

Rapport d'évaluation écologique préalable

**Acides perfluorocarboxyliques à longue chaîne (C₉ à C₂₀), leurs sels et
leurs précurseurs**

Environnement Canada

Août 2012

Sommaire

Conformément aux articles 68 et 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) [LCPE (1999)], les ministres de l'Environnement et de la Santé ont effectué une évaluation écologique préalable des acides perfluorocarboxyliques (APFC) à longue chaîne (C_9 à C_{20}), de leurs sels et de leurs précurseurs. Dans la présente évaluation, les acides perfluorocarboxyliques à longue chaîne (C_9 à C_{20}) seront appelés APFC à longue chaîne. Bien que les APFC à longue chaîne eux-mêmes ne figurent pas sur la Liste intérieure des substances (LIS), certains de leurs précurseurs, figurant sur la LIS, ont été catégorisés en vertu de l'article 73 de la LCPE (1999). L'évaluation a été menée en réponse à des données empiriques qui ont démontré que certains APFC se bioaccumulent, qu'ils sont persistants, qu'ils sont susceptibles d'être transportés à grande distance (par l'intermédiaire des précurseurs), qu'ils sont largement répandus et que leurs concentrations dans les tissus de la faune arctique décrivent une tendance à la hausse.

La présente évaluation écologique est axée sur les APFC dont la chaîne carbonée compte de 9 à 20 atomes de carbone inclusivement, ainsi que sur leurs sels et leurs précurseurs. Les précurseurs, à savoir des substances qui pourraient se transformer ou se dégrader en APFC à longue chaîne, sont considérés d'après leur contribution à la présence totale de ces acides à longue chaîne dans l'environnement. Cette évaluation définit les précurseurs comme étant toute substance dont le groupement alkyle perfluoré de formule C_nF_{2n+1} (où $8 \leq n \leq 20$) est directement lié à n'importe quel groupe fonctionnel autre que le fluor, le chlore ou le brome.

Les APFC à longue chaîne, leurs sels et leurs précurseurs sont d'origine anthropique. En 2000 et 2004, les enquêtes menées auprès de l'industrie par Environnement Canada en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) ont révélé qu'aucun APFC à longue chaîne n'avait été fabriqué ou importé au Canada. Toutefois, les deux enquêtes ont signalé l'importation au Canada de plusieurs précurseurs de ces acides.

Selon les études de toxicité standards sur des organismes aquatiques, les APFC à longue chaîne avaient une toxicité de faible à modérée, les valeurs de toxicité aiguë se situant entre 8,8 et 285 mg/L. Il existe deux études portant sur la toxicité des APFC à longue chaîne chez les espèces terrestres. Dans une de ces études, aucun effet nocif n'a été observé sur des poulets mâles auxquels on a administré jusqu'à 1,0 mg/kg de poids corporel d'APFC en C_{10} , trois fois par semaine pendant trois semaines. Dans une autre étude, l'exposition d'un nématode vivant dans le sol à un APFC en C_9 a provoqué la létalité aiguë à 306 mg/L et des effets sur plusieurs générations (diminution de la fécondité) à 0,000464 mg/L.

Différentes études montrent la capacité des APFC à longue chaîne à entraîner d'autres types d'effets. Il a été montré que les APFC en C_9 et en C_{10} compromettent le mécanisme de résistance multixénobiotique chez les moules marines à des concentrations situées entre 2,23 et 3,65 mg/L. Une exposition par voie alimentaire pendant 14 jours à des concentrations d'APFC en C_9 à C_{12} allant de $2,56 \times 10^{-5}$ à 2 mg/g a provoqué la vitellogenèse chez la truite arc-en-ciel. Un APFC en C_9 peut causer du stress oxydatif

chez le grand cormoran. Les APFC en C₉ à C₁₁ ont activé le récepteur α activé par les proliférateurs des peroxyosomes (PPAR α) dans le foie de phoques du Baïkal. Le PPAR α joue un rôle physiologique essentiel comme détecteur de lipides et régulateur du métabolisme lipidique. Les APFC en C₉ et en C₁₀ sont également des sensibilisants chimiques chez la moule marine *Mytilus californianus* et ils permettent à des substances toxiques qui seraient normalement éliminées de s'accumuler dans les tissus de cette moule. Quant aux APFC en C₁₂ et en C₁₄, ils ont augmenté le potentiel membranaire mitochondrial de l'algue d'eau douce *Scenedesmus obliquus*, ce qui indique des dommages à la fonction mitochondriale.

On ne dispose d'aucune donnée expérimentale sur la persistance des APFC à longue chaîne dans les conditions environnementales naturelles. Toutefois, la liaison carbone-fluor est l'une des plus fortes existant dans la nature, ce qui rend la molécule très stable et résistante à la dégradation. La chaîne perfluorée offre une résistance exceptionnelle aux attaques chimiques et thermiques. Étant donné la force de la liaison carbone-fluor, on s'attend donc à ce que les APFC à longue chaîne soient persistants. En outre, des APFC à longue chaîne ont été détectés dans des régions éloignées (p. ex., dans l'Arctique canadien). Bien que les mécanismes de transport ne soient pas bien compris, certains précurseurs peuvent être transportés sur de grandes distances jusqu'à des régions éloignées, où ils peuvent ensuite se transformer en APFC à longue chaîne par dégradation.

Des facteurs de bioconcentration (FBC) empiriques supérieurs à 5 000 ont été signalés pour les APFC en C₁₁, en C₁₂ et en C₁₄. De plus, d'après des données empiriques sur les réseaux trophiques, il existe un potentiel significatif de bioamplification ou d'amplification trophique des APFC en C₉ à C₁₄ tant chez les organismes à respiration aquatique que chez ceux à respiration aérienne. On ne dispose pas de données expérimentales ou de données prédites sur la bioaccumulation des APFC à longue chaîne de plus de 14 atomes de carbone. Il est néanmoins possible que ces APFC à plus longue chaîne se bioaccumulent ou se bioamplifient chez les espèces marines ou terrestres selon leur conformation chimique. Cependant, les critères numériques de bioaccumulation, énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, ont été calculés à partir des données sur la bioaccumulation chez les espèces aquatiques d'eau douce (poissons) seulement, et pour des substances dont la répartition se fait surtout dans les lipides. Par conséquent, les critères ne reflètent peut-être pas entièrement le potentiel de bioaccumulation des APFC à longue chaîne qui se répartissent surtout dans le foie, le sang et les reins des mammifères terrestres et marins. Ainsi, la plupart des APFC à longue chaîne ainsi que leurs sels et leurs précurseurs ne rencontrent pas les critères numériques pour la bioaccumulation tel qu'énoncé dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*.

