, Lopez-Antia A, Prinsen E, Bervoets L, Eens M. 2019. Limited reproductive impairment in a passerine bird species exposed along a perfluoroalkyl acid (PFAA) pollution gradient. *Sci Total Environ.* 652:718-728. (Disponible en anglais seulement)

Grønnestad R, Villanger GD, Polder A, Kovacs KM, Lydersen C, Jenssen BM, Borga K. 2018. Effects of a complex contaminant mixture on thyroid hormones in breeding hooded seal mothers and their pups. *Environ Pollut.* 240:10-16. (Disponible en anglais seulement)

Grønnestad R, Pérez Vázquez B, Arukwe A, Jaspers VLB, Jenssen BM, Karimi M, Lyche JL, Krøkje A. 2019. Levels, patterns, and biomagnification potential of perfluoroalkyl substances in a terrestrial food chain in a Nordic skiing area. *Environ Sci Technol.* 53(22):13390-13397. (Disponible en anglais seulement)

- Guelfo JL, Higgins CP. 2013. Subsurface transport potential of perfluoroalkyl acids at aqueous film-forming foam (AFFF)-impacted sites. *Environ Sci Technol.* 47(9):4164-4171. (Disponible en anglais seulement)
- Guerra P, Kim M, Kinsman L, Ng T, Alaei M, Smyth SA. 2014. Parameters affecting the formation of perfluoroalkyl acids during wastewater treatment. *J Hazard Mater.* 272:148-154. (Disponible en anglais seulement)
- Guillette TC, McCord J, Guillette M, Polera ME, Rachels KT, Morgeson C, Kotlarz N, Knappe DRU, Reading BJ, Strynar M, et al. 2020. Elevated levels of per- and polyfluoroalkyl substances in Cape Fear River striped bass (*Morone saxatilis*) are associated with biomarkers of altered immune and liver function. *Environ Int.* 136:105358. (Disponible en anglais seulement)
- Gulkowska A, Falandysz J, Taniyasu S, Bochentyn I, So MK, Yamashita N. 2005. Perfluorinated chemicals in blood of fish and waterfowl from Gulf of Gdansk, Baltic Sea. Poster presentation at Fluoros Symposium, An International Symposium on Fluorinated Alkyl Organics in the Environment; 18-20 août 2005; Toronto, Canada. (Disponible en anglais seulement)
- Gulkowska A, Jiang Q, So MK, Taniyasu S, Lam PKS, Yamashita N. 2006. Persistent perfluorinated acids in seafood collected from two cities of China. *Environ Sci Technol.* 40(12):3736-3741. (Disponible en anglais seulement)
- Hakli O, Ertekin K, Ozer MS, Aycan S. 2008. Determination of pK_a values of clinically important perfluorochemicals in nonaqueous media. *J Anal Chem.* 63(11):1051-1056. (Disponible en anglais seulement)
- Hansen E, Huber N, Bustnes JO, Herzke D, Bårdsen B-J, Eulaers I, Johnsen TV, Bourgeon S. 2020. A novel use of the leukocyte coping capacity assay to assess the immunomodulatory effects of organohalogenated contaminants in avian wildlife. *Environ Int.* 142:105861. (Disponible en anglais seulement)
- Hatton J, Holton C, DiGiuseppi B. 2018. Occurrence and behaviour of per- and polyfluoroalkyl substances from aqueous film-forming foam in groundwater systems. *Remediation J.* 28(2):89-99. (Disponible en anglais seulement)
- Haukås M, Berger U, Hop H, Gulliksen B, Gabrielsen GW. 2007. Bioaccumulation of per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAS) in selected species from the Barents Sea food web. *Environ Pollut.* 148(1):360-371. (Disponible en anglais seulement)
- Herzke D, Nygård T, Berger U, Huber S, Røv N. 2009. Perfluorinated and other persistent halogenated organic compounds in European shag (*Phalacrocorax aristotelis*) and common eider (*Somateria mollissima*) from Norway: A suburban to remote pollutant gradient. *Sci Total Environ.* 408(2):340-348. (Disponible en anglais seulement)
- Hickey NJ, Crump D, Jones SP, Kennedy SW. 2009. Effects of 18 perfluoroalkyl compounds on mRNA expression in chicken embryo hepatocyte cultures. *Toxicol Sci.* 111(2):311-320. (Disponible en anglais seulement)
- Higgins CP, Luthy RG. 2006. Sorption of perfluorinated surfactants on sediments. *Environ Sci Technol.* 40(23):7251-7256. (Disponible en anglais seulement)

Hoke RA, Bouchelle LD, Ferrel BD, Buck RC. 2012. Comparative acute freshwater hazard assessment and preliminary PNEC development for eight fluorinated acids. *Chemosphere*. 87(7):725-733. (Disponible en anglais seulement)

Holden PR, Tugwood JD. 1999. Peroxisome proliferator-activated receptor alpha: Role in rodent liver cancer and species differences. *J Mol Endocrinol*. 22(1):1-8. (Disponible en anglais seulement)

Holmström KE, Berger U. 2008. Tissue distribution of perfluorinated surfactants in common guillemot (*Uria aalge*) from the Baltic Sea. *Environ Sci Technol*. 42(16):5879-5884. (Disponible en anglais seulement)

Holmström KE, Johansson A-K, Bignert A, Lindberg P, Berger U. 2010. Temporal trends of perfluorinated surfactants in Swedish peregrine falcon eggs (*Falco peregrinus*), 1974-2007. *Environ Sci Technol*. 44(11):4083-4088. (Disponible en anglais seulement)

Hong SH, Reiner JL, Jang M, Schuur SS, Han GM, Kucklick JR, Shim WJ. 2022. Levels and profiles of perfluorinated alkyl acids in liver tissues of birds with different habitat types and trophic levels from an urbanized coastal region of South Korea. *Sci Total Environ*. 806(Pt 3):151263. (Disponible en anglais seulement)

Hoover GM, Chislock MF, Tornabene BJ, Guffey SC, Choi YJ, De Perre C, Hoverman JT, Lee LS, Sepúlveda MS. 2017. Uptake and depuration of four per/polyfluoroalkyl substances (PFASS) in northern leopard frog *Rana pipiens* tadpoles. *Environ Sci Technol Lett*. 4(10):399-403. (Disponible en anglais seulement)

Hoover G, Kar S, Guffey S, Leszczynski J, Sepúlveda MS. 2019. *In vitro* and *in silico* modeling of perfluoroalkyl substances mixture toxicity in an amphibian fibroblast cell line. *Chemosphere*. 233:25-33. (Disponible en anglais seulement)

Hori H, Yamamoto A, Hayakawa E, Taniyasu S, Yamashita N, Kutsuna S, Kiatagawa H, Arakawa R. 2005. Efficient decomposition of environmentally persistent perfluorocarboxylic acids by use of persulfate as a photochemical oxidant. *Environ Sci Technol*. 39(7):2383-2388. (Disponible en anglais seulement)

Hori H, Nagaoka Y, Murayama M, Kutsuna S. 2008. Efficient decomposition of perfluorocarboxylic acids and alternative fluorochemical surfactants in hot water. *Environ Sci Technol*. 42(19):7438-7443. (Disponible en anglais seulement)

Houde M, Wells RS, Fair PA, Bossart GD, Hohn AA, Rowles TK, Sweeney JC, Solomon KR, Muir DCG. 2005. Polyfluoroalkyl compounds in free-ranging bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Gulf of Mexico and the Atlantic Ocean. *Environ Sci Technol*. 39(17):6591-6598. (Disponible en anglais seulement)

Houde M, Bujas TAD, Small J, Wells RS, Fair PA, Bossart GD, Solomon KR, Muir DCG. 2006a. Biomagnification of perfluoroalkyl compounds in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) food web. *Environ Sci Technol*. 40(13):4138-4144. (Disponible en anglais seulement)

Houde M, Martin JW, Letcher RJ, Solomon KR, Muir DG. 2006b. Biological monitoring of polyfluoroalkyl substances: a review. *Environ Sci Technol*. 40:3463-3473. (Disponible en anglais seulement)

Houde M, Balmer BC, Brandsma S, Wells RS, Rowles TK, Solomon KR, Muir DCG. 2006c. Perfluoroalkyl compounds in relation to life-history and reproductive parameters in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from Sarasota Bay, Florida, USA. *Environ Toxicol Chem* 25(9):2405-2412. (Disponible en anglais seulement)

- Houde M, Douville M, Despatie S-P, De Silva AO, Spencer C. 2013. Induction of gene responses in St. Lawrence northern pike (*Esox lucius*) environmentally exposed to perfluorinated compounds. *Chemosphere*. 92(9):1195-1200. (Disponible en anglais seulement)
- Houde M, Giraudo M, Douville M, Bougas B, Couture P, De Silva AO, Spencer C, Lair S, Verreault J, Bernatchez L, et al. 2014. A multi-level biological approach to evaluate impacts of a major municipal effluent in wild St. Lawrence River yellow perch (*Perca flavescens*). *Sci Total Environ*. 497-498:307-318. (Disponible en anglais seulement)
- Huang K, Li Y, Bu D, Fu J, Wang M, Zhou W, Gu L, Fu Y, Cong Z, Hu B, et al. 2022. Trophic magnification of short-chain per- and polyfluoroalkyl substances in a terrestrial food chain from the Tibetan Plateau. *Environ Sci Technol Lett*. 9(2):147-152. (Disponible en anglais seulement)
- Hundley SG, Sarrif AM, Kennedy GL. 2006. Absorption, distribution, and excretion of ammonium perfluorooctanoate (APFO) after oral administration to various species. *Drug Chem Toxicol*. 29(2):137-145. (Disponible en anglais seulement)
- Hurley MD, Sulbaek Andersen MP, Wallington TJ, Ellis DA, Martin JW, Mabury SA. 2004. Atmospheric chemistry of perfluorinated carboxylic acids: Reaction with OH radicals and atmospheric lifetimes. *J Phys Chem A*. 108(4):615-620. (Disponible en anglais seulement)
- Inoue Y, Hashizume N, Yakata N, Murakami H, Suzuki Y, Kikushima E, Otsuka M. 2012. Unique physiochemical properties of perfluorinated compounds and their bioconcentration in common carp *Cyprinus carpio* L. *Arch Environ Contam Toxicol*. 62(4):672-680. (Disponible en anglais seulement)
- Ishibashi H, Iwata H, Kim E-Y, Tao L, Kannan K, Amano M, Miyazaki N, Tanabe S, Batoev VB, Petrov EA. 2008a. Contamination and effects of perfluorochemicals in Baikal seal (*Pusa sibirica*). 1. Residue level, tissue distribution, and temporal trend. *Environ Sci Technol*. 42(7):2295-2301. (Disponible en anglais seulement)
- Ishibashi H, Iwata H, Kim E-Y, Tao L, Kannan K, Tanabe S, Batoev VB, Petrov EA. 2008b. Contamination and effects of perfluorochemicals in Baikal seal (*Pusa sibirica*). 2. Molecular characterization, expression level, and transcriptional activation of peroxisome proliferator-activated receptor alpha. *Environ Sci Technol*. 42(7):2302-2308. (Disponible en anglais seulement)
- Ishibashi H, Kim E-Y, Iwata H. 2011. Transactivation potencies of the Baikal seal (*Pusa sibirica*) peroxisome proliferator-activated receptor alpha by perfluoroalkyl carboxylates and sulfonates: Estimation of PFOA induction equivalency factors. *Environ Sci Technol*. 45(7):3123-3130. (Disponible en anglais seulement)
- Jackson DA, Wallington TJ, Mabury SA. 2013. Atmospheric oxidation of polyfluorinated amides: Historical source of perfluorinated carboxylic acids to the environment. *Environ Sci Technol*. 47(9):4317-4324. (Disponible en anglais seulement)
- Jaworska J, Dimitrov S, Nikolova N, Mekenyan O. 2002. Probabilistic assessment of biodegradability based on metabolic pathways: Catabol system. *SAR QSAR Environ Res*. 13(2):307-323. (Disponible en anglais seulement)
- Jing P, Rodgers PJ, Amemiya S. 2009. High lipophilicity of perfluoroalkyl carboxylate and sulfonate: Implications for their membrane permeability. *J Am Chem Soc*. 131(6):2290-2296. (Disponible en anglais seulement)