Des APFC en C₉ à C₁₅ ont été mesurés dans le foie de phoques, de renards, de poissons, d'ours blancs, de requins du Groenland, de narvals, de bélugas et d'oiseaux, dans l'Arctique canadien comme dans la région des Grands Lacs. Les concentrations variaient de valeurs inférieures à la limite de détection jusqu'à 180 ng/g poids humide de foie, les concentrations les plus élevées se trouvant chez les ours blancs, suivis des requins du

Groenland, des narvals et des bélugas. Partout à travers le monde, des APFC en C₉ à C₁₅ ont été signalés chez le phoque annelé, l'otarie à fourrure et le phoque commun, chez divers dauphins (à flancs blancs, à gros nez, à nez blanc, sotalie de Chine), le marsouin aptère, le goéland bourgmestre, le grand cachalot, le castor, le tigre, les rats sauvages et plusieurs espèces d'oiseaux. Les concentrations variaient de valeurs inférieures à la limite de détection jusqu'à 480 ng/g poids humide, et les concentrations les plus élevées se trouvaient chez le dauphin à nez blanc.

De 1980 à 2000, les concentrations d'APFC à longue chaîne en C₁₀ et en C₁₁ dans le foie de phoques annelés du Groenland ont augmenté de 3,3 et de 6,8 % par an, respectivement. De 1992 à 2005, les concentrations moyennes d'APFC en C₉ et en C₁₀ mesurées dans le foie de phoques du Baïkal étaient 1,2 à 1,7 fois plus élevées. Entre 1972 et 2002, le temps moyen de doublement des concentrations dans le foie des ours blancs de l'Arctique se situait entre 5,8 et 9,1 ans, pour les APFC en C₉ à C₁₁. De 1993 à 2004, les concentrations dans des échantillons de foie de phoque annelé ont augmenté, avec un temps de doublement des APFC en C₉ à C₁₂ allant de 4 à 10 ans. Dans des échantillons de foie de fulmar boréal, les concentrations des APFC en C₉ à C₁₅ ont augmenté de 1987 à 1993 et sont restées stables entre 1993 et 2003. Quant aux concentrations d'APFC en C₉ à C₁₅ mesurées dans des échantillons de foie de guillemot de Brünnich, elles ont connu une hausse de 1975 à 2004. Les concentrations des APFC en C₉ à C₁₃ ont augmenté de façon significative dans les œufs entiers de goélands argentés prélevés en Norvège de 1983 à 1993. En ce qui concerne les bélugas mâles du Nunavut, on a enregistré une augmentation annuelle des APFC en C₉ à C₁₂ dans le foie de 1,8 ng/g poids humide de 1980 à 2010.

L'évaluation est fondée sur une méthode du poids de la preuve en ce qui concerne la persistance, la bioaccumulation, la présence répandue, les tendances temporelles chez certaines espèces (c.-à-d. oiseaux de l'Arctique canadien, mammifères terrestres et marins), le transport à grande distance et les concentrations d'APFC à longue chaîne dans l'environnement et le biote (y compris les régions éloignées du Canada).

Selon l'information disponible, il est conclu que les APFC à longue chaîne, leurs sels et leurs précurseurs pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. De plus, il est conclu que les APFC à longue chaîne et leurs sels sont extrêmement persistants et qu'ils répondent aux critères de persistance énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. Les APFC à longue chaîne ne répondent pas aux critères de bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. Néanmoins, le poids de la preuve est suffisant pour conclure que les APFC à longue chaîne et leurs sels s'accumulent et se bioamplifient chez les mammifères terrestres et marins.

Il est conclu que les APFC à longue chaîne ainsi que leurs sels et leurs précurseurs satisfont à au moins un des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999).

Introduction

Conformément aux articles 68 et 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) [LCPE (1999)] (Canada, 1999), le ministre de l'Environnement a effectué une évaluation écologique préalable des acides perfluorocarboxyliques (APFC) à longue chaîne, de leurs sels et de leurs précurseurs. Ils ont été reconnus comme des substances préoccupantes à l'issue du processus de déclaration de substances nouvelles d'Environnement Canada et par l'entremise du *Plan d'action pour l'évaluation et la gestion des acides perfluorocarboxyliques et de leurs précurseurs* (Canada, 2006). En 2004, Santé Canada et Environnement Canada ont évalué quatre substances à base de télomères fluorés dans le cadre des dispositions de la LCPE (1999) concernant les substances nouvelles. On soupçonnait ces substances d'être « toxiques », car elles contenaient des précurseurs directs des APFC et on les jugeait capables de se décomposer en ces acides. Les modifications au *Règlement sur certaines substances toxiques interdites* (2005) ont été publiées dans la Partie I de la *Gazette du Canada* le 17 juin 2006 (Canada, 2006). Ces modifications ont été faites afin d'établir un règlement visant à maintenir les interdictions liées à ces nouvelles sources d'APFC. De plus, les précurseurs, soit les substances portant les n^{os} CAS (numéros de registre du Chemical Abstract Service) 65530-63-4, 65530-71-4, 65530-72-5, 65530-74-7, 68391-08-2, 68412-68-0, 115592-83-1, 65530-61-2, 70969-47-0, 65530-66-7, 65605-58-5, 65605-70-1, 65636-35-3, 68239-43-0 et 110053-43-5, répondaient aux critères environnementaux de la catégorisation relatifs à la persistance, au potentiel de bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes non humains. L'évaluation des risques que présentent toutes ces substances pour la santé humaine n'a pas été jugée hautement prioritaire à la lumière des résultats fournis par les outils simples de détermination du risque d'exposition et du risque pour la santé élaborés par Santé Canada aux fins de la catégorisation des substances de la Liste intérieure des substances (LIS).