- Jones PD, Hu W, de Coen W, Newsted JL, Giesy JP. 2003. Binding of perfluorinated fatty acids to serum proteins. *Environ Toxicol Chem.* 22(11):2639-2649. (Disponible en anglais seulement)
- Kaboré HA, Goeury K, Desrosiers M, Duy SV, Liu J, Cabana G, Munoz G, Sauvé S. 2022. Novel and legacy per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in freshwater sporting fish from background and firefighting foam impacted ecosystems in Eastern Canada. *Sci Total Environ.* 816:151563. (Disponible en anglais seulement)
- Kannan K, Newsted J, Halbrook RS, Giesy JP. 2002a. Perfluorooctanesulfonate and related fluorinated hydrocarbons in mink and river otters from the United States. *Environ Sci Technol.* 36(12):2566-2571. (Disponible en anglais seulement)
- Kannan K, Corsolini S, Falandysz J, Oehme G, Focardi S, Giesy JP. 2002b. Perfluorooctane sulfonate and related fluorinated hydrocarbons in marine mammals, fishes, and birds from coasts of the Baltic and the Mediterranean Seas. *Environ Sci Technol.* 36(15):3210-3216. (Disponible en anglais seulement)
- Kannan K, Choi J-W, Iseki N, Senthilkumar K, Kim DH, Masunaga S, Giesy JP. 2002c. Concentrations of perfluorinated acids in livers of birds from Japan and Korea. *Chemosphere.* 49(3):225-231. (Disponible en anglais seulement)
- Kannan K, Tao L, Sinclair E, Pastva SD, Jude DJ, Giesy JP. 2005. Perfluorinated compounds in aquatic organisms at various trophic levels in a Great Lakes food chain. *Arch Environ Contam Toxicol.* 48(4):559-566. (Disponible en anglais seulement)
- Karnjanapiboonwong A, Deb SK, Subbiah S, Wang D, Anderson TA. 2018. Perfluoroalkylsulfonic and carboxylic acids in earthworms (*Eisenia fetida*): Accumulation and effects results from spiked soils at PFAS concentrations bracketing environmental relevance. *Chemosphere.* 199:168-173. (Disponible en anglais seulement)
- Keller JM, Kannan K, Taniyasu S, Yamashita N, Day RD, Arendt MD, Segars AL, Kucklick JR. 2005. Perfluorinated compounds in the plasma of loggerhead and Kemp's ridley sea turtles from the southeastern coast of the United States. *Environ Sci Technol.* 39(23):9101-9108. (Disponible en anglais seulement)
- Kelly BC, Gobas FAPC, McLachlan MS. 2004. Intestinal absorption and biomagnification of organic contaminants in fish, wildlife, and humans. *Environ Toxicol Chem.* 23(10):2324-2336. (Disponible en anglais seulement)
- Kelly BC, Ikonomou MG, Blair JD, Surridge B, Hoover D, Grace R, Gobas FAPC. 2009. Perfluoroalkyl contaminants in an Arctic marine food web: Trophic magnification and wildlife exposure. *Environ Sci Technol.* 43(11):4037-4043. (Disponible en anglais seulement)
- Key BD, Howell RD, Criddle CS. 1997. Fluorinated organics in the biosphere. *Environ Sci Technol.* 31(9):2445-2454. (Disponible en anglais seulement)
- Kim MH, Wang N, McDonald T, Chu K-H. 2012. Biodefluorination and biotransformation of fluorotelomer alcohols by two alkane-degrading *Pseudomonas* strains. *Biotechnol Bioeng.* 109(12):3041-3048. (Disponible en anglais seulement)
- Kim MH, Wang N, Chu KH. 2014. 6:2 fluorotelomer alcohol (6:2 FTOH) biodegradation by multiple microbial species under different physiological conditions. *Appl Microbiol Biotechnol.* 98(4):1831-1840. (Disponible en anglais seulement)

- Kim M, Li LY, Grace JR, Yue C. 2015. Selecting reliable physicochemical properties of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) based on molecular descriptors. *Environ Pollut.* 196:462-472. (Disponible en anglais seulement)
- Kirk-Othmer. 1994. Fluorine compounds, organic (higher acids). In: Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology. vol. 11. New York (NY): Wiley. p. 551. (Disponible en anglais seulement)
- Knudsen LB, Borgå K, Jørgensen EH, van Bavel B, Schlabach M, Verreault J, Gabrielsen GW. 2007. Halogenated organic contaminants and mercury in northern fulmars (*Fulmarus glacialis*): Levels, relationships to dietary descriptors and blood to liver comparison. *Environ Pollut.* 146(1):25-33. (Disponible en anglais seulement)
- Koswig K. 2000. [Sulfonic acids, aliphatic](#). In: Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry. John Wiley & Sons, Ltd. [Consulté le 7 juillet 2022]. (Disponible en anglais seulement)
- Kurtz AE, Reiner JL, West KL, Jensen BA. 2019. Perfluorinated alkyl acids in Hawaiian cetaceans and potential biomarkers of effect: Peroxisome proliferator-activated receptor alpha and cytochrome P450 4A. *Environ Sci Technol.* 53(5):2830-2839. (Disponible en anglais seulement)
- Kwadijk CJAF, Korytár P, Koelmans AA. 2010. Distribution of perfluorinated compounds in aquatic systems in the Netherlands. *Environ Sci Technol.* 44(10):3746-3751. (Disponible en anglais seulement)
- Langford KH, Kringstad A, Brooks L, Reid M. 2010. Inputs of perfluorinated compounds from skiing activities to the Norwegian recreational environment. Nordic Environmental Chemistry Conference, Longyearbyen, Svalbard, Norway (cited in Plassmann and Berger 2013). (Disponible en anglais seulement)
- Larter NC, Muir D, Wang X, Allaire DG, Kelly A, Cox K. 2017. Persistent organic pollutants in the livers of moose harvested in the southern Northwest Territories, Canada. *ALCES.* 53:65-83. (Disponible en anglais seulement)
- Lasier PJ, Washington JW, Hassan SM, Jenkins TM. 2011. Perfluorinated chemicals in surface waters and sediments from northwest Georgia, USA, and their bioaccumulation in *Lumbriculus variegatus*. *Environ Toxicol Chem.* 30(10):2194-2201. (Disponible en anglais seulement)
- Latala A, Nędzi M, Stepnowski P. 2009. Acute toxicity assessment of perfluorinated carboxylic acids towards the Baltic microalgae. *Environ Toxicol Pharmacol.* 28(2):167-171. (Disponible en anglais seulement)
- Leat EHK, Bourgeon S, Eze JI, Muir DCG, Williamson M, Bustnes JO, Furness RW, Borgå K. 2013. Perfluoroalkyl substances in egg and plasma of an avian top predator, great skua (*Stercorarius skua*), in the North Atlantic. *Environ Toxicol Chem.* 32(3):569-576. (Disponible en anglais seulement)
- Lee H, D'eon J, Mabury SA. 2010. Biodegradation of polyfluoroalkyl phosphates as a source of perfluorinated acids to the environment. *Environ Sci Technol.* 44(9):3305-3310. (Disponible en anglais seulement)
- Lee JJ, Schultz IR. 2010. Sex differences in the uptake and disposition of perfluorooctanoic acid in fathead minnows after oral dosing. *Environ Sci Technol.* 44(1):491-496. (Disponible en anglais seulement)
- Lehmler H-J, Oyewumi MO, Jay M, Bummer PM. 2001. Behavior of partially fluorinated carboxylic acids at the air-water interface. *J Fluorine Chem.* 107(1):141-146. (Disponible en anglais seulement)

- Lehmle H-J, Xie W, Bothun GD, Bummer PM, Knutson BL. 2006. Mixing of perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) potassium salt with dipalmitoyl phosphatidylcholine (DPPC). *Colloids Surf. B Biointerfaces*. 51(1):25-29. (Disponible en anglais seulement)
- Leonel J, Kannan K, Tao L, Fillmann G, Montone RC. 2008. A baseline study of perfluorochemicals in Franciscana dolphin and Subantarctic fur seal from coastal waters of Southern Brazil. *Baseline Mar Pollut Bull*. 56(4):770-797. (Disponible en anglais seulement)
- Lescord GL, Kidd KA, De Silva AO, Williamson M, Spencer C, Wang X, Muir DCG. 2015. Perfluorinated and polyfluorinated compounds in lake food webs from the Canadian High Arctic. *Environ Sci Technol*. 49(5):2694-2702. (Disponible en anglais seulement)
- Letcher RJ, Bustnes JO, Dietz R, Jenssen BM, Jørgensen EH, Sonne C, Verreault J, Vijayan MM, Gabrielsen GW. 2010. Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish. *Sci Total Environ*. 408(15):2995-3043. (Disponible en anglais seulement)
- Letcher RJ, Chu S, McKinney MA, Tomy GT, Sonne C, Dietz R. 2014. Comparative hepatic *in vitro* depletion and metabolite formation of major perfluorooctane sulfonate precursors in Arctic polar bear, beluga whale, and ringed seal. *Chemosphere*. 112:225-231. (Disponible en anglais seulement)
- Letcher RJ, Su G, Moore JN, Williams LL, Martin PA, de Solla SR, Bowerman WW. 2015. Perfluorinated sulfonate and carboxylate compounds and precursors in herring gull eggs from across the Laurentian Great Lakes of North America: Temporal and recent spatial comparisons and exposure implications. *Sci Total Environ*. 538:468-477. (Disponible en anglais seulement)
- Letcher RJ, Morris AD, Dyck M, Sverko E, Reiner EJ, Blair DAD, Chu SG, Shen L. 2018. Legacy and new halogenated persistent organic pollutants in polar bears from a contamination hotspot in the Arctic, Hudson Bay Canada. *Sci Total Environ*. 610-611:121-136. (Disponible en anglais seulement)
- Li X, Yeung LWY, Taniyasu S, Lam PKS, Yamashita N, Xu M, Dai J. 2008. Accumulation of perfluorinated compounds in captive Bengal tigers (*Panthera tigris tigris*) and African lions (*Panthera leo* Linnaeus) in China. *Chemosphere*. 73(10):1649-1653. (Disponible en anglais seulement)
- Li Z, Yu Z, Yin D. 2021. Multi- and trans-generational disturbances of perfluorobutane sulfonate and perfluorohexane sulfonate on lipid metabolism in *Caenorhabditis elegans*. *Chemosphere*. 280:130666. (Disponible en anglais seulement)
- Liu J, Lee LS, Nies LF, Nakatsu CH, Turco RF. 2007. Biotransformation of 8:2 fluorotelomer alcohol in soil and by soil bacteria isolates. *Environ Sci Technol*. 41(23):8024-8030. (Disponible en anglais seulement)
- Liu W, Chen S, Quan X, Jin Y-H. 2008. Toxic effect of serial perfluorosulfonic and perfluorocarboxylic acids on the membrane system of a freshwater alga measured by flow cytometry. *Environ Toxicol Chem*. 27(7):1597-1604. (Disponible en anglais seulement)
- Liu J, Wang N, Szostek B, Buck RC, Panciroli PK, Folsom PW, Sulecki LM, Bellin CA. 2010a. 6-2 Fluorotelomer alcohol aerobic biodegradation in soil and mixed bacterial culture. *Chemosphere*. 78(4):437-444. (Disponible en anglais seulement)
- Liu J, Wang N, Buck RC, Wolstenholme BW, Folsom PW, Sulecki LM, Bellin CA. 2010b. Aerobic biodegradation of [¹⁴C] 6:2 fluorotelomer alcohol in a flow-through soil incubation system. *Chemosphere*. 80(7):716-723. (Disponible en anglais seulement)

- Liu W, He W, Wu J, Qin N, He Q, Xu F. 2018a. Residues, bioaccumulations and biomagnification of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in aquatic animals from Lake Chaohu, China. *Environ Pollut.* 240:607-614. (Disponible en anglais seulement)
- Liu Y, Richardson ES, Derocher AE, Lunn NJ, Lehmler H-J, Li X, Zhang Y, Cui JY, Cheng L, Martin JW. 2018b. Hundreds of unrecognized halogenated contaminants discovered in polar bear serum. *Angew Chem Int Ed.* 57(50):16401-16406. (Disponible en anglais seulement)
- Liu M, Munoz G, Duy SV, Sauvé S, Liu J. 2022. Per- and polyfluoroalkyl substances in contaminated soil and groundwater at airports: A Canadian case study. *Environ Sci Technol.* 56(2):885-895. (Disponible en anglais seulement)
- Llorca M, Farré M, Tavano MS, Alonso B, Koremblit G, Barceló D. 2012. Fate of a broad spectrum of perfluorinated compounds in soils and biota from Tierra del Fuego and Antarctica. *Environ Pollut.* 163:158-166. (Disponible en anglais seulement)
- Loi EIH, Yeung LWY, Taniyasu S, Lam PKS, Kannan K, Yamashita N. 2011. Trophic magnification of poly- and perfluorinated compounds in a subtropical food web. *Environ Sci Technol.* 45(13):5506-5513. (Disponible en anglais seulement)
- MacInnis JJ, French K, Muir DCG, Spencer C, Criscitiello A, De Silva AO, Young CJ. 2017. Emerging investigator series: A 14-year depositional ice record of perfluoroalkyl substances in the High Arctic. *Environ Sci : Processes Impacts.* 19(1):22-30. (Disponible en anglais seulement)
- MacInnis JJ, Lehnher I, Muir DCG, St. Pierre KA, St. Louis VL, Spencer C, De Silva AO. 2019a. Fate and transport of perfluoroalkyl substances from snowpacks into a lake in the High Arctic of Canada. *Environ Sci Technol.* 53(18):10753-10762. (Disponible en anglais seulement)
- MacInnis JJ, Lehnher I, Muir DCG, Quinlan R, De Silva AO. 2019b. Characterization of perfluoroalkyl substances in sediment cores from High and Low Arctic lakes in Canada. *Sci Total Environ.* 666:414-422. (Disponible en anglais seulement)
- MacInnis J, De Silva AO, Lehnher I, Muir DCG, Pierre KAS, St. Louis VL, Spencer C. 2022. Investigation of perfluoroalkyl substances in proglacial rivers and permafrost seep in a high Arctic watershed. *Environ Sci : Processes Impacts.* 24(1):42-51. (Disponible en anglais seulement)
- Mackay D, Fraser A. 2000. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: Mechanisms and models. *Environ Pollut.* 110(3):375-391. (Disponible en anglais seulement)
- Mackay D, Celsie AKD, Arnot JA, Powell DE. 2006. Processes influencing chemical biomagnification and trophic magnification factors in aquatic ecosystems: Implications for chemical hazard and risk assessment. *Chemosphere.* 154:99-108. (Disponible en anglais seulement)
- MacLeod M, Breitholtz M, Cousins IT, de Wit CA, Persson LM, Rudén C, McLachlan MS. 2014. Identifying chemicals that are planetary boundary threats. *Environ Sci Technol.* 48(19):11057-11063. (Disponible en anglais seulement)
- Mahapatra CT, Damayanti NP, Guffey SC, Serafin JS, Irudayaraj J, Sepúlveda MS. 2016. Comparative *in vitro* toxicity assessment of perfluorinated carboxylic acids. *J Appl Toxicol.* 37(6):699-708. (Disponible en anglais seulement)
- Manera M, Britti D. 2006. Assessment of blood chemistry normal ranges in rainbow trout. *J Fish Biol.* 69(5):1427-1434. (Disponible en anglais seulement)