La présente évaluation écologique est axée sur les APFC dont la chaîne carbonée compte de 9 à 20 atomes de carbone inclusivement, ainsi que sur leurs sels et leurs précurseurs. Cette gamme de longueurs de chaînes carbonées correspond à la gamme prise en compte dans l'évaluation menée en vertu du Programme des substances nouvelles. Les précurseurs ont été pris en compte selon leur contribution à la présence totale des APFC à longue chaîne dans l'environnement.

Les données pertinentes pour l'évaluation préalable des APFC à longue chaîne sont tirées de rapports de synthèse et d'évaluation, de rapports de recherche de parties intéressées et d'autres documents consultés au cours de recherches documentaires menées jusqu'en février 2011. En outre, des enquêtes sur les composés perfluoroalkyliques et fluoroalkyliques ont été menées auprès de l'industrie pour les années 2000 et 2004 au moyen d'un avis publié dans la *Gazette du Canada* conformément à l'article 71 de la LCPE (1999) [Canada, 1999]. Ces enquêtes ont permis de recueillir des données sur la fabrication, l'importation et les utilisations des composés perfluoroalkyliques et fluoroalkyliques au Canada. Des études toxicologiques soumises par l'industrie en application de l'article 70 de la *Loi* ont également été prises en compte.

Les évaluations préalables mettent l'accent sur les renseignements jugés essentiels pour déterminer si une substance répond aux critères de l'article 64 de la LCPE (1999) [Canada, 1999]. La démarche suivie dans cette évaluation écologique préalable consistait à examiner les renseignements scientifiques et techniques pertinents et à tirer des conclusions fondées sur de multiples éléments d'information, tels que la persistance, la bioaccumulation, la toxicité, les tendances temporelles dans le biote et la présence répandue dans le biote de la substance. Cette évaluation préalable ne présente pas un examen exhaustif de toutes les données disponibles. Elle fait plutôt état des études et des éléments d'information essentiels qui appuient les conclusions.

La présente évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme des substances existantes d'Environnement Canada. Cette évaluation écologique a fait l'objet d'une consultation et d'un examen écrit par des pairs. De plus, l'ébauche de cette évaluation préalable a fait l'objet d'une période de commentaires du public de 60 jours. Bien que les commentaires externes et publics aient été pris en considération, Environnement Canada assume la responsabilité du contenu final et des résultats de l'évaluation préalable.

Les principales données et considérations sur lesquelles repose la présente évaluation sont résumées ci-après.

Identité de la substance

Le présent rapport évalue les APFC à longue chaîne (C_9 à C_{20}), leurs sels et leurs précurseurs. L'acide pentadécafluorooctanoïque (APFO ou C_8) a fait l'objet d'une évaluation distincte.

Par « perfluorés », on entend les substances chimiques fluorées dans lesquelles les atomes d'hydrogène directement liés aux atomes de carbone sont tous remplacés par des atomes de fluor. Les APFC à longue chaîne et leurs sels constituent une série homologue de substances ayant la formule moléculaire suivante : $C_nF_{2n+1}CO_2H$ (où $8 \leq n \leq 20$). Dans le présent document, les acides perfluorocarboxyliques à longue chaîne (C_9 à C_{20}) seront appelés « APFC à longue chaîne ».

Les APFC à longue chaîne ne figurent pas sur la LIS et n'ont pas été soumis aux dispositions relatives à la catégorisation de la LCPE (1999) [Canada, 1999]. Certains des 90 précurseurs déterminés figurent toutefois sur cette liste et étaient visés par la catégorisation. La présente évaluation prend en compte tout précurseur des APFC à longue chaîne qui pourrait se transformer ou se dégrader en APFC en C_9 à C_{20} , étant donné ses utilisations semblables et ses similarités sur le plan des propriétés physiques et chimiques et des caractéristiques structurales. Aux fins de la présente évaluation, les précurseurs sont définis comme étant toute substance dont le groupement alkyle perfluoré de formule C_nF_{2n+1} (où $8 \leq n \leq 20$) est directement lié à n'importe quel groupe fonctionnel autre que le fluor, le chlore ou le brome. On n'a pas directement tenu compte, dans l'évaluation, des possibles effets cumulatifs des APFC à longue chaîne, de leurs précurseurs et de leurs sels, mais on reconnaît que les précurseurs et les sels pourraient contribuer à la présence totale des APFC à longue chaîne dans l'environnement. L'expression « C_X » sert à définir la longueur de la chaîne d'atomes de carbone de l'acide perfluorocarboxylique en question; ainsi, C_9 représente un APFC à neuf atomes de carbone.

Environnement Canada considère quelque 90 composés perfluoroalkylés (ou composés d'alkyles perfluorés) comme des APFC à longue chaîne, des sels ou des précurseurs de ces derniers (voir l'annexe II : Identification des précurseurs d'APFC à longue chaîne). La catégorie des APFC à longue chaîne a été définie d'après le jugement de spécialistes, la structure chimique et l'estimation de la biodégradation à l'aide du modèle CATABOL (Mekenyan *et al.*, 2002). Ainsi, les structures ont été analysées pour déterminer la possibilité que les substances en question se décomposent en APFC à longue chaîne. Le modèle CATABOL, qui a été étalonné à partir des résultats d'essais de biodégradation du MITI (Ministry of International Trade and Industry [ministère du Commerce international et de l'Industrie], Japon), prévoit la biodégradation sur une période de 28 jours. On sait que, étant donné le caractère très limité des données sur la dégradation des composés perfluorés dans 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. Il est à noter que, dans le cas de la chimie des composés perfluorés, le processus de dégradation sera plus long que ce qu'indique CATABOL, mais il est difficile d'estimer dans quelle mesure, surtout pour les substances de masse moléculaire

élevée comme les oligomères et les polymères. La liste à l'annexe I donne des exemples de substances appartenant au groupe des APFC à longue chaîne, mais elle n'est pas exhaustive.

L'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) a rédigé le document intitulé *Preliminary Lists of PFOS, PFAS, PFOA and Related Compounds that may Degrade to PFCA* (OCDE, 2007), pour appuyer ses activités de gestion des risques associés aux composés perfluorés; ce document combine les renseignements de divers pays membres, dont le Canada. L'OCDE a dressé une liste préliminaire d'environ 850 substances perfluorées connues, dont la plupart peuvent potentiellement se décomposer en APFC. Les fluoropolymères comme le polytétrafluoroéthylène (PTFE) sont considérés comme stables et ne sont donc pas classés parmi les précurseurs d'APFC sur la liste de l'OCDE. Certains APFC sont utilisés comme agents technologiques dans la fabrication de fluoropolymères, et de très faibles concentrations d'APFC pourraient être présentes dans les produits finis; toutefois, les APFC ne sont pas incorporés à la structure polymérique. Les précurseurs d'APFC à longue chaîne visés par la présente évaluation font aussi partie de la liste de l'OCDE.

Tableau 1. Identité des substances – acides perfluorocarboxyliques à longue chaîne

Nom	Acronyme	Formule moléculaire	Formule développée	Numéro de registre du Chemical Abstracts Service (LIS ou LES ¹)	Synonymes
Acide perfluorononane-1-oïque (APFC en C ₉)	APFN	C ₉ HF ₁₇ O ₂	$\begin{array}{c} \text{F} \\ \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_7-\text{CO}_2\text{H} \\ \\ \text{F} \end{array}$	375-95-1 (LES)	C 1800; acide heptadécafluorononanoïque; acide perfluorononanoïque; acide perfluorononane-1-oïque; acide perfluoropélargonique
Acide nonadécafluorodécanoïque (APFC en C ₁₀)	APFD	C ₁₀ HF ₁₉ O ₂	$\begin{array}{c} \text{F} \\ \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_8-\text{CO}_2\text{H} \\ \\ \text{F} \end{array}$	335-76-2 (LES)	Acide nonadécafluoro- <i>n</i> -décanoïque; acide perfluoro- <i>n</i> -décanoïque; acide perfluorocaprique; acide perfluorodécanoïque
Acide hénéicosafluoroundécanoïque (APFC en C ₁₁)	APFUnD	C ₁₁ HF ₂₁ O ₂	$\begin{array}{c} \text{F} \\ \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_9-\text{CO}_2\text{H} \\ \\ \text{F} \end{array}$	2058-94-8 (ne figure ni sur la LIS ni sur la LES)	Acide perfluoroundécanoïque; acide perfluoroundécylrique
Acide tricosafuorododécanoïque (APFC en C ₁₂)	APFDoD	C ₁₂ HF ₂₃ O ₂	$\begin{array}{c} \text{F} \\ \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{10}-\text{CO}_2\text{H} \\ \\ \text{F} \end{array}$	307-55-1 (LES)	Acide perfluorododécanoïque; acide perfluorolaurique
Acide pentacosafuorotridécanoïque (APFC en C ₁₃)	APFTrD	C ₁₃ HF ₂₅ O ₂	$\begin{array}{c} \text{F} \\ \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{11}-\text{CO}_2\text{H} \\ \\ \text{F} \end{array}$	72629-94-8 (ne figure ni sur la LIS ni sur la LES)	Acide perfluorotridécanoïque

Acide heptacosafuorotétradécanoïque (APFC en C ₁₄)	APFTD	C ₁₄ HF ₂₇ O ₂	$\begin{array}{c} \text{F} \\ \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{12}-\text{CO}_2\text{H} \\ \\ \text{F} \end{array}$	376-06-7 (LES)	Acide perfluoromyristique; acide perfluorotétradécanoïque
Acide nonacosafuoropentadécanoïque (APFC en C ₁₅)	APFPeD	C ₁₅ HF ₂₉ O ₂	$\begin{array}{c} \text{F} \\ \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{13}-\text{CO}_2\text{H} \\ \\ \text{F} \end{array}$	141074-63-7 (ne figure ni sur la LIS ni sur la LES)	Acide perfluoropentadécanoïque
Acide perfluoropalmitique (APFC en C ₁₆)	APFHxD	C ₁₆ HF ₃₁ O ₂	$\begin{array}{c} \text{F} \\ \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{14}-\text{CO}_2\text{H} \\ \\ \text{F} \end{array}$	67905-19-5 (LES)	Acide hentriacontafluorohexadécanoïque; acide perfluorohexadécanoïque; acide hexadécanoïque
Acide perfluoroheptadécanoïque (APFC en C ₁₇)	APFHpD	C ₁₇ HF ₃₃ O ₂	$\begin{array}{c} \text{F} \\ \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{15}-\text{CO}_2\text{H} \\ \\ \text{F} \end{array}$	57475-95-3 (ne figure ni sur la LIS ni sur la LES)	—
Acide perfluorostéarique (APFC en C ₁₈)	APFOD	C ₁₈ HF ₃₅ O ₂	$\begin{array}{c} \text{F} \\ \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{16}-\text{CO}_2\text{H} \\ \\ \text{F} \end{array}$	16517-11-6 (LES)	Acide pentatriacontafluorooctadécanoïque; acide perfluorooctadécanoïque; acide octadécanoïque
Acide perfluorononadécanoïque (APFC en C ₁₉)	APFND	C ₁₉ HF ₃₇ O ₂	$\begin{array}{c} \text{F} \\ \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{17}-\text{CO}_2\text{H} \\ \\ \text{F} \end{array}$	133921-38-7 (ne figure ni sur la LIS ni sur la LES)	—
Acide nonatriacontafluoroéicosanoïque (APFC en C ₂₀)		C ₂₀ HF ₃₉ O ₂	$\begin{array}{c} \text{F} \\ \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{18}-\text{CO}_2\text{H} \\ \\ \text{F} \end{array}$	68310-12-3 (LES)	Acide perfluoroéicosanoïque

¹ LIS = Liste intérieure des substances. LES = Liste extérieure des substances. Les substances qui ne figurent pas sur la LIS sont considérées comme nouvelles au Canada et doivent être déclarées. Les substances figurant sur la LES sont assujetties à une déclaration, mais les exigences en matière de renseignements sont réduites.