- Martin JW, Mabury SA, Solomon KR, Muir DCG. 2003a. Dietary accumulation of perfluorinated acids in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ Toxicol Chem.* 22(1):189-195. (Disponible en anglais seulement)
- Martin JW, Mabury SA, Solomon KR, Muir DCG. 2003b. Bioconcentration and tissue distribution of perfluorinated acids in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ Toxicol Chem.* 22(1):196-204. (Disponible en anglais seulement)
- Martin JW, Ellis DA, Mabury SA, Hurley MD, Wallington TJ. 2006. Atmospheric chemistry of perfluoroalkanesulfonamides: Kinetic and product studies of the OH radical and Cl atom initiated oxidation of *N*-ethyl perfluorobutanesulfonamide. *Environ Sci Technol.* 40(3):864-872. (Disponible en anglais seulement)
- Marziali L, Rosignoli F, Valsecchi S, Polesello S, Stefani F. 2019. Effects of perfluoroalkyl substances on a multigenerational scale: A case study with *Chironomus riparius* (Diptera, Chironomidae). *Environ Toxicol Chem.* 38(5):988-999. (Disponible en anglais seulement)
- Menger F, Pohl J, Ahrens L, Carlsson G, Örn S. 2020. Behavioural effects and bioconcentration of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in zebrafish (*Danio rerio*) embryos. *Chemosphere.* 245:125573. (Disponible en anglais seulement)
- Meyer J, Jaspers VLB, Eens M, de Coem W. 2009. The relationship between perfluorinated chemical levels in the feathers and livers of birds from different trophic levels. *Sci Total Environ.* 407(22):5894-5900. (Disponible en anglais seulement)
- Meyer T, De Silva AO, Spencer C, Wania F. 2011. Fate of perfluorinated carboxylates and sulfonates during snowmelt within an urban watershed. *Environ Sci Technol.* 45(19):8113-8119. (Disponible en anglais seulement)
- Miljeteig C, Strøm H, Gavrilov MV, Volkov A, Jenssen BM, Gabrielsen GW. 2009. High levels of contaminants in ivory gull *Pagophila eburnea* eggs from the Russian and Norwegian Arctic. *Environ Sci Technol.* 43(14):5521-5528. (Disponible en anglais seulement)
- Miljeteig C, Gabrielsen GW, Strøm H, Gavrilov MV, Lie E, Jenssen BM. 2012. Eggshell thinning and decreased concentrations of vitamin E are associated with contaminants in eggs of ivory gulls. *Sci Total Environ.* 431:92-99. (Disponible en anglais seulement)
- Miller A, Elliott JE, Elliott KH, Lee S, Cyr F. 2015. Temporal trends of perfluoroalkyl substances (PFAS) in eggs of coastal and offshore birds: Increasing PFAS levels associated with offshore bird species breeding on the Pacific coast of Canada and wintering near Asia. *Environ Toxicol Chem.* 34(8):1799-1808. (Disponible en anglais seulement)
- Moody CA, Kwan WC, Martin JW, Muir DCG, Mabury SA. 2001. Determination of perfluorinated surfactants in surface water samples by two independent analytical techniques: Liquid chromatography/tandem mass spectrometry and ¹⁹F NMR. *Anal Chem.* 73(10):2200-2206. (Disponible en anglais seulement)
- Moody CA, Martin JW, Kwan WC, Muir DCG, Mabury SA. 2002. Monitoring perfluorinated surfactants in biota and surface water samples following an accidental release of fire-fighting foam into Etobicoke Creek. *Environ Sci Technol.* 36(4):545-551. (Disponible en anglais seulement)

Morales L, Martrat MG, Olmos J, Parera J, Vicente J, Bertolero A, Abalos M, Lacorte S, Santos FJ, Abad E. 2012. Persistent organic pollutants in gull eggs of two species (*Larus michahellis* and *Larus audouinii*) from the Ebro delta Natural Park. *Chemosphere*. 88(11):1306-1316. (Disponible en anglais seulement)

Moroi Y, Yano H, Shibata O, Yonemitsu T. 2001. Determination of acidity constants of perfluoroalkanoic acids. *Bull Chem Soc Jpn*. 74(4):667-672. (Disponible en anglais seulement)

[MSDS] Material Safety Data Sheet. 2004. Heptafluorobutyric acid [PDF]. Oakville (ON) : Sigma-Aldrich. [accessed 2008 Sep 15]. (Disponible en anglais seulement)

Muir D, Miaz LT. 2021. Spatial and temporal trends of perfluoroalkyl substances in global ocean and coastal waters. *Environ Sci Technol*. 55(14):9527-9537. (Disponible en anglais seulement)

Munoz G, Budzinski H, Babut M, Drouineau H, Lauzent M, Le Menach K, Lobry J, Selleslagh J, Simonnet-Laprade C, Labadie P. 2017a. Evidence for the trophic transfer of perfluoroalkylated substances in a temperate macrotidal estuary. *Environ Sci Technol*. 51(15):8450-8459. (Disponible en anglais seulement)

Munoz G, Desrosiers M, Duy SV, Labadie P, Budzinski H, Liu J, Sauvé S. 2017b. Environmental occurrence of perfluoroalkyl acids and novel fluorotelomer surfactants in the freshwater fish *Catostomus commersonii* and sediments following firefighting foam deployment at the Lac-Mégantic railway accident. *Environ Sci Technol*. 51(3):1231-1240. (Disponible en anglais seulement)

Murakami M, Adachi N, Saha M, Morita C, Takada H. 2011. Levels, temporal trends, and tissue distribution of perfluorinated surfactants in freshwater fish from Asian countries. *Arch Environ Contam Toxicol*. 61(4):631-641. (Disponible en anglais seulement)

Myers AL, Mabury SA. 2010. Fate of fluorotelomer acids in a soil-water microcosm. *Environ Toxicol Chem*. 29(8):1689-1695. (Disponible en anglais seulement)

Nabb DL, Szostek B, Himmelstein MW, Mawn MP, Gargas ML, Sweeney LM, Stadler JC, Buck RC, Fasano WJ. 2007. *In vitro* metabolism of 8-2 fluorotelomer alcohol: Interspecies comparisons and metabolic pathway refinement. *Toxicol Sci*. 100(2):333-344. (Disponible en anglais seulement)

Naile JE, Khim JS, Wang T, Chen C, Luo W, Kwon B-O, Park J, Koh C-H, Jones PD, Lu Y, et al. 2010. Perfluorinated compounds in water, sediment, soil and biota from estuarine and coastal areas of Korea. *Environ Pollut*. 158(5):1237-1244. (Disponible en anglais seulement)

Naile JE, Khim JS, Hong S, Park J, Kwon B-O, Ryu JS, Hwang JH, Jones PD, Giesy JP. 2013. Distributions and bioconcentration characteristics of perfluorinated compounds in environmental samples collected from the west coast of Korea. *Chemosphere*. 90(2):387-394. (Disponible en anglais seulement)

Nakata H, Kannan K, Nasu T, Cho H-S, Sinclair E, Takemurai A. 2006. Perfluorinated contaminants in sediments and aquatic organisms collected from shallow water and tidal flat areas of the Ariake Sea, Japan: Environmental fate of perfluorooctane sulfonate in aquatic ecosystems. *Environ Sci Technol*. 40(16):4916-4921. (Disponible en anglais seulement)

National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. 2017. [Use and potential Impacts of AFFF containing PFASs at airports](#). Washington, DC: The National Academies Press. (Disponible en anglais seulement)

Ng CA, Hungerbühler K. 2013. Bioconcentration of perfluorinated alkyl acids: How important is specific binding? *Environ Sci Technol*. 47(13):7214-7223. (Disponible en anglais seulement)

Ng CA, Hungerbühler K. 2014. Bioaccumulation of perfluorinated alkyl acids: Observations and models. *Environ Sci Technol.* 48(9):4637-4648. (Disponible en anglais seulement)

Nobels I, Dardenne F, De Coen W, Blust R. 2010. Application of a multiple endpoint bacterial reporter assay to evaluate toxicological relevant endpoints of perfluorinated compounds with different functional groups and varying chain length. *Toxicol In Vitro.* 24(6):1768-1774. (Disponible en anglais seulement)

Nolen RM, Faulkner P, Ross AD, Kaiser K, Quigg A, Hala D. 2022. PFASs pollution in Galveston Bay surface waters and biota (shellfish and fish) following AFFFs use during the ITC fire at Deer Park (March 17th–20th 2019), Houston, TX. *Sci Total Environ.* 805:150361. (Disponible en anglais seulement)

Nordic Ecolabelling. 2018. [About Nordic Swan Ecolabelled ski wax](#). Draft for consultation, version 1. Copenhagen (DK): Nordic Ecolabelling. (Disponible en anglais seulement)

Nøst TH, Helgason LB, Harju M, Heimstad ES, Gabrielsen GW, Jenssen BM. 2012. Halogenated organic contaminants and their correlations with circulating thyroid hormones in developing Arctic seabirds. *Sci Total Environ.* 414:248-256. (Disponible en anglais seulement)

Nouhi S, Ahrens L, Pereira HC, Hughes AV, Campana M, Gutfreund P, Palsson GK, Vorobiev A, Hellsing MS. 2018. Interactions of perfluoroalkyl substances with a phospholipid bilayer studied by neutron reflectometry. *J Colloid Interface Sci.* 511:474-481. (Disponible en anglais seulement)

Numata J, Kowalczyk J, Adolphs J, Ehlers S, Schafft H, Fuerst P, Müller-Graf C, Lahrssen-Wiederholt M, Greiner M. 2014. Toxicokinetics of seven perfluoroalkyl sulfonic and carboxylic acids in pigs fed a contaminated diet. *J Agric Food Chem.* 62(28):6861-6870. (Disponible en anglais seulement)

Oakes KD, Benskin JP, Martin JW, Ings JS, Heinrichs JY, Dixon DG, Servos MR. 2010. Biomonitoring of perfluorochemicals and toxicity to the downstream fish community of Etobicoke Creek following deployment of aqueous film-forming foam. *Aquat Toxicol.* 98(2):120-129. (Disponible en anglais seulement)

O'Connell SG, Arendt M, Segars A, Kimmel T, Braun-McNeill J, Avens L, Schroeder B, Ngai L, Kucklick JR, Keller JM. 2010. Temporal and spatial trends of perfluorinated compounds in juvenile loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) along the east coast of the United States. *Environ Sci Technol.* 44(13):5202-5209. (Disponible en anglais seulement)

Odinokov VN, Akhmetova VR, Savchenko RG, Bazunova MV, Fatykhov, Zapevalov AY. 1997. Ozonolysis of perfluoroalkenes and perfluorocycloalkenes. *Rus Chem Bull.* 46(6):1190-1191. (Disponible en anglais seulement)

[OECD] Organisation for Economic Co-operation and Development. 2002. Co-operation on existing chemicals. Hazard assessment of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and its salts. Environment Directorate. Joint meeting of the Chemicals Committee and the Working Party on Chemicals, Pesticides and Biotechnology. ENV/JM/RD(2002)17/FINAL (Unclassified). (Disponible en anglais seulement)

[OECD] Organisation for Economic Co-operation and Development. 2018. Toward a new comprehensive global database of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs): Summary report on updating the OECD 2007 list of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs). OECD Environment, Health and Safety Publications Series on Risk Management; Paris, France. (Disponible en anglais seulement)

[OECD] Organisation for Economic Co-operation and Development. 2021. [Reconciling terminology of the universe of per- and polyfluoroalkyl substances: Recommendations and practical guidance](#). Series on Risk Management No. 61. [Consulté le 19 janvier 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Olivero-Verbel J, Tao L, Johnson-Restrepo B, Guelle-Fernández J, Baldiris-Avila R, O'Byrne-Hoyos I, Kannan K. 2006. Perfluorooctanesulfonate and related fluorochemicals in biological samples from the north coast of Colombia. *Environ Pollut.* 142(2):367-372. (Disponible en anglais seulement)

Omagamre EW, Ojo F, Zebelo SA, Pitula JS. 2020. Influence of perfluorobutanoic acid (PFBA) on the developmental cycle and damage potential of the beet armyworm *Spodoptera exigua* (Hübner) (*Insecta: Lepidoptera: Noctuidae*). *Arch Environ Contam Toxicol.* 79(4):500-507. (Disponible en anglais seulement)

O'Rourke E, Hynes J, Losada S, Barber JL, Pereira MG, Kean EF, Hailer F, Chadwick EA. 2022. Anthropogenic drivers of variation in concentrations of perfluoroalkyl substances in otters (*Lutra lutra*) from England and Wales. *Environ Sci Technol.* 56(3):1675-1687. (Disponible en anglais seulement)

Park H, Vecitis CD, Cheng J, Choi W, Mader BT, Hoffmann MR. 2009. Reductive defluorination of aqueous perfluorinated alkyl surfactants: Effects of ionic headgroup and chain length. *J Phys Chem A.* 113(4):690-696. (Disponible en anglais seulement)

Park K, Barghi M, Lim J-E, Ko H-M, Nam H-Y, Lee S-I, Moon H-B. 2021. Assessment of regional and temporal trends in per- and polyfluoroalkyl substances using the Oriental Magpie (*Pica serica*) in Korea. *Sci Total Environ.* 793:148513. (Disponible en anglais seulement)

Parolini M, Cappelli F, De Felice B, Possenti CD, Rubolini D, Valsecchi S, Polesello S. 2020. Within- and among-clutch variation of yolk perfluoroalkyl acids in a seabird from the Northern Adriatic Sea. *Environ Toxicol Chem.* 40(3):744-753. (Disponible en anglais seulement)

Parsons JR, Sáez M, Dolfig J, de Voogt P. 2008. Biodegradation of perfluorinated compounds. In: Whitacre EM (editor). *Reviews of environmental contamination and toxicology.* Vol. 196. New York (NY): Springer. (Disponible en anglais seulement)

Peden-Adams MM, Romano T, Rice CD, Hesseman L, EuDaly J, Muir D, Houde M, Bossart G, Fair P. 2004a. Immune function and clinical blood parameters correlate with perfluorinated alkyl acid concentrations in bottlenose dolphins. Poster presentation at the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) 25th Annual Meeting in North America; November 14–18, 2004; Portland, Oregon. (Disponible en anglais seulement)