Propriétés physiques et chimiques

L'information sur les propriétés physiques et chimiques des APFC à longue chaîne est limitée. Le tableau 2 présente les données sur les propriétés physiques et chimiques disponibles pour les APFC à longue chaîne. L'hypothèse selon laquelle la conformation de la liaison carbone-carbone changerait avec l'allongement de la chaîne a été avancée : les chaînes plus longues deviendraient hélicoïdales (Wang et Ober, 1999), ce qui donnerait des molécules à section transversale plus petite, dans lesquelles la chaîne pourrait se replier sur elle-même ou n'être pas complètement linéaire. Le cas échéant, les propriétés physiques et chimiques des acides à plus longue chaîne seraient ainsi différentes de celles des APFC linéaires (c.-à-d. < C₈); toutefois, on ne dispose pas de données sur les propriétés physiques et chimiques des APFC à longue chaîne hélicoïdale.

Tableau 2. Propriétés physiques et chimiques disponibles des APFC à longue chaîne

Propriété	Valeur	Type	Référence
APFC en C₉			
Masse moléculaire (g/mol)	464,08	—	—
Point de fusion (°C)	77	Expérimental	Fontell et Lindman, 1983
	71		Blancou <i>et al.</i> , 1976
	71-72		Herbst <i>et al.</i> , 1985
	65 (CCl ₄)		Beneficemalouet <i>et al.</i> , 1991
	59,3-61,1		Kunieda et Shinoda, 1976
	69-71		Ishikawa <i>et al.</i> , 1983
Point d'ébullition (°C)	203,4	Calculé	Kaiser <i>et al.</i> , 2005
Pression de vapeur (Pa) à 25 °C	1,3 à 99,97 kPa (99,6 à 203 °C)	Calculé	Kaiser <i>et al.</i> , 2005
	0,10	Expérimental	Arp <i>et al.</i> , 2006
Solubilité dans l'eau	< 0,2 en pourcentage pondéral à 60 °C	Expérimental	Fontell et Lindman, 1983 ¹
	1,3 g/L (concentration micellaire critique)	Expérimental	Kunieda et Shinoda, 1976 ¹
pK _a (sans dimension)	< 0,8	Calculé	Goss, 2008
Log K _{co} (sans dimension)	2,3-2,48	Expérimental	Higgins et Luthy, 2006
APFC en C₁₀			
Masse moléculaire (g/mol)	514,08	—	—
Point de fusion (°C)	87,4-88,2 (CCl ₄)	Expérimental	Bernett et Zisman, 1959
	87,4-88,2 (toluène)		Bernett et Zisman, 1959
	83,5-85,5 (CCl ₄ , éthanol)		Mukerjee et Handa, 1981
	76,5 (CCl ₄)		Ikawa <i>et al.</i> , 1988

Propriété	Valeur	Type	Référence
	87,4-88,2		Hare <i>et al.</i> , 1954
Point d'ébullition (°C)	218	Expérimental	Kauck et Diesslin, 1951
	219,4	Calculé	Kaiser <i>et al.</i> , 2005
	203,4	Calculé	Kaiser <i>et al.</i> , 2005
	218	Expérimental	Sigma Aldrich, 2004
Pression de vapeur (Pa) à 25 °C	3,1 à 99,97 kPa (129,6 à 218,9 °C)	Calculé	Kaiser <i>et al.</i> , 2005
	−0,64	Expérimental	Arp <i>et al.</i> , 2006
	0,10	Expérimental	Arp <i>et al.</i> , 2006
Solubilité dans l'eau (g/L)	5,14		Kauck et Diesslin, 1951
	0,40 (concentration micellaire critique)	Expérimental	Bernett et Zisman, 1959 ¹
	0,46 (concentration micellaire critique à 30 °C)		Klevens et Raison, 1954 ¹
pK _a (sans dimension)	2,58	Calculé	Moroi <i>et al.</i> , 2001
Log K _{co} (sans dimension)	2,65-2,87	Expérimental	Higgins et Luthy, 2006
APFC en C ₁₁			
Masse moléculaire (g/mol)	564,1	–	–
Point de fusion (°C)	112-114	Expérimental	Huang <i>et al.</i> , 1987
	97,9-100,3		Kunieda et Shinoda, 1976
Point d'ébullition (°C)	238,4 à 101,325 kPa	Calculé	Kaiser <i>et al.</i> , 2005
Pression de vapeur (Pa) à 25 °C	0,6 à 99,97 kPa (112 à 237,7 °C)	Calculé	Kaiser <i>et al.</i> , 2005
	−0,98	Expérimental	Arp <i>et al.</i> , 2006
Log K _{co} (sans dimension)	3,19-3,41	Expérimental	Higgins et Luthy, 2006
APFC en C ₁₂			
Masse moléculaire (g/mol)	614,1	–	–
Point de fusion (°C)	112,6-114,7 (CCl ₄ , toluène)		Bernett et Zisman, 1959
	112,6-114,7	Expérimental	Hare <i>et al.</i> , 1954
	112-114		Huang <i>et al.</i> , 1987
Point d'ébullition (°C)	Non disponible		
Pression de vapeur (Pa) à 25 °C	0,9 à 99,96 kPa (127,6 à 247,7 °C)	Calculé	Kaiser <i>et al.</i> , 2005
APFC en C ₁₃			
Masse moléculaire (g/mol)	664,0989	–	–
Point de fusion (°C)	117,5-122	Expérimental	Kunieda et Shinoda, 1976

Propriété	Valeur	Type	Référence
APFC en C₁₄			
Masse moléculaire (g/mol)	714,12	–	–
Point de fusion (°C)	130,4 (hexane)	Expérimental	Lehmmler <i>et al.</i> , 2001
	130		Kunieda et Shinoda, 1976
APFC en C₁₅			
Masse moléculaire (g/mol)	764,1129		–

¹ Les valeurs de solubilité sont valables pour une phase aqueuse contenant un mélange de l'acide protoné et de l'anion perfluorocarboxylate, à un pH « autogène ». Si le pH est réduit par l'ajout, par exemple, d'un acide inorganique, la proportion d'acide protoné augmentera, et la solubilité globale diminuera.

Abréviations : K_{oc}, coefficient de partage carbone organique-sédiments; pK_a, constante de dissociation acide.

Sources

On ne connaît aucune source naturelle d'APFC à longue chaîne, de leurs sels ou de leurs précurseurs (Kissa, 1994). Leur présence dans l'environnement est attribuable uniquement à l'activité humaine. Une enquête menée auprès de l'industrie par Environnement Canada en 2000, en application de l'article 71 de la LCPE (1999) [Canada, 1999], a permis de recenser 256 composés perfluoroalkylés faisant l'objet d'un commerce au Canada pour les années civiles 1997, 1998, 1999 et 2000 (Environnement Canada, 2001). La fabrication d'APFC à longue chaîne ou leur importation au Canada n'a pas été déclarée. Une autre enquête menée en 2004 auprès de l'industrie par Environnement Canada sur les substances perfluoroalkylées et fluoroalkylées a elle aussi indiqué qu'aucun APFC à longue chaîne n'avait été fabriqué ou importé au Canada (Environnement Canada, 2005). Dans le cadre des deux enquêtes, l'importation au Canada de 1 000 à 100 000 kg de précurseurs d'APFC à longue chaîne a toutefois été déclarée.

Utilisations

L'APFC en C₉ est employé dans des agents tensioactifs et dans la production de fluoropolymères, principalement le poly(fluorure de vinylidène) [Prevedouros *et al.*, 2006]. D'après les renseignements dont on dispose, les APFC à longue chaîne sont rarement utilisés de manière intentionnelle dans les produits. Toutefois, des précurseurs couramment utilisés qui sont présent dans des produits commerciaux, tels que les fluorotélomères, soit des substances dérivées d'alcools fluorotélomériques (FTOH) ou d'autres substances à base de fluorotélomères, peuvent se dégrader et produire des APFC à longue chaîne. Les fluorotélomères forment un sous-groupe de substances perfluorées produites par un processus appelé télomérisation, pouvant mettre en jeu des molécules à chaînes fluorocarbonées de diverses longueurs. Les FTOH ne sont pas entièrement fluorés puisqu'une chaîne hydrocarbure à deux carbones est liée à la chaîne perfluorocarbonée. Des époxydes, des oléfines ou des alcools fluorotélomériques sont employés comme unités élémentaires dans la production de substances à base de fluorotélomères. Ces substances rendent les substrats résistants aux huiles, aux graisses, à l'eau et aux taches. Certaines substances fluorotélomériques peuvent aussi être utilisées

comme monomères afin de produire des fluorotélomères polymériques possédant les mêmes caractéristiques.

Rejets dans l'environnement

Rejets directs

On ne dispose d'aucune donnée sur les rejets directs d'APFC à longue chaîne, provenant de l'utilisation et de la fabrication industrielles, dans l'environnement, au Canada.

Rejets indirects

On dispose de certaines données empiriques sur la dégradation des polymères à base de fluorotélomères en APFC à longue chaîne. Les alcools fluorotélomériques (FTOH) qui possèdent un nombre x d'atomes de carbone produisent des intermédiaires tels que les acides carboxyliques fluorotélomériques insaturés (ACFTI $x:2$) et les acides carboxyliques fluorotélomériques (ACFT $x:2$) qui peuvent à leur tour se décomposer en APFC à longue chaîne. Les FTOH eux-mêmes peuvent donner des APFC par biodégradation ou métabolisation, comme le montrent diverses études (Hagen *et al.*, 1981; Lange, 2002; Dinglasan *et al.*, 2004; Kudo *et al.*, 2005; Martin *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2005a, 2005b; Fasano *et al.*, 2006, 2008; Liu *et al.*, 2007; Nabb *et al.*, 2007). En outre, Kudo *et al.* (2005), Martin *et al.* (2005) et Liu *et al.* (2007) présentent d'autres indications que des ACFT et des ACFTI sont formés comme intermédiaires lors de la biodégradation ou la métabolisation des FTOH. Une faible quantité d'APFC en C_9 a été produite dans un système au peroxyde d'hydrogène photoinduit (solutions à 10 mM et 100 μ M), ce qui démontre la dégradation rapide de FTOH 8:2 en quelques minutes à quelques heures par l'intermédiaire de la formation d'aldéhydes fluorotélomériques 8:2, d'ACFT 8:2 et d'ACFTI 8:2 (Gauthier et Mabury, 2005).

On a constaté que les FTOH étaient une source potentielle d'APFC à longue chaîne lorsqu'on a trouvé des métabolites de ces alcools dans le biote (Smithwick *et al.*, 2006; Butt *et al.*, 2008; Powley *et al.*, 2008; Furdui *et al.*, 2007). On s'attend à ce que la métabolisation des FTOH forme des intermédiaires comme les ACFT et les ACFTI (Dinglasan *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2005a, 2005b). Houde *et al.* (2005) ont signalé la présence d'ACFTI 8:2 et 10:2 dans le plasma de dauphins à gros nez de la région du golfe du Mexique, le long de la côte est de l'Atlantique. Aucun ACFT n'a été détecté. Une étude sur les tendances temporelles effectuée par Butt *et al.* (2008) a également révélé la présence d'ACFTI dans tous les échantillons de foie de phoque annelé provenant de l'Arctique canadien. Furdui *et al.* (2007) ont indiqué la présence d'ACFTI 8:2 et d'ACFTI 10:2 dans 52 % et 40 %, respectivement, de tous les échantillons de touladis prélevés dans les Grands Lacs. La présence d'ACFT et d'ACFTI dans la faune est également signalée dans un certain nombre d'études comme celles de Taniyasu *et al.* (2005), Verreault *et al.* (2005), Powley *et al.* (2008), Smithwick *et al.* (2006), Butt *et al.* (2007a, 2007b, 2008) et Furdui *et al.* (2007). Dinglasan et Mabury (2005) ont montré que des FTOH 8:2, des ACFT 8:2 et des ACFTI 8:2 sont formés par la dégradation d'un monomère de méthacrylate télomérique 8:2 utilisé dans la fabrication des polymères. Bien que le taux de dégradation n'ait pas été établi, l'inoculat destiné au

traitement aérobie des eaux usées a pu décomposer de manière significative le monomère au cours de l'essai d'une durée d'environ 73 jours.