Peden-Adams MM, Kannan K, EuDaly JG, Hesseman M, Kucklick JR, Arendt MD, Maier PP, Segars AI, Whitaker JD, Keller JM. 2004b. Perfluorinated alkyl acids measured in sea turtle blood correlate to modulations in plasma chemistry values and immune function measurements. Poster presentation at the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) 25th Annual Meeting in North America; November 14–18, 2004; Portland, Oregon. (Disponible en anglais seulement)

Penland TN, Cope GW, Kwak TJ, Strynar MJ, Grieshaber CA, Heise RJ, Sessions FW. 2020. Trophodynamics of per- and polyfluoroalkyl substances in the food web of a large Atlantic slope river. *Environ Sci Technol.* 54(11):6800-6811. (Disponible en anglais seulement)

Persson S, Rotander A, Kärrman A, van Bavel B, Magnusson U. 2013. Perfluoroalkyl acids in subarctic wild male mink (*Neovison vison*) in relation to age, season and geographical area. *Environ Int.* 59:425-430. (Disponible en anglais seulement)

Persson S, Magnusson U. 2015. Environmental pollutants and alterations in the reproductive system in wild male mink (*Neovison vison*) from Sweden. *Chemosphere.* 120:237-245. (Disponible en anglais seulement)

Picard J-C, Munoz G, Duy SV, Sauvé S. 2021. Longitudinal and vertical variations of waterborne emerging contaminants in the St. Lawrence Estuary and Gulf during winter conditions. *Sci Total Environ.* 777:146073. (Disponible en anglais seulement)

Pickard HM, Criscitiello AS, Spencer C, Sharp MJ, Muir DCG, DeSilva AO, Young CJ. 2018. Continuous non-marine inputs of per- and polyfluoroalkyl substances to the High Arctic: A multi-decadal temporal record. *Atmos Chem Phys.* 18(7):5045-5058. (Disponible en anglais seulement)

Pickard HM, Criscitiello AS, Persaud D, Spencer C, Muir DCG, Lehnher I, Sharp MJ, De Silva AO, Young CJ. 2020. Ice core record of persistent short-chain fluorinated alkyl acids: Evidence of the impact from global environmental regulations. *Geophys Res Lett.* 47(10):e2020GL087535. (Disponible en anglais seulement)

Plassmann MM, Berger U. 2013. Perfluoroalkyl carboxylic acids with up to 22 carbon atoms in snow and soil samples from a ski area. *Chemosphere.* 91(6):832-837. (Disponible en anglais seulement)

Point AD, Holsen TM, Fernando S, Hopke PK, Crimmins BS. 2021. Trends (2005–2016) of perfluoroalkyl acids in top predator fish of the Laurentian Great Lakes. *Sci Total Environ.* 778:146151. (Disponible en anglais seulement)

Powley CR, George SW, Russell MH, Hoke RA, Buck RC. 2008. Polyfluorinated chemicals in a spatially and temporally integrated food web in the Western Arctic. *Chemosphere.* 70(4):664-672. (Disponible en anglais seulement)

Propp VR, De Silva AO, Spencer C, Brown SJ, Catingan SD, Smith JE, Roy JW. 2021. Organic contaminants of emerging concern in leachate of historic municipal landfills. *Environ Pollut.* 276:116474. (Disponible en anglais seulement)

Quinete N, Wu Q, Zhang T, Yun SH, Moreira I, Kannan K. 2009. Specific profiles of perfluorinated compounds in surface and drinking waters and accumulation in mussels, fish, and dolphins from southeastern Brazil. *Chemosphere.* 77(6):863-869. (Disponible en anglais seulement)

Quinete N, Orata F, Maes A, Gehron M, Bauer K-H, Moreira I, Wilken R-D. 2010. Degradation studies of new substitutes for perfluorinated surfactants. *Arch Environ Contam Toxicol.* 59(1):20-30. (Disponible en anglais seulement)

Randall DJ, Connell DW, Yang R., Wu SS. 1998. Concentrations of persistent lipophilic compounds in fish are determined by exchange across the gills, not through the food chain. *Chemosphere.* 37(7):1263-1270. (Disponible en anglais seulement)

Reiner JL, O'Connell SG, Moors AJ, Kucklick JR, Becker PR, Keller JM. 2011. Spatial and temporal trends of perfluorinated compounds in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from Alaska. *Environ Sci Technol.* 45(19):8129-8136. (Disponible en anglais seulement)

Ren J, Point A, Fakouri Baygi S, Fernando S, Hopke P. K, Holsen T. M, Lantry B, Weidel B, Crimmins BS. 2021. Bioaccumulation of perfluoroalkyl substances in a Lake Ontario food web. *J Great Lakes Res.* 48(2):315-325. (Disponible en anglais seulement)

Ren J, Point AD, Fakouri Baygi S, Fernando S, Hopke PK, Holsen TM, Crimmins BS. 2022. Bioaccumulation of polyfluoroalkyl substances in the Lake Huron aquatic food web. *Sci Total Environ.* 819(1):152974. (Disponible en anglais seulement)

- Rericha Y, Cao D, Truong L, Simonich M, Field JA, Tanguay RL. 2021. Behavior effects of structurally diverse per- and polyfluoroalkyl substances in zebrafish. *Chem Res Toxicol.* 34(6):1409-1416. (Disponible en anglais seulement)
- Reth M, Berger U, Broman D, Cousins IT, Nilsson ED, McLachlan MS. 2011. Water-to-air transfer of perfluorinated carboxylates and sulfonates in a sea spray simulator. *Environ Chem.* 8:381-388. (Disponible en anglais seulement)
- Rich CD, Blaine AC, Hundal L, Higgins CP. 2014. Bioaccumulation of perfluoroalkyl acids by earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to contaminated soils. *Environ Sci Technol.* 49(2):881-888. (Disponible en anglais seulement)
- Rigét F, Bossi R, Sonne C, Vorkamp K, Dietz R. 2013. Trends of perfluorochemicals in Greenland ringed seals and polar bears: Indications of shifts to decreasing trends. *Chemosphere.* 93(8):1607-1614. (Disponible en anglais seulement)
- Rijnders J, Bervoets L, Prinsen E, Eens M, Beemster GTS, AbdElgawad H, Groffen T. 2021. Perfluoroalkylated acids (PFAAs) accumulate in field-exposed snails (*Cepaea* sp.) and affect their oxidative status. *Sci Total Environ.* 790:148059. (Disponible en anglais seulement)
- Ritscher A, Wang Z, Scheringer M, Boucher JM, Ahrens L, Berger U, Bintein S, Bopp SK, Borg D, Buser AM, et al. 2018. [Zürich statement on future actions on per- and polyfluoroalkyl substances \(PFASs\)](#). *Environ Health Perspect.* 126(8) : 84502. (Disponible en anglais seulement)
- Rodríguez-Jorquera IA, Colli-Dula RC, Kroll K, Jayasinghe BS, Parachu Marco MV, Silva-Sanchez C, Toor GS, Denslow ND. 2019. Blood transcriptomics analysis of fish exposed to perfluoro alkyls substances: Assessment of a non-lethal sampling technique for advancing aquatic toxicology research. *Environ Sci Technol.* 53(3):1441-1452. (Disponible en anglais seulement)
- Roos AM, Gamberg M, Muir D, Kärrman A, Carlsson P, Cuyler C, Lind Y, Bossi R, Rigét F. 2021. Perfluoroalkyl substances in circum-Arctic *Rangifer*: Caribou and reindeer. *Environ Sci Pollut Res Int.* 29(16):23721-23735. (Disponible en anglais seulement)
- Rosal R, Rodea-Palomares I, Boltes K, Fernández-Piñas F, Leganés F, Petre A. 2010. Ecotoxicological assessment of surfactants in the aquatic environment: Combined toxicity of docusate sodium with chlorinated pollutants. *Chemosphere.* 81(2):288-293. (Disponible en anglais seulement)
- Rotander A, Kärrman A, van Bavel B, Polder A, Rigét F, Auðunsson GA, Víkingsson G, Gabrielsen GW, Bloch D, Dam M. 2012. Increasing levels of long-chain perfluorocarboxylic acids (PFCAs) in Arctic and North Atlantic marine mammals, 1984–2009. *Chemosphere.* 86(3):278-285. (Disponible en anglais seulement)
- Routti H, Krafft BA, Herzke D, Eisert R, Oftedal O. 2015. Perfluoroalkyl substances detected in the world's southernmost marine mammal, the Weddell seal (*Leptonychotes weddellii*). *Environ Pollut.* 197:62-67. (Disponible en anglais seulement)
- Routti H, Gabrielsen GW, Herzke D, Kovacs KM, Lydersen C. 2016. Spatial and temporal trends in perfluoroalkyl substances (PFASs) in ringed seals (*Pusa hispida*) from Svalbard. *Environ Pollut.* 214:230-238. (Disponible en anglais seulement)
- Routti H, Atwood TC, Bechshoft T, Boltunov A, Ciesielski TM, Desforges J-P, Dietz R, Gabrielsen GW, Jenssen BM, Letcher RJ, et al. 2019a. State of knowledge on current exposure, fate and potential health

effects of contaminants in polar bears from the circumpolar Arctic. *Sci Total Environ.* 664(10):1063-1083. (Disponible en anglais seulement)

Routti H, Berg MK, Lille-Langøy R, Øygarden L, Harju M, Dietz R, Sonne C, Goksøyr A. 2019b. Environmental contaminants modulate the transcriptional activity of polar bear (*Ursus maritimus*) and human peroxisome proliferator-activated receptor alpha (PPARA). *Sci Rep.* 9:6918. (Disponible en anglais seulement)

Rüdel H, Müller J, Jüriling H, Bartel-Steinbach M, Koschorreck J. 2011. Survey of patterns, levels, and trends of perfluorinated compounds in aquatic organisms and bird eggs from representative German ecosystems. *Environ Sci Pollut Res Int.* 18(9):1457-1470. (Disponible en anglais seulement)

Sáez M, de Voogt P, Parsons JR. 2008. Persistence of perfluoroalkylated substances in closed bottle tests with municipal sewage sludge. *Environ Sci Pollut Res Int.* 15(6):472-477. (Disponible en anglais seulement)

SC [Santé Canada]. 2022. [modifié le 11 février 2022.]. [Prise en compte des effets liés au système endocrinien dans l'évaluation des risques](#). Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 8 juillet 2022]. (Disponible en anglais seulement)

Scheringer M, Trier X, Cousins IT, de Voogt P, Fletcher T, Wang Z, Webster TF. 2014. Helsingør statement on poly- and perfluorinated alkyl substances (PFASs). *Chemosphere.* 114:337-339. (Disponible en anglais seulement)

Schiavone A, Corsolini S, Kannan K, Tao L, Trivelpiece W, Torres D Jr, Focardi S. 2009. Perfluorinated contaminants in fur seal pups and penguin eggs from South Shetland, Antarctica. *Sci Total Environ.* 407(12):3899-3904. (Disponible en anglais seulement)

Schlabach M, Gabrielsen GW, Herzke D, Hanssen L, Routti H, Borgen A. 2017. Screening of PFAS and dechlorane compounds in selected Arctic top predators. Norway: Norwegian Environment Agency. (Disponible en anglais seulement)

Scott BF, Moody CA, Spencer C, Small JM, Muir DCG, Mabury SA. 2006a. Analysis for perfluorocarboxylic acids/anions in surface waters and precipitation using GC-MS and analysis of PFOA from large-volume samples. *Environ Sci Technol.* 40(20):6405-6410. (Disponible en anglais seulement)

Scott BF, Spencer C, Mabury SA, Muir DCG. 2006b. Poly and perfluorinated carboxylates in North American precipitation. *Environ Sci Technol.* 40(23):7167-7174. (Disponible en anglais seulement)

Scott BF, Spencer C, Lopez E, Muir DCG. 2009. Perfluorinated alkyl acid concentrations in Canadian rivers and creeks. *Water Qual Res J Can.* 44(3):263-277. (Disponible en anglais seulement)

[SDS] Safety Data Sheet. 2004a. Perfluorohexanoic acid [PDF]. Derbyshire (UK): Fluorochem Ltd. [Consulté le 19 janvier 2007]. (Disponible en anglais seulement)

[SDS] Safety Data Sheet. 2004b. Perfluoroheptanoic acid [PDF]. Derbyshire (UK): Fluorochem Ltd. [Consulté le 19 janvier 2007]. (Disponible en anglais seulement)

Senthilkumar K, Ohi E, Sajwan K, Takasuga T, Kannan K. 2007. Perfluorinated compounds in river water, river sediment, market fish, and wildlife samples from Japan. *Bull Environ Contam Toxicol.* 79(4):427-431. (Disponible en anglais seulement)