Yoo *et al.* (2010) ont mesuré les concentrations de FTOH dans le sol de certains champs (près de Decatur, en Alabama) sur lesquels on avait épandu des boues d'épuration. Des boues provenant d'une usine de traitement des eaux usées (UTEU) à Decatur, en Alabama, ont été épandues sur des champs agricoles pendant plus d'une décennie; cette usine de traitement des eaux usées recueillait les flux de déchets des industries qui utilisaient des composés fluorotélomériques (Washington *et al.*, 2010). Yoo *et al.* (2010) ont constaté que les champs amendés par les boues présentaient des concentrations de FTOH dans le sol de surface de 5 à 73 ng/g poids sec. La concentration de FTOH la plus élevée était celle du FTOH 10:2, dont les concentrations variaient de moins de 5,6 à 166 ng/g poids sec. Les demi-vies des FTOH étaient comprises entre 0,85 et 1,8 année, ce qui laisse entendre que l'épandage des boues est une voie possible pour la dégradation des FTOH en APFO et autres acides perfluorocarboxyliques. Washington *et al.* (2010) ont également constaté que ces champs amendés par les boues présentaient des concentrations élevées d'APFC, notamment des APFC en C₁₀ (< 990 ng/g) et en C₁₁ (< 530 ng/g). Les FTOH 6:2, FTOH 8:2 et FTOH 10:2 ont été mesurés dans l'air à deux sites d'enfouissement en Ontario; les concentrations étaient inférieures à 5 000 pg/m³ (en amont) et variaient entre 0 et moins de 25 000 pg/m³ sur le site (Ahrens *et al.*, 2010a).

L'abondance relative des APFC linéaires par rapport à celle des APFC ramifiés peut donner une idée de leur source possible. Les APFC linéaires peuvent indiquer une dégradation principalement à partir de FTOH linéaires et peuvent révéler que les APFC résultent de la télomérisation plutôt que de la fluoration électrochimique (procédé qui générerait environ 20 % d'isomères ramifiés). Il a également été suggéré que la dégradation d'un FTOH donné devrait former, par oxydation atmosphérique, un nombre égal d'APFC dont la chaîne compte un nombre pair de carbones et d'APFC dont la chaîne compte un nombre impair de carbones (De Silva et Mabury, 2004; Ellis *et al.*, 2004b). De Silva et Mabury (2004) ont déterminé qu'au moins 99 % des APFC contenus dans les échantillons de foie d'ours blancs provenant du sud-ouest de la baie d'Hudson et de l'est du Groenland étaient des isomères linéaires. Il a été montré que les FTOH donnent, en se décomposant, des concentrations relativement égales d'APFC dont la chaîne compte un nombre pair de carbones et d'APFC dont la chaîne compte un nombre impair de carbones (Ellis *et al.*, 2004b), ce qui indique la possibilité que les FTOH soient une source d'APFC. Il est proposé que les APFC dont la chaîne compte un nombre impair de carbones soient présents en concentrations légèrement plus élevées dans le biote des niveaux trophiques supérieurs (Martin *et al.*, 2004a). Ce profil a été observé dans les échantillons prélevés chez des ours blancs par Kannan *et al.* (2005) et Smithwick *et al.* (2005b). Lorsque les quantités d'APFC dont la chaîne compte un nombre impair de carbones et celles d'APFC dont la chaîne compte un nombre pair de carbones sont corrélées, cela semble indiquer une source unique et uniforme (Smithwick *et al.*, 2005b; van de Vijver *et al.*, 2005). Les FTOH semblent disponibles pour les organismes dans l'environnement et ils sont métabolisés, *in vivo*, en intermédiaires (d'autres précurseurs d'APFC) qui peuvent mener finalement à la formation d'APFC à longue chaîne. Furdui *et al.* (2008) ont observé une diminution des isomères ramifiés d'APFC en C₁₁ et C₁₃

chez les touladis du lac Ontario entre 1993 et 2004 et ils ont noté une augmentation des isomères linéaires dans les échantillons plus récents (jusqu'à l'année 2004), ce qui laisse penser que les sources actuelles d'APFC dans le lac Ontario résultent du processus de télomérisation.

Les concentrations de FTOH résiduels dans les polymères ont été mesurées dans le cadre d'une étude effectuée par Dinglasan-Panlilio et Mabury (2006), celle-ci ayant consisté à analyser plusieurs produits contenant des polymères fluorés ou des composés fluorés apparentés. On a détecté des FTOH (4:2 à 12:2) en concentrations de 0,11 à 3,8 %, en poids sec, dans les produits. Le solvant d'extraction utilisé était l'acétate d'éthyle (2 aliquotes de 5 mL subséquentement combinées), sa concentration n'étant pas précisée. Même s'il était impossible de distinguer les FTOH constituant des résidus¹ des FTOH faisant partie de la formulation des produits, la présence de ces alcools indique que les polymères à base de fluorotélomères pourraient en être une source dans l'environnement.

Les concentrations d'APFC à longue chaîne mesurées en milieu aquatique dans les zones urbaines canadiennes semblent indiquer l'existence de sources indirectes, comme les usines de traitement des eaux usées (UTEU) (Boulanger *et al.*, 2005a; Simcik et Dorweiler, 2005; Crozier *et al.*, 2005). Des APFC en C₉ à C₁₂ ont été détectés dans les boues d'UTEU dans le cadre d'un certain nombre d'études (Boulanger *et al.*, 2005b; Higgins *et al.*, 2005; Sinclair et Kannan, 2006; Crozier *et al.*, 2005). Higgins *et al.* (2005) ont révélé la présence de concentrations plus fortes d'APFC à chaîne comptant un nombre pair de carbones (C₈ à C₁₂) dans les boues stabilisées par voie aérobie provenant d'une UTEU et dans les sédiments prélevés dans la région de la baie de San Francisco. Sinclair et Kannan (2006) ont fait ressortir un profil caractérisé par des APFC comptant un nombre pair de carbones plus abondants que les APFC comptant un nombre impair de carbones dans les effluents d'UTEU dans l'État de New York.