- Sha B, Johansson JH, Tunved P, Bohlin-Nizzetto P, Cousins IT, Salter ME. 2022. Sea spray aerosol (SSA) as a source of perfluoroalkyl acids (PFAAs) to the atmosphere: Field evidence from long-term air monitoring. *Environ Sci Technol.* 56(1):228-238. (Disponible en anglais seulement)
- Sharp S, Sardiña P, Metzeling L, McKenzie R, Leahy P, Menkhorst P, Hinwood A. 2021. Per- and polyfluoroalkyl substances in ducks and the relationship with concentrations in water, sediment, and soil. *Environ Toxicol Chem.* 40(3):846-858. (Disponible en anglais seulement)
- Shaw SD, Berger ML, Brenner D, Kannan K. 2006. Perfluorooctane sulfonate and related perfluorinated hydrocarbons in harbor seals (*Phoca vitulina concolor*) from the Northwest Atlantic. Poster presentation at Poster presentation at the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). (Disponible en anglais seulement)
- Shi Y, Wang J, Pan Y, Cai Y. 2012. Tissue distribution of perfluorinated compounds in farmed freshwater fish and human exposure by consumption. *Environ Toxicol Chem.* 31(4):717-723. (Disponible en anglais seulement)
- Simonnet-Laprade C, Budzinski H, Babut M, Le Menach K, Munoz G, Lauzent M, Ferrari BJD, Labadie P. 2019a. Investigation of the spatial variability of poly- and perfluoroalkyl substance trophic magnification in selected riverine ecosystems. *Sci Total Environ.* 636:393-401. (Disponible en anglais seulement)
- Simonnet-Laprade C, Budzinski H, Maciejewski K, Le Menach K, Santos R, Alliot F, Goutte A, Labadie P. 2019b. Biomagnification of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in the food web of an urban river: Assessment of the trophic transfer of targeted and unknown precursors and implications. *Environ Sci : Processes Impacts.* 21(11):1864-1874. (Disponible en anglais seulement)
- Smithwick M, Muir DCG, Mabury SA, Solomon KR, Martin JW, Sonne C, Born EW, Letcher RJ, Dietz R. 2005a. Perfluoroalkyl contaminants in liver tissue from East Greenland polar bears (*Ursus maritimus*). *Environ Toxicol Chem.* 24(4):981-986. (Disponible en anglais seulement)
- Smithwick M, Mabury SA, Solomon KR, Sonne C, Martin JW, Born EW, Dietz R, Derocher AE, Letcher RJ, Evans TJ, et al. 2005b. Circumpolar study of perfluoroalkyl contaminants in polar bears (*Ursus maritimus*). *Environ Sci Technol.* 39(15):5517-5523. (Disponible en anglais seulement)
- Solé M, Lacorte S, Vinyoles D. 2021. Biochemical aspects of susceptibility to stressors in two small cyprinids *Squalius laietanus* and *Barbus meridionalis* from the NW Mediterranean. *Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol.* 242:108940. (Disponible en anglais seulement)
- Sonne C. 2010. Health effects from long-range transported contaminants in Arctic top predators: An integrated review based on studies of polar bears and relevant model species. *Environ Int.* 36(5):461-491. (Disponible en anglais seulement)
- Sonne C, Bossi R, Dietz R, Leifsson PS, Rigét FF, Born EW. 2008. Potential correlation between perfluorinated acids and liver morphology in East Greenland polar bears (*Ursus maritimus*). *Toxicol Environ Chem.* 90(2):275-283. (Disponible en anglais seulement)
- Stevenson CN, MacManus-Spencer LA, Luckenbach T, Luthy RG, Epel D. 2006. New perspectives on perfluorochemical ecotoxicology: Inhibition and induction of an efflux transporter in the marine mussel, *Mytilus californianus*. *Environ Sci Technol.* 40(17):5580-5585. (Disponible en anglais seulement)
- Stockholm Convention. 2018. Perfluorohexane sulfonic acid (PFHxS), its salts and PFHxS-related compounds. DRAFT Risk Profile. Persistent Organics Pollutant Review Committee. (Disponible en anglais seulement)

- Styler SA, Myers AL, Donaldson DJ. 2013. Heterogeneous photooxidation of fluorotelomer alcohols: A new source of aerosol-phase perfluorinated carboxylic acids. *Environ Sci Technol.* 47(12):6358-6367. (Disponible en anglais seulement)
- Sun J, Letcher RJ, Eens M, Covaci A, Fernie KJ. 2020. Perfluoroalkyl acids and sulfonamides and dietary, biological and ecological associations in peregrine falcons from the Laurentian Great Lakes Basin, Canada. *Environ Res.* 191:110151. (Disponible en anglais seulement)
- Sun J, Letcher RJ, Waugh CA, Jaspers VLB, Covaci A, Fernie KJ. 2021. Influence of perfluoroalkyl acids and other parameters on circulating thyroid hormones and immune-related microRNA expression in free-ranging nestling peregrine falcons. *Sci Total Environ.* 770(20):145346. (Disponible en anglais seulement)
- Sundström M, Chang S-C, Noker PE, Gorman GS, Hart JA, Ehresman DJ, Bergman Å, Butenhoff JL. 2012. Comparative pharmacokinetics of perfluorohexanesulfonate (PFHxS) in rats, mice, and monkeys. *Reprod Toxicol.* 33(4):441-451. (Disponible en anglais seulement)
- Suski JG, Salice CJ, Chanov MK, Ayers J, Rewerts J, Field J. 2021. Sensitivity and accumulation of perfluorooctanesulfonate and perfluorohexanesulfonic acid in fathead minnows (*Pimephales promelas*) exposed over critical life stages of reproduction and development. *Environ Toxicol Chem.* 40(3):811-819. (Disponible en anglais seulement)
- Szabo D, Nuske MR, Lavers JL, Shimeta J, Green MP, Mulder RA, Clarke BO. 2022. A baseline study of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in waterfowl from a remote Australian environment. *Sci Total Environ.* 812:152528. (Disponible en anglais seulement)
- Taniyasu S, Kannan K, Horii Y, Yamashita N. 2002. The first environmental survey of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and related compounds in Japan. *Organohalogen Compd.* 59:311-314. (Disponible en anglais seulement)
- Taniyasu S, Kannan K, Horii Y, Hanari N, Yamashita N. 2003. A survey of perfluorooctane sulfonate and related perfluorinated organic compounds in water, fish, birds, and humans from Japan. *Environ Sci Technol.* 37(12):2634-2639. (Disponible en anglais seulement)
- Taniyasu S, Yamashita N, Yamazaki E, Petrick G, Kannan K. 2013. The environmental photolysis of perfluorooctanesulfonate, perfluorooctanoate, and related fluorochemicals. *Chemosphere.* 90(5):1686-1692. (Disponible en anglais seulement)
- Tartu S, Gabrielsen GW, Blévin P, Ellis H, Bustnes JO, Herzke D, Chastel O. 2014. Endocrine and fitness correlates of long-chain perfluorinated carboxylates exposure in Arctic breeding black-legged kittiwakes. *Environ Sci Technol.* 48(22):13504-13510. (Disponible en anglais seulement)
- Tartu S, Aars J, Andersen M, Polder A, Bourgeon S, Merkel B, Lowther AD, Bytingsvik J, Welker JM, Derocher AE, et al. 2018. Choose your poison—Space-use strategy influences pollutant exposure in Barents Sea polar bears. *Environ Sci Technol.* 52(5):3211-3221. (Disponible en anglais seulement)
- Taylor MD, Johnson DD. 2016. Preliminary investigation of perfluoroalkyl substances in exploited fishes of two contaminated estuaries. *Mar Pollut Bull.* 111(1-2):509-513. (Disponible en anglais seulement)
- Teunen L, Bervoets L, Belpaire C, De Jonge M, Groffen T. 2021. PFAS accumulation in indigenous and translocated aquatic organisms from Belgium, with translation to human and ecological health risk. *Environ Sci Eur.* 33(1):39. (Disponible en anglais seulement)

- Tsang W., Burgess DR Jr, Babushok V. 1998. On the incinerability of highly fluorinated organic compounds. *Combust Sci Technol.* 139(1):385-402. (Disponible en anglais seulement)
- Tseng C-L, Liu L-L, Chen C-M, Ding W-H. 2006. Analysis of perfluorooctane sulfonate and related fluorochemicals in water and biological tissue samples by liquid chromatography-ion trap mass spectrometry. *J Chromatogr A.* 1105(1-2):119-126. (Disponible en anglais seulement)
- Ulhaq M, Orn S, Carlsson G, Morrison DA, Norrgren L. 2013. Locomotor behaviour in zebrafish (*Danio rerio*) larvae exposed to perfluoroalkyl acids. *Aquat Toxicol.* 144-145:332-340. (Disponible en anglais seulement)
- Van de Vijver KI, Hoff P, Das K, Brasseur S, Van Dongen W, Esmans E, Reijnders P, Blust R, De Coen W. 2005. Tissue distribution of perfluorinated chemicals in harbor seals (*Phoca vitulina*) from the Dutch Wadden Sea. *Environ Sci Technol.* 39(18):6978-6984. (Disponible en anglais seulement)
- Van den Heuvel-Greve M, Leonards P, Brasseur S, Kotterman M, Zabel A, Vethaak D. 2009. Bioaccumulation of perfluorinated compounds in a harbor seal food web of the Westerschelde, the Netherlands: A field study. Poster presentation at the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) 30th Annual Meeting in North America; November 19–23, 2009; New Orleans, LA. (Disponible en anglais seulement)
- Verreault J, Houde M, Gabrielsen GW, Berger U, Haukås M, Letcher RJ, Muir DCG. 2005. Perfluorinated alkyl substances in plasma, liver, brain, and eggs of glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) from the Norwegian Arctic. *Environ Sci Technol.* 39(19):7439-7445. (Disponible en anglais seulement)
- Verreault J, Berger U, Gabrielsen GW. 2007. Trends of perfluorinated alkyl substances in herring gull eggs from two coastal colonies in northern Norway: 1983-2003. *Environ Sci Technol.* 41(19):6671-6677. (Disponible en anglais seulement)
- Vongphachan V, Cassone CG, Wu D, Chiu S, Crump D, Kennedy SW. 2011. Effects of perfluoroalkyl compounds on mRNA expression levels of thyroid hormone-responsive genes in primary cultures of avian neuronal cells. *Toxicol Sci.* 120(2):392-402. (Disponible en anglais seulement)
- Wang N, Szostek B, Buck RC, Folsom PW, Sulecki LM, Capka V, Berti WR, Gannon JT. 2005. Fluorotelomer alcohol biodegradation – Direct evidence that perfluorinated carbon chains breakdown. *Environ Sci Technol.* 39(19):7516-7528. (Disponible en anglais seulement)
- Wang Y, Yeung LWY, Taniyasu S, Yamashita N, Lam JCW, Lam PKS. 2008. Perfluorooctane sulfonate and other fluorochemicals in waterbird eggs from South China. *Environ Sci Technol.* 42(21):8146-8151. (Disponible en anglais seulement)
- Wang N, Szostek B, Buck RC, Folsom PW, Sulecki LM, Gannon JT. 2009. 8-2 fluorotelomer alcohol aerobic soil biodegradation: Pathways, metabolites, and metabolite yields. *Chemosphere.* 75(8):1089-1096. (Disponible en anglais seulement)
- Wang N, Liu J, Buck RC, Folsom PW, Sulecki LM, Wolstenholme B, Panciroli PK, Bellin CA. 2010. Aerobic soil biotransformation of fluorotelomer alcohols. Poster presentation at PFAA Days III; North Carolina, USA. (Disponible en anglais seulement)
- Wang Z, MacLeod M, Cousins IT, Scheringer M, Hungerbühler K. 2011a. Using COSMOtherm to predict physicochemical properties of poly- and perfluorinated alkyl substances (PFASs). *Environ Chem.* 8(4):389-398. (Disponible en anglais seulement)

- Wang N, Liu J, Buck RC, Korzeniowski SH, Wolstenholme BW, Folsom PW, Sulecki LM. 2011b. 6:2 fluorotelomer sulfonate aerobic biotransformation in activated sludge of waste water treatment plants. *Chemosphere*. 82(6):853-858. (Disponible en anglais seulement)
- Wang N, Buck RC, Szostek B, Sulecki LM, Wolstenholme BW. 2012. 5:3 polyfluorinated acid aerobic biotransformation in activated sludge via novel "one-carbon removal pathways." *Chemosphere*. 87(5):527-534. (Disponible en anglais seulement)
- Wang J, Zhang Y, Zhang F, Yeung LWY, Taniyasu S, Yamazaki E, Wang R, Lam PKS, Yamashita N, Dai J. 2013a. Age- and gender-related accumulation of perfluoroalkyl substances in captive Chinese alligators (*Alligator sinensis*). *Environ Pollut*. 179:61-67. (Disponible en anglais seulement)
- Wang Z, Cousins IT, Scheringer M, Hungerbühler K. 2013b. Fluorinated alternatives to long-chain perfluoroalkyl carboxylic acids (PFCAs), perfluoroalkane sulfonic acids (PFSA) and their potential precursors. *Environ Int*. 60:242-248. (Disponible en anglais seulement)
- Wang Y, Niu J, Zhang L, Shi J. 2014. Toxicity assessment of perfluorinated carboxylic acids (PFCAs) towards the rotifer *Brachionus calyciflorus*. *Sci Total Environ*. 491-492:266-270. (Disponible en anglais seulement)
- Wang Y, Yao J, Dai J, Ma L, Liu D, Xu H, Cui Q, Ma J, Zhang H. 2020. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in blood of captive Siberian tigers in China: Occurrence and associations with biochemical parameters. *Environ Pollut*. 265(Pt B):114805. (Disponible en anglais seulement)
- Washington JW, Ellington JJ, Jenkins TM, Evans JJ, Yoo H, Hafner SC. 2009. Degradability of an acrylate-linked, fluorotelomer polymer in soil. *Environ Sci Technol*. 43(17):6617-6623. (Disponible en anglais seulement)
- Waterland RL, Dobbs KD. 2007. Atmospheric chemistry of linear perfluorinated aldehydes: Dissociation kinetics of $C_nF_{2n+1}CO$ radicals. *J. Phys Chem A*. 111(13):2555-2562. (Disponible en anglais seulement)
- Wen W, Xia X, Hu D, Zhou D, Wang H, Zhai Y, Lin H. 2017. Long-chain perfluoroalkyl acids (PFAAs) affect the bioconcentration and tissue distribution of short-chain PFAAs in zebrafish (*Danio rerio*). *Environ Sci Technol*. 51(21):12358-12368. (Disponible en anglais seulement)
- Wilkinson BP, Robuck AR, Lohmann R, Pickard HM, Jodice PGR. 2022. Urban proximity while breeding is not a predictor of perfluoroalkyl substance contamination in the eggs of brown pelicans. *Sci Total Environ*. 803:150110. (Disponible en anglais seulement)
- Wille K, Vanden Bussche J, Noppe H, De Wulf E, Van Caeter P, Janssen CR, De Brabander HF, Vanhaecke L. 2010. A validated analytical method for the determination of perfluorinated compounds in surface-, sea-, and wastewater using liquid chromatography coupled to time-of-flight mass spectrometry. *J Chromatogr A*. 1217(43):6616-6622. (Disponible en anglais seulement)
- Wille K, Kiebooms JAL, Claessens M, Rappé K, Vanden Bussche J, Noppe H, Van Praet N, De Wulf E, Van Caeter P, Janssen CR, et al. 2011. Development of analytical strategies using U-HPLC-MS/MS and LC-ToF-MS for the quantification of micropollutants in marine organisms. *Anal Bioanal Chem*. 400(5):1459-1472. (Disponible en anglais seulement)
- Wu Y, Simon KL, Best DA, Bowerman W, Venier M. 2020. Novel and legacy per- and polyfluoroalkyl substances in bald eagle eggs from the Great Lakes region. *Environ Pollut*. 260:113811. (Disponible en anglais seulement)

- Xie W, Bothun GD, Lehmler H-J. 2010. Partitioning of perfluorooctanoate into phosphatidylcholine bilayers is chain length-independent. *Chem Phys Lipids*. 163(3):300-308. (Disponible en anglais seulement)
- Yang L, Tian S, Zhu L, Liu Z, Zhang Y. 2012. Bioaccumulation and distribution of perfluoroalkyl acids in seafood products from Bohai Bay, China. *Environ Toxicol Chem*. 31(9):1972-1979. (Disponible en anglais seulement)
- Ye X, Schoenfuss HL, Jahns ND, Delinsky AD, Strynar MJ, Varns J, Nakayama SF, Helfant L, Lindstrom AB. 2008a. Perfluorinated compounds in common carp (*Cyprinus carpio*) filets from the Upper Mississippi River. *Environ Int*. 34(7):932-938. (Disponible en anglais seulement)
- Ye X, Strynar MJ, Nakayama SF, Varns J, Helfant L, Lazorchak J, Lindstrom AB. 2008b. Perfluorinated compounds in whole fish homogenates from the Ohio, Missouri, and Upper Mississippi Rivers, USA. *Environ Pollut*. 156(3):1227-1232. (Disponible en anglais seulement)
- Yeung LWY, Miyake Y, Wang Y, Taniyasu S, Yamashita N, Lam PKS. 2009. Total fluorine, extractable organic fluorine, perfluorooctane sulfonate and other related fluorochemicals in liver of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) and finless porpoises (*Neophocaena phocaenoides*) from South China. *Environ Pollut*. 157(1):17-23. (Disponible en anglais seulement)
- Yeung LWY, De Silva AO, Loi EIH, Marvin CH, Taniyasu S, Yamashita N, Mabury SA, Muir DCG, Lam PKS. 2013. Perfluoroalkyl substances and extractable organic fluorine in surface sediments and cores from Lake Ontario. *Environ Int*. 59:389-397. (Disponible en anglais seulement)
- Yoo H, Kannan K, Kim SK, Lee KT, Newsted JL, Giesy JP. 2008. Perfluoroalkyl acids in the egg yolk of birds from Lake Shihwa, Korea. *Environ Sci Technol*. 42(15):5821-5827. (Disponible en anglais seulement)
- Young CJ, Hurley MD, Wallington TJ, Mabury SA. 2008. Atmospheric chemistry of 4:2 fluorotelomer iodide (n-C₄F₉CH₂CH₂I): Kinetics and products of photolysis and reaction with OH radicals and Cl atoms. *J Phys Chem A*. 112(51):13542-13548. (Disponible en anglais seulement)
- Young WM, South P, Begley TH, Noonan GO. 2013. Determination of perfluorochemicals in fish and shellfish using liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *J Agric Food Chem*. 61(46):11166-11172. (Disponible en anglais seulement)
- Zhang T, Sun HW, Wu Q, Zhang XZ, Yun SH, Kannan K. 2010. Perfluorochemicals in meat, eggs and indoor dust in China: Assessment of sources and pathways of human exposure to perfluorochemicals. *Environ Sci Technol*. 44(9):3572-3579. (Disponible en anglais seulement)
- Zhang T, Sun H, Lin Y, Wang L, Zhang X, Liu Y, Geng X, Zhao L, Li F, Kannan K. 2011. Perfluorinated compounds in human blood, water, edible freshwater fish, and seafood in China: Daily intake and regional differences in human exposures. *J Agric Food Chem*. 59(20):11168-11176. (Disponible en anglais seulement)
- Zhang Y, Meng W, Guo C, Xu J, Yu T, Fan W, Li L. 2012a. Determination and partitioning behaviour of perfluoroalkyl carboxylic acids and perfluorooctanesulfonate in water and sediment from Dianchi Lake, China. *Chemosphere*. 88(11):1292-1299. (Disponible en anglais seulement)
- Zhang W, Zhang Y, Zhang H, Wang J, Cui R, Dai J. 2012b. Sex differences in transcriptional expression of FABPs in zebrafish liver after chronic perfluorononanoic acid exposure. *Environ Sci Technol*. 46(9):5175-5182. (Disponible en anglais seulement)

Zhang S, Szostek B, McCausland PK, Wolstenholme BW, Lu X, Wang N, Buck RC. 2013. 6:2 and 8:2 fluorotelomer alcohol anaerobic biotransformation in digester sludge from a WWTP under methanogenic conditions. *Environ Sci Technol.* 47(9):4227-4235. (Disponible en anglais seulement)

Zhao L, Zhu L, Yang L, Liu Z, Zhang Y. 2012. Distribution and desorption of perfluorinated compounds in fractionated sediments. *Chemosphere.* 88(11):1390-1397. (Disponible en anglais seulement)

Zhao S, Zhu L, Liu L, Liu Z, Zhang Y. 2013a. Bioaccumulation of perfluoroalkyl carboxylates (PFCAs) and perfluoroalkane sulfonates (PFASs) by earthworms (*Eisenia fetida*) in soil. *Environ Pollut.* 179:45-52. (Disponible en anglais seulement)

Zhao L, Folsom PW, Wolstenholme BW, Sun H, Wang N, Buck RC. 2013b. 6:2 fluorotelomer alcohol biotransformation in an aerobic river sediment system. *Chemosphere.* 90(2):203-209. (Disponible en anglais seulement)

Zhao L, Zhang Y, Fang S, Zhu L, Liu Z. 2014. Comparative sorption and desorption behaviors of PFHxS and PFOS on sequentially extracted humic substances. *J Environ Sci (China).* 26(12):2517-2525. (Disponible en anglais seulement)

Zhou Z, Shi Y, Li W, Xu L, Cai Y. 2012. Perfluorinated compounds in surface water and organisms from Baiyangdian Lake in North China: Source profiles, bioaccumulation and potential risk. *Bull Environ Contam Toxicol.* 89(3):519-524. (Disponible en anglais seulement)

Annexe A. Liste non exhaustive des APFC-CC, de leurs sels et de leurs précurseurs

Tableau A-1. Liste non exhaustive des APFC-CC, de leurs sels et de leurs précurseurs (précurseurs identifiés à l'aide du modèle CATABOL)

N° CAS ^a	Nom chimique	Nom commun ou abréviation	Inventaire ^b
375-22-4	Acide perfluorobutanoïque	PFBA	LES
2706-90-3	Acide perfluoropentanoïque	PFPeA	LES
307-24-4	Acide perfluorohexanoïque	PFHxA	LES
375-85-9	Acide perfluoroheptanoïque	PFHpA	LES
68259-11-0	Perfluoroalérate d'ammonium	Sel d'ammonium de PFPeA	LIS
21615-47-4	Undécafluorohexanoate d'ammonium	Sel d'ammonium de PFHxA	LIS
6130-43-4	Perfluoroheptanoate d'ammonium	Sel d'ammonium de PFHpA	LIS
1799-84-4	Méthacrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,6-nonafluorohexyle	Précurseur	LIS
2043-47-2	3,3,4,4,5,5,6,6,6-Nonafluorohexanol	Précurseur	LIS
2144-53-8	Méthacrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridécafluorooctyle	Précurseur	LIS
17527-29-6	Acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridécafluorooctyle	Précurseur	LIS
52591-27-2	Acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,6-nonafluorohexyle	Précurseur	LIS
647-42-7	3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-Tridécafluorooctan-1-ol	Précurseur	LIS
678-39-7	3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-Heptadécafluorodécane-1-ol	Précurseur	LIS
13695-31-3	Méthacrylate de 2,2,3,3,4,4,4-heptafluorobutyle	Précurseur	LES
54950-05-9	Sulfonatosuccinate de 1,4-bis(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridécafluorooctyle), sel sodique	Précurseur	LES
40143-76-8	Acide perfluorohexanephosphonique	Précurseur	Absent de la LIS et de la LES
40143-77-9	Acide bis(perfluorohexyl)phosphinique	Précurseur	Absent de la LIS et de la LES

Abréviations : LIS = Liste intérieure des substances; LES = Liste extérieure des substances.

^a N° de registre du CAS trouvé à l'aide de l'outil [Recherche de substances](#) de la LIS et/ou de la page [US EPA Chemistry Dashboard](#).

^b Les substances qui ne figurent pas sur la LIS ne sont pas utilisées commercialement au Canada au-delà des quantités seuils spécifiées dans le *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles (substances chimiques et polymères)*. Les substances figurant sur la LES sont soumises à l'exigence relative à la notification et aux autres exigences énoncées dans le

Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles (substances chimiques et polymères), mais avec des exigences réduites en matière d'information. Les substances figurant sur la LES sont celles qui figurent dans l'inventaire de la Toxic Substances Control Act (TSCA) des États-Unis.

Annexe B. Liste non exhaustive des APFS-CC, de leurs sels et de leurs précurseurs

Tableau B-1. Liste non exhaustive des APFS-CC, de leurs sels et de leurs précurseurs (précurseurs identifiés à l'aide du modèle CATABOL)

N° CAS ^a	Nom chimique	Nom commun ou abréviation	Inventaire ^b
375-73-5	Acide perfluorobutanesulfonique	PFBS	Absent de la LIS et de la LES
2706-91-4	Acide perfluoropentanesulfonique	PFPeS	Absent de la LIS et de la LES
355-46-4	Acide perfluorohexanesulfonique	PFHxS	Absent de la LIS et de la LES
375-92-8	Acide perfluoroheptanesulfonique	PFHpS	Absent de la LIS et de la LES
29420-49-3	1,1,2,2,3,3,4,4,4-Nonafluorobutane-1-sulfonate de potassium	Sel de potassium de PFBS	LIS
68259-10-9	1,1,2,2,3,3,4,4,4-Nonafluorobutane-1-sulfonate d'ammonium	Sel d'ammonium de PFBS	LIS
3872-25-1	Perfluoropentane-1-sulfonate de potassium	Sel de potassium de PFPeS	LIS
68259-09-6	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,5-Undécafluoropentane-1-sulfonate d'ammonium	Sel d'ammonium de PFPeS	LIS
3871-99-6	Perfluorohexane-1-sulfonate de potassium	Sel de potassium de PFHxS	LIS
68259-08-5	Perfluorohexane-1-sulfonate d'ammonium	Sel d'ammonium de PFHxS	LIS
55120-77-9	Sel de lithium de l'acide 1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,6-tridécafluoro-1-hexanesulfonique	Sel de lithium de PFHxS	LIS
60270-55-5	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,7-Pentadécafluoroheptane-1-sulfonate de potassium	Sel de potassium de PFHpS	LIS
68259-07-4	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,7-Pentadécafluoroheptane-1-sulfonate d'ammonium	Sel d'ammonium de PFHpS	LIS
117806-54-9	Sel de lithium de l'acide 1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,7-pentadécafluoro-1-heptanesulfonique	Sel de lithium de PFHpS	LIS
34454-97-2	1,1,2,2,3,3,4,4,4-Nonafluoro- <i>N</i> -(2-hydroxyéthyl)- <i>N</i> -méthylbutane-1-sulfonamide	Précurseur	LIS

N° CAS ^a	Nom chimique	Nom commun ou abréviation	Inventaire ^b
68298-12-4	1,1,2,2,3,3,4,4,4-Nonafluoro- <i>N</i> -méthylbutane-1-sulfonamide	Précurseur	LIS
34449-89-3	<i>N</i> -Éthyl-1,1,2,2,3,3,4,4,4-nonafluoro- <i>N</i> -(2-hydroxyéthyl)butane-1-sulfonamide	Précurseur	LIS
38850-58-7	Hydroxyde de (2-hydroxyéthyl)diméthyl(3-((3-sulfopropyl)((tridécafluorohexyl)sulfonyl)amino)propyl)ammonium	Précurseur	LIS
52166-82-2	Chlorure de triméthyl-3-[[tridécafluorohexyl)sulfonyl]amino]propylammonium	Précurseur	LIS
53518-00-6	Chlorure de triméthyl-3-[[nonafluorobutyl)sulfonyl]amino]propylammonium	Précurseur	LIS
56372-23-7	α -{2-[Éthyl(perfluorohexylsulfonyl)amino]éthyl}- ω -hydroxypoly(oxyéthylène)	Précurseur	LIS
67584-42-3	Décafluoro(pentafluoroéthyl)cyclohexanesulfonate de potassium	Précurseur	LIS
67584-51-4	<i>N</i> -Éthyl- <i>N</i> -[[nonafluorobutyl)sulfonyl]glycinate de potassium	Précurseur	LIS
67584-52-5	<i>N</i> -Éthyl- <i>N</i> -[[undécafluoropentyl)sulfonyl]glycinate de potassium	Précurseur	LIS
67584-53-6	<i>N</i> -Éthyl- <i>N</i> -[[tridécafluorohexyl)sulfonyl]glycinate de potassium	Précurseur	LIS
67584-58-1	Iodure de triméthyl-3-[[pentadécafluoroheptyl)sulfonyl]amino]propylammonium	Précurseur	LIS
67584-62-7	<i>N</i> -Éthyl- <i>N</i> -[[pentadécafluoroheptyl)sulfonyl]glycinate de potassium	Précurseur	LIS
67939-94-0	<i>N,N,N'</i> -[Phosphoryltris(oxyéthylène)]tris[<i>N</i> -éthyl-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,7-pentadécafluoroheptane-1-sulfonamide]	Précurseur	LIS
67939-95-1	Iodure de triméthyl-3-[[nonafluorobutyl)sulfonyl]amino]propylammonium	Précurseur	LIS
67939-97-3	Phosphate d'ammonium et de bis[2-éthyl[[pentadécafluoroheptyl)sulfonyl]amino]éthyle]	Précurseur	LIS
67939-98-4	Phosphate de diammonium et de 2-éthyl[[pentadécafluoroheptyl)sulfonyl]amino]éthyle]	Précurseur	LIS
68156-01-4	Nonafluorobis(trifluorométhyl)cyclohexanesulfonate de potassium	Précurseur	LIS
68156-07-0	Décafluoro(trifluorométhyl)cyclohexanesulfonate de potassium	Précurseur	LIS

N° CAS ^a	Nom chimique	Nom commun ou abréviation	Inventaire ^b
68298-79-3	α -{2-[Éthyl(perfluorobutylsulfonyl)amino]éthyl}- ω -hydroxypoly(oxyéthylène)	Précurseur	LIS
68298-80-6	α -{2-[Éthyl(perfluoropentylsulfonyl)amino]éthyl}- ω -hydroxypoly(oxyéthylène)	Précurseur	LIS
68298-81-7	α -{2-[Éthyl(perfluoroheptylsulfonyl)amino]éthyl}- ω -hydroxypoly(oxyéthylène)	Précurseur	LIS
68541-01-5	2,3,4,5-Tétrachloro-6-[[[3-[[pentadécafluoroheptyl)sulfonyl]oxy]phényl]amino]carbonyl]benzoate de potassium	Précurseur	LIS
68541-02-6	2,3,4,5-Tétrachloro-6-[[[3-[[undécafluoropentyl)sulfonyl]oxy]phényl]amino]carbonyl]benzoate de potassium	Précurseur	LIS
68555-74-8	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,5-Undécafluoro- <i>N</i> -(2-hydroxyéthyl)- <i>N</i> -méthylpentane-1-sulfonamide	Précurseur	LIS
68555-81-7	Chlorure de triméthyl-3-[[[pentadécafluoroheptyl)sulfonyl]amino]propylammonium	Précurseur	LIS
68568-54-7	2,3,4,5-Tétrachloro-6-[[[3-[[nonafluorobutyl)sulfonyl]oxy]phényl]amino]carbonyl]benzoate de potassium	Précurseur	LIS
68815-72-5	2,3,4,5-Tétrachloro-6-[[[3-[[tridécafluorohexyl)sulfonyl]oxy]phényl]amino]carbonyl]benzoate de potassium	Précurseur	LIS
68891-97-4 ^c	Diaquatétrachloro[μ -[<i>N</i> -éthyl- <i>N</i> -[[pentadécafluoroheptyl)sulfonyl]glycinato-O ¹ :O ^{1'}]]- μ -hydroxybis(propan-2-ol)chrome	Précurseur	LIS
68891-98-5 ^c	Diaquatétrachloro[μ -[<i>N</i> -éthyl- <i>N</i> -[[tridécafluorohexyl)sulfonyl]glycinato-O ¹ :O ^{1'}]]- μ -hydroxybis(propan-2-ol)dichrome	Précurseur	LIS
68891-99-6 ^c	Diaquatétrachloro[μ -[<i>N</i> -éthyl- <i>N</i> -[[undécafluoropentyl)sulfonyl]glycinato-O ¹ :O ^{1'}]]- μ -hydroxybis(propan-2-ol)dichrome	Précurseur	LIS
68900-97-0 ^c	Diaquatétrachloro[μ -[<i>N</i> -éthyl- <i>N</i> -[[nonafluorobutyl)sulfonyl]glycinato-O ¹ :O ^{1'}]]- μ -hydroxybis(propan-2-ol)dichrome	Précurseur	LIS
68957-55-1	Chlorure de triméthyl-3-[[[undécafluoropentyl)sulfonyl]amino]propylammonium	Précurseur	LIS
68957-57-3	Iodure de triméthyl-3-[[[undécafluoropentyl)sulfonyl]amino]propylammonium	Précurseur	LIS
68957-58-4	Iodure de triméthyl-3-[[[tridécafluorohexyl)sulfonyl]amino]propylammonium	Précurseur	LIS

N° CAS ^a	Nom chimique	Nom commun ou abréviation	Inventaire ^b
68957-59-5	<i>N</i> -[3-(Diméthylamino)propyl]-1,1,2,2,3,3,4,4,4-nonafluorobutane-1-sulfonamide, monochlorhydrate	Précurseur	LIS
68957-60-8	<i>N</i> -[3-(Diméthylamino)propyl]-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,5-undécafluoropentane-1-sulfonamide, monochlorhydrate	Précurseur	LIS
68957-61-9	<i>N</i> -[3-(Diméthylamino)propyl]tridécafluorohexanesulfonamide, monochlorhydrate	Précurseur	LIS
68958-60-1	α -{2-[Éthyl(perfluoroheptylsulfonyl)amino]éthyl}- ω -méthoxypoly(oxyéthylène)	Précurseur	LIS
70225-16-0	Acide tridécafluorohexanesulfonique, composé avec le 2,2'-iminodiéthanol (1:1)	Précurseur	LIS
70225-17-1	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,5-Undécafluoropentane-1-sulfonate de bis(2-hydroxyéthyl)ammonium	Précurseur	LIS
70225-18-2	Acide 1,1,2,2,3,3,4,4,4-nonafluorobutane-1-sulfonique, composé avec le 2,2'-iminodiéthanol (1:1)	Précurseur	LIS
67940-02-7	<i>N</i> -[3-(Diméthylamino)propyl]-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,7-pentadécafluoroheptane-1-sulfonamide, monochlorhydrate	Précurseur	LIS
68259-14-3	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,7-Pentadécafluoro- <i>N</i> -méthylheptane-1-sulfonamide	Précurseur	LIS
68259-15-4	Tridécafluoro- <i>N</i> -méthylhexanesulfonamide	Précurseur	LIS
68298-13-5	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,5-Undécafluoro- <i>N</i> -méthylpentanesulfonamide	Précurseur	LIS
68555-72-6	<i>N</i> -Éthyl-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,5-undécafluoro- <i>N</i> -(2-hydroxyéthyl)pentane-1-sulfonamide	Précurseur	LIS
68555-73-7	<i>N</i> -Éthyl-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,7-pentadécafluoro- <i>N</i> -(2-hydroxyéthyl)heptane-1-sulfonamide	Précurseur	LIS
68555-75-9	Tridécafluoro- <i>N</i> -(2-hydroxyéthyl)- <i>N</i> -méthylhexanesulfonamide	Précurseur	LIS
68555-76-0	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,7-Pentadécafluoro- <i>N</i> -(2-hydroxyéthyl)- <i>N</i> -méthylheptane-1-sulfonamide	Précurseur	LIS

N° CAS ^a	Nom chimique	Nom commun ou abréviation	Inventaire ^b
68957-62-0	N-Éthyl-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,7-pentadécafluoroheptane-1-sulfonamide	Précurseur	LIS
70225-15-9	Pentadécafluoroheptane-1-sulfonate de bis(2-hydroxyéthyl)ammonium	Précurseur	LIS
34455-03-3	N-Éthyltridécafluoro-N-(2-hydroxyéthyl)hexanesulfonamide	Précurseur	LIS
67584-55-8	Acrylate de 2-[méthyl[(nonafluorobutyl)sulfonyl]amino]éthyle	Précurseur	LES
Aucun n° CAS trouvé	Poly(Butyl methacrylate/ heptyl methacrylate/ 2-(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridécafluoro -n -methyl-1-octaneosulfonamido) ethyl acrylate	Précurseur	N.D.
27619-97-2	Acide 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridécafluorooctanesulfonique	THSPFO (Précurseur)	LES
73772-32-4	Sel monosodique de l'acide 2-hydroxy-3-[[3-(diméthylamino)propyl]](tridécafluorohexyl)sulfonyl]amino]-1-propanesulfonique	Précurseur	LES
81190-38-7	Sel monosodique de l'hydroxyde de N-(2-hydroxyéthyl)-3-[(2-hydroxy-3-sulfopropyl)](tridécafluorohexyl)sulfonyl]amino]-N,N-diméthyl-1-propanaminium	Précurseur	LES
59587-38-1	3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-Tridécafluorooctanesulfonate de potassium	Précurseur	TSCA
133875-90-8	Sel interne de l'hydroxyde de N-(carboxyméthyl)-N,N-diméthyl-3-[[[(3,3,4,4,5,5...n,n,n-polyfluoroalkyl)sulfonyl]amino]-1-propanium	Précurseur	TSCA

Abréviations : LIS = Liste intérieure des substances; LES = Liste extérieure des substances; TSCA = *Toxic Substance Control Act* (États-Unis); N.D. = non disponible.

^a N° de registre du CSA trouvé à l'aide de l'outil [Recherche de substances](#) de la LIS et/ou de la page [US EPA Chemistry Dashboard](#).

^b Les substances qui ne figurent pas sur la LIS ne sont pas utilisées commercialement au Canada au-delà des quantités seuils spécifiées dans le *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles (substances chimiques et polymères)*. Les substances figurant sur la LES sont soumises à l'exigence relative à la notification et aux autres exigences énoncées dans le *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles (substances chimiques et polymères)*, mais avec des exigences réduites en matière d'information. Les substances figurant sur la LES sont celles qui figurent dans l'inventaire de la *Toxic Substances Control Act* (TSCA) des États-Unis.

^c S'inscrit également dans le cadre de l'évaluation de la Liste des substances d'intérêt prioritaire 1 du Canada, « Le chrome et ses composés ».

Annexe C. Liste non exhaustive des APFS-LC et de leurs sels

Tableau C-1. Liste non exhaustive des APFS-LC et de leurs sels

N° de registre CAS ^a	Nom chimique	Nom commun ou abréviation	Inventaire ^b
68259-12-1	Acide perfluorononanesulfonique	PFNS	Absent de la LIS et de la LES
335-77-3 ou 2806-15-7	Acide perfluorodécanesulfonique	PFDS	Absent de la LIS et de la LES
749786-16-1	Acide perfluoroundécanesulfonique	PFUnDS	Absent de la LIS et de la LES
79780-39-5	Acide perfluorododécanesulfonique	PFDoDS	Absent de la LIS et de la LES
Aucun n° CAS trouvé	Acide perfluorotridécanesulfonique	PFTrS	Absent de la LIS et de la LES
Aucun n° CAS trouvé	Acide perfluorotétradécanesulfonique	PFTeDS	Absent de la LIS et de la LES
Aucun n° CAS trouvé	Acide perfluoropentadécanesulfonique	PFPeDS	Absent de la LIS et de la LES
Aucun n° CAS trouvé	Acide perfluorohexadécanesulfonique	PFHxDS	Absent de la LIS et de la LES
Aucun n° CAS trouvé	Acide perfluoroheptadécanesulfonique	PFHpDS	Absent de la LIS et de la LES
Aucun n° CAS trouvé	Acide perfluorooctadécanesulfonique	PFODS	Absent de la LIS et de la LES
Aucun n° CAS trouvé	Acide perfluorononadécanesulfonique	PFNDS	Absent de la LIS et de la LES
Aucun n° CAS trouvé	Acide perfluoroicosanesulfonique	PFICOS	Absent de la LIS et de la LES
67906-42-7	Hénécosafluorodécanesulfonate d'ammonium	Sel d'ammonium de PFDS	LIS
17202-41-4	Nonadécafluorononanesulfonate d'ammonium	Sel d'ammonium de PFNS	LIS

Abréviations : LIS = Liste intérieure des substances; LES = Liste extérieure des substances.

^a N° de registre du CSA trouvé à l'aide de l'outil [Recherche de substances](#) de la LIS et/ou de la page [US EPA Chemistry Dashboard](#).

^b Les substances qui ne figurent pas sur la LIS ne sont pas utilisées commercialement au Canada au-delà des quantités seuils spécifiées dans le *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles (substances chimiques et polymères)*. Les substances figurant sur la LES sont soumises à l'exigence relative à la notification et aux autres exigences énoncées dans le *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles (substances chimiques et polymères)*, mais avec des exigences réduites en matière d'information. Les substances figurant sur la LES sont celles qui figurent dans l'inventaire de la *Toxic Substances Control Act (TSCA)* des États-Unis.

Annexe D. Preuves empiriques de la présence de précurseurs des APFC-CC et des APFS-CC

Remarque : La plupart des données empiriques disponibles permettant d'identifier les précurseurs sont limitées aux APFC à chaîne courte. Il existe une étude empirique identifiant un précurseur des APFS à chaîne courte. Il n'y a pas de preuve empirique identifiant des précurseurs des APFS à longue chaîne. Les preuves empiriques de la présence de précurseurs comprennent celles des oléfines fluorotélomériques (FTO) et des *N*-alkyl perfluoroalkylsulfonamidoéthanol (PFSE). La « durée de vie atmosphérique » estimée des FTOH (12 à 20 jours), des FTO (8 jours) et d'un produit de dégradation majeur des PFSE (20 à 50 jours) leur permet d'être transportés vers des régions éloignées. Des études en photoréacteur ont montré que les PFSE peuvent contribuer à la charge environnementale observée en APFS et en APFC (Waterland et Dobbs 2007).

Tableau D-1. Preuves empiriques de la présence de précurseurs des APFC-CC et des APFS-CC

Précurseur	Voie de transformation et/ou produit de dégradation final	Milieu/organisme	Référence
<i>N</i> -méthyl perfluorobutane sulfonamidoéthanol (NMeFBSE)	PFBS	Phase gazeuse	D'Eon et al. 2006
alcool fluorotélomérique 6:2 (FTOH 6:2)	PFBA PFHxA	<i>Pseudomonas oleovorans</i>	Kim et al. 2012
alcool fluorotélomérique 6:2 (FTOH 6:2)	PFHxA	<i>Pseudomonas butanovora</i>	Kim et al. 2012
alcool fluorotélomérique 6:2 (FTOH 6:2)	PFBA	<i>Pseudomonas fluorescens DSM 8341</i> in presence of formate	Kim et al. 2014
alcool fluorotélomérique 6:2 (FTOH 6:2)	PFPeA	<i>Pseudomonas fluorescens DSM 8341</i>	Kim et al. 2014
alcool fluorotélomérique 6:2 (FTOH 6:2)	PFPeA	<i>Pseudomonas oleovorans</i>	Kim et al. 2014
alcool fluorotélomérique 8:2 (FTOH 8:2)	PFHxA	<i>Pseudomonas oleovorans</i> ; <i>Pseudomonas butanovora</i>	Kim et al. 2012
alcool fluorotélomérique 8:2 (FTOH 8:2)	FTOH 8:2 → 7:3 FTCA → PFHpA (APFC C7)	Truite arc-en-ciel juvénile	Butt et al. 2010a
alcool fluorotélomérique 8:2 (FTOH 8:2)	PFPeA PFHxA PFHpA	Truite arc-en-ciel juvénile mâle	Nabb et al. 2007
acrylate fluorotélomérique 8:2 (FTAc 8:2)	7:3 FTCA → PFHpA (APFC C7)	Truite arc-en-ciel juvénile	Butt et al. 2010b
alcool fluorotélomérique 6:2 (FTOH 6:2)	PFHxA	Culture bactérienne aérobie mixte provenant de boues	Liu et al. 2010a

Précurseur	Voie de transformation et/ou produit de dégradation final	Milieu/organisme	Référence
		activées (installation industrielle)	
alcool fluorotélomérique 6:2 (FTOH 6:2)	PFHxA	Boues de digestion anaérobie provenant d'un système de traitement des eaux usées (Delaware, États-Unis)	Zhang et al. 2013
sulfonate fluorotélomérique 6:2 (FTS 6:2)	PFBA PFPeA PFHxA	Boues activées de systèmes de traitement des eaux usées (Pennsylvanie, Maryland, Delaware, États-Unis)	Wang et al. 2011b
alcool fluorotélomérique 8:2 (FTOH 8:2)	PFHxA	Culture bactérienne mixte et boues activées d'un système de traitement des eaux usées (installation industrielle)	Wang et al. 2005
alcool fluorotélomérique 8:2 (FTOH 8:2)	PFHxA	Boues de digestion anaérobie provenant d'un système de traitement des eaux usées (Delaware, États-Unis)	Zhang et al. 2013
1H,1H,2H,2H,8H,8H-perfluorododécanol (DTFA)	PFBA PFPeA	Culture bactérienne mixte provenant de boues activées (installation de traitement des eaux usées pour une usine qui produisait des composés fluorés)	Arakaki et al. 2010
Acide carboxylique polyfluoré 7:3 (acide 7:3)	PFHpA	Boues activées de traitement des eaux usées (Pennsylvanie, États-Unis)	Wang et al. 2012
Acide carboxylique polyfluoré 5:3 (acide 5:3)	PFBA PFPeA	Boues activées de traitement des eaux usées (Pennsylvanie, États-Unis)	Wang et al. 2012
diester de phosphate de fluorotélomère 6:2 (diPAP 6:2)	→6:2 monoPAP →5:3 FTCA →PFPeA →6:2 monoPAP →6:2 FTCA →PFHxA →6:2 monoPAP →FTOH 6:2	Liqueur mixte (mélange d'eaux usées brutes et de boues de traitement, Toronto, Canada)	Lee et al. 2010

Précurseur	Voie de transformation et/ou produit de dégradation final	Milieu/organisme	Référence
	→ 6:2 FTCA → PFHpA		
2-Perfluoroalkyléthanol polyéthoxylés (éthoxylates de fluorotélomères)	PFHxA	Effluents d'un système de traitement des eaux usées (Hesse, Allemagne)	Frömel et Knepper 2010
N-méthyl perfluorobutane sulfonamidoéthanol (NMeFBSE)	PFBA	Phase gazeuse	D'Eon et al. 2006
alcool fluorotélomérique 4:2 (FTOH 4:2)	PFBA PFPeA	Phase gazeuse	Ellis et al. 2004
iodure fluorotélomérique 4:2 (FTI 4:2)	PFBA PFPeA	Phase gazeuse	Young et al. 2008
alcool fluorotélomérique 6:2 (FTOH 6:2)	PFHxA PFHpA	Phase gazeuse	Ellis et al. 2004
Amides polyfluorés à 8 atomes de carbone (PFAM)	PFBA	Oxydation atmosphérique	Jackson et al. 2013
N-éthyl perfluorobutanesulfonamide (NEtFBSA)	PFBA PFPeA	Phase gazeuse	Martin et al. 2006
alcool fluorotélomérique 8:2 (FTOH 8:2)	PFHxA PFHpA	Sols	Liu et al. 2007
alcool fluorotélomérique 8:2 (FTOH 8:2)	PFHxA	Sol aérobie (Sassafras, Manning, Chalmers)	Wang et al. 2009
Monoester stéarate de 8:2 fluorotélomère (8:2 FTS)	PFHxA PFHpA	Loam limoneux forestier (West Lafayette, Indiana, États-Unis)	Dasu et al. 2013
alcool fluorotélomérique 6:2 (FTOH 6:2)	PFBA PFPeA PFHxA	Sol aérobie de Sassafras	Liu et al. 2010a Wang et al. 2010
alcool fluorotélomérique 6:2 (FTOH 6:2)	PFPeA PFHxA PFHpA	Oxydation en surface de sable mauricien et de cendres islandaises	Styler et al. 2013
alcool fluorotélomérique 6:2 (FTOH 6:2)	PFPeA PFHxA	Sol de Sassafras	Liu et al. 2010b
alcool fluorotélomérique 6:2 (FTOH 6:2)	PFBA PFPeA PFHxA	Sédiment aérobie de rivière (Brandywine Creek, Pennsylvanie, États-Unis)	Zhao et al. 2013b
Polymère d'acrylate de fluorotélomère	PFHxA PFHpA	Microcosme de sol	Washington et al. 2009

Précurseur	Voie de transformation et/ou produit de dégradation final	Milieu/organisme	Référence
Acide carboxylique fluorotélomérique fluoré 8:2 (FTCA 8:2))	PFHpA	Microcosme sédiments-eau	Myers et Mabury 2010
Acide carboxylique fluorotélomérique insaturé 10:2 (FTUCA 10:2)	PFHpA	Microcosme sédiments-eau	Myers et Mabury 2010
Perfluorooct-1-ène et perfluorooct-2-ène et 4-trifluorométhyl-1,1,1,2,3,4,5,5,5-nonafluoropent-2-ène	PFHxA PFHpA	Ozonolyse	Odinokov et al. 1997

Annexe E. Propriétés physico-chimiques recensées pour les APFC-CC

Tableau E-1. Propriétés physico-chimiques recensées pour les APFC-CC

N° de registre du CAS (nom chimique)	Abréviation	Valeur	Référence
Log K_{oe}			
375-22-4 (Acide perfluorobutanoïque)	PFBA	-0,52 (forme neutre†)	Jing et al. 2009
2706-90-3 (Acide perfluoropentanoïque)	PFPeA	0,09 (forme neutre†)	Jing et al. 2009
307-24-4 (Acide perfluorohexanoïque)	PFHxA	0,70 (forme neutre†)	Jing et al. 2009
375-85-9 (Acide perfluoroheptanoïque)	PFHpA	1,31 (forme neutre†)	Jing et al. 2009
Log K_d			
375-22-4 (Acide perfluorobutanoïque)	PFBA	1,18	Zhang et al. 2012a
2706-90-3 (Acide perfluoropentanoïque)	PFPeA	1,14	Zhang et al. 2012a
307-24-4 (Acide perfluorohexanoïque)	PFHxA	1,33	Zhang et al. 2012a
375-85-9 (Acide perfluoroheptanoïque)	PFHpA	1,24	Zhang et al. 2012a
Log K_{oc} (L/kg)			
375-22-4 (Acide perfluorobutanoïque)	PFBA	2,62	Zhang et al. 2012a
2706-90-3 (Acide perfluoropentanoïque)	PFPeA	1,70–2,11	Zhao et al. 2012
2706-90-3 (Acide perfluoropentanoïque)	PFPeA	2,54	Zhang et al. 2012a
307-24-4 (Acide perfluorohexanoïque)	PFHxA	2,72	Zhang et al. 2012a
375-85-9 (Acide perfluoroheptanoïque)	PFHpA	1,72–2,05	Zhao et al. 2012
Pression de vapeur (Pa)			
375-22-4 (Acide perfluorobutanoïque)	PFBA	2,93	Bhatarai et Gramatica 2011
375-22-4 (Acide perfluorobutanoïque)	PFBA	2,63	Kim et al. 2015
375-22-4 (Acide perfluorobutanoïque)	PFBA	1333	MSDS 2004
375-85-9 (Acide perfluoroheptanoïque)	PFHpA	1,32	Bhatarai et Gramatica 2011
375-85-9 (Acide perfluoroheptanoïque)	PFHpA	1,88	Kim et al. 2015
Point d'ébullition (°C)			
375-22-4 (Acide perfluorobutanoïque)	PFBA	120	Kirk-Othmer 1994
375-22-4 (Acide perfluorobutanoïque)	PFBA	120	SDS 2004b

N° de registre du CAS (nom chimique)	Abréviation	Valeur	Référence
2706-90-3 (Acide perfluoropentanoïque)	PFPeA	139	Kirk-Othmer 1994
375-85-9 (Acide perfluorohepatanoïque)	PFHpA	89	Kirk-Othmer 1994
375-85-9 (Acide perfluorohepatanoïque)	PFHpA	175	SDS 2004b
Point de fusion (°C)			
375-22-4 (Acide perfluorobutanoïque)	PFBA	-17,5	Kirk-Othmer 1994
Masse volumique (g/mL, 20°C)			
375-22-4 (Acide perfluorobutanoïque)	PFBA	1,641	Kirk-Othmer 1994; SDS 2004b
2706-90-3 (Acide perfluoropentanoïque)	PFPeA	1,713	Kirk-Othmer 1994
375-85-9 (Acide perfluoroheptanoïque)	PFHpA	1,792	Kirk-Othmer 1994
pKa (constante d'acidité)			
422-64-0 (Acide perfluoropropanoïque)	PFPrA (C3)	0,62	Moroi et al. 2001
375-22-4 (Acide perfluorobutanoïque)	PFBA (C4)	0,43	Moroi et al. 2001
2706-90-3 (Acide perfluoropentanoïque)	PFPeA (C5)	0,74	Moroi et al. 2001

Abréviations : pK_a = constante de dissociation acide; K_{oe} = coefficient de partage octanol-eau; K_{co} = coefficient de partage carbone organique-eau; K_d = constante de dissociation à l'équilibre.

† Étant donné que les APFC-CC sont considérés comme ayant des propriétés tensioactives, ils se répartissent préférentiellement sur les protéines et sont ionisants, les estimations du $\log K_{oe}$ et/ou l'utilisation du $\log K_{oe}$ d'après la forme neutre peuvent se traduire par des prévisions peu fiables sur la bioaccumulation.

Annexe F. Propriétés physico-chimiques disponibles pour les APFS-CC

Tableau F-1. Propriétés physico-chimiques disponibles pour les APFS-CC

N° de registre du CAS (nom chimique)	Abréviation	Valeur	Référence
Solubilité dans l'eau (g/L)			
375-73-5 (Acide perfluorobutanesulfonique)	PFBS	67 g/L	Kim et al. 2015
Log K_{oe}			
375-73-5 (Acide perfluorobutanesulfonique)	PFBS	-0,30 (forme neutre†)	Jing et al. 2009
Log K_{oc} (L/kg)			
375-73-5 (Acide perfluorobutanesulfonique)	PFBS	1,75–2,09	Zhao et al. 2012
355-46-4 (Acide perfluorohexanesulfonique)	PFHxS	0,74–1,70	Zhao et al. 2014
355-46-4 (Acide perfluorohexanesulfonique)	PFHxS	2,05	Guelfo et Higgins 2013
355-46-4 (Acide perfluorohexanesulfonique)	PFHxS	2,40	D'Agostino et Mabury 2017
355-46-4 (Acide perfluorohexanesulfonique)	PFHxS	1,8–2,76	Chen et al. 2018
355-46-4 (Acide perfluorohexanesulfonique)	PFHxS	2,02–2,14	Zhao et al. 2012
335-77-3/2806-15-7 (Acide perfluorodécanesulfonique)	PFDS	3,53–3,66	Higgins et Luthy 2006
Point de fusion (°C)			
355-46-4 (Acide perfluorohexanesulfonique)	PFHxS	41	Kim et al. 2015
Point d'ébullition (°C)			
355-46-4 (Acide perfluorohexanesulfonique)	PFHxS	159–160	SDS 2004a
355-46-4 (Acide perfluorohexanesulfonique)	PFHxS	238–239	Kosswig 2000
Masse volumique (g/mL, 20°C)			
355-46-4 (Acide perfluorohexanesulfonique)	PFHxS	1,762	Kirk-Othmer 1994

Abréviations : pK_a = constante de dissociation acide; K_{oe} = coefficient de partage octanol-eau; K_{co} = coefficient de partage carbone organique-eau; K_d = constante de dissociation à l'équilibre.

† Étant donné que les APFS-CC sont considérés comme ayant des propriétés tensioactives, ils se répartissent préférentiellement sur les protéines et sont ionisants, les estimations du log K_{oe} et/ou l'utilisation du log K_{oe} d'après la forme neutre peuvent se traduire par des prévisions peu fiables pour la bioaccumulation.