Les UTEU qui procédaient à un simple traitement primaire n'engendraient pas de rejets d'APFC à longue chaîne. Cependant, dans les UTEU avec traitement secondaire, on a enregistré une présence accrue d'APFC à longue chaîne (Sinclair et Kannan, 2006), ce qui laisse supposer une dégradation biologique ou chimique rapide des précurseurs lors du traitement secondaire. Des précurseurs comme les produits de décomposition des ACFT et des FTOH ont été mesurés dans les échantillons d'influents et d'eaux issues du traitement primaire, mais pas dans les eaux ayant subi un traitement secondaire (Sinclair et Kannan, 2006). Comme on ne trouve des ACFT que dans les échantillons d'eaux issues du traitement primaire, on conclut que la conversion des FTOH en APFC à longue chaîne est incomplète, tandis que l'absence d'ACFT et la présence d'APFC en C₉ à C₁₁ dans les échantillons d'eaux ayant subi un traitement secondaire laissent supposer une conversion complète. Crozier *et al.* (2005) ont mesuré des concentrations d'APFC en C₉ et en C₁₀ dans les effluents (concentrations de 3 à 6 ng/L) et les biosolides (concentrations de 0,4 à 5,2 ng/g) d'usines de traitement des eaux d'égout en Ontario. On n'a pas détecté d'APFC en C₁₁ et C₁₂ (limite de détection : 2 ng/L). Crozier *et al.* (2005)

¹ Par « résidu », on entend l'APFO, un APFC à longue chaîne ou un précurseur qui n'est pas ajouté volontairement comme ingrédient dans la formulation d'un produit. Les résidus englobent les impuretés, les monomères n'ayant pas réagi ainsi que les autres réactifs n'ayant pas réagi.

ont également remarqué qu'aucun APFC en C₁₀ n'a été relevé dans l'influent d'une usine de traitement des eaux d'égout, mais qu'on en a relevé dans l'effluent à une concentration de 4 ng/L, ce qui indique que les APFC en C₁₀ se sont formés au cours du procédé de l'usine, alors que des APFC en C₉ ont été relevés à une concentration de 4 ng/L tant dans l'influent que dans l'effluent de l'usine de traitement, ce qui indique qu'il n'y a pas eu d'élimination du composé.

De Silva *et al.* (2009) ont laissé entendre que la biodégradation et/ou la métabolisation des acides polyfluorophosphoriques (diesters équivalents à des diPAP) tels que les diPAP 10:2 peuvent créer des APFC en C₁₀. Des diPAP ont été mesurés à des concentrations de 50 à 100 ng/g dans les boues d'UTEU.

Guo *et al.* (2009) ont détecté des APFC en C₉ à C₁₂ dans des maisons américaines types contenant des planchers recouverts de tapis, des tapis prétraités et des liquides d'entretien des tapis offerts dans le commerce. Gewurtz *et al.* (2009) ont décelé des APFC en C₉ à C₁₄ ainsi que des ACFTI 8:2 et des ACFTI 10:2 dans la pellicule formée par les dépôts accumulés sur des fenêtres échantillonnées à l'intérieur et à l'extérieur, en ville, en banlieue, en campagne et dans des magasins de tapis à Toronto, en Ontario. Les cires à parquet et les produits d'étanchéité pour la pierre, les carreaux et le bois, qui contiennent des produits fluorotélomériques, constituent des sources potentielles d'APFC en C₉ à C₁₂ dans les maisons et les bâtiments commerciaux où l'on trouve ces matériaux (Gewurtz *et al.*, 2009; Guo *et al.*, 2009). Les autres sources potentielles comprennent les textiles de maison, les rembourrages et les vêtements traités ainsi que les liquides et les mousses d'entretien des tapis et des tissus (Guo *et al.*, 2009). Nilsson *et al.* (2010) ont décelé la présence d'APFC en C₉ à C₁₁ dans le sang de techniciens de fartage de skis (les concentrations variaient de 0,1 à 535 ng/L). Nilsson *et al.* (2010) ont mentionné que des composés organiques fluorés sont ajoutés aux farts de glisse pour empêcher l'adhésion de la neige, de la glace et de la poussière. Les farts fluorés sont appliqués par chauffage à environ 130-220 °C, températures auxquelles des particules en suspension dans l'air et des émanations contenant un mélange de composés organochlorés gazeux sont émises. Cependant, les auteurs n'ont pas analysé les farts de glisse eux-mêmes pour déterminer la présence de composés perfluorés. Plusieurs études dans le cadre desquelles l'air intérieur des domiciles a été échantillonné ont mis en évidence le rejet de précurseurs d'APFC à partir de produits ménagers. On a analysé les FTOH (6:2, 8:2 et 10:2) et les APFC (C₉ à C₁₂) dans des échantillons archivés de poussière prélevés entre 2000 et 2001 dans des domiciles en Ohio et en Caroline du Nord, aux États-Unis (Strynar et Lindstrom, 2005). Les concentrations moyennes se situaient entre 0,5 et 0,804 µg/g de poussière dans le cas des APFC en C₉ à C₁₂. Les concentrations moyennes de FTOH 6:2, 8:2 et 10:2 variaient de 0,4 à 1,0 µg/g de poussière. Les valeurs moyennes mesurées aux deux endroits n'étaient pas significativement différentes, ce qui laisse supposer l'existence de sources similaires comme les tapis ou les textiles traités. Shoeib *et al.* (2005) ont signalé la présence de FTOH 6:2, 8:2 et 10:2 dans la poussière domestique prélevée dans les aspirateurs de domiciles choisis au hasard à Ottawa, les concentrations moyennes étant respectivement de 0,035, 0,055 et 0,035 µg/g de poussière. En raison de difficultés techniques, on n'a pas recueilli d'échantillons d'air en vue de l'analyse des FTOH. Des FTOH ont également été détectés dans les vêtements de protection contre les intempéries

(Berger et Herzke, 2006) ainsi que sous forme d'émissions provenant de poêles à frêle antiadhésives (Sinclair *et al.*, 2007).

Des APFC comme tels (et, dans certains cas, des ACFT et des ACFTI) pourraient également être libérés en petites quantités par des produits de consommation, entre autres les vêtements de protection contre les intempéries, les batteries de cuisine, les agents de protection des tissus dans le commerce, ainsi que les matières entrant en contact avec les aliments (Begley *et al.*, 2005; Boulanger *et al.*, 2005b; Mawn *et al.*, 2005; Washburn *et al.*, 2005; Bradley *et al.*, 2007; Sinclair *et al.*, 2007).

Devenir dans l'environnement

On s'attend à ce que les APFC à longue chaîne et leurs sels se répartissent principalement dans les milieux aqueux en raison de leur hydrosolubilité élevée et de leur faible volatilité (tableau 2). D'après les valeurs du log K_{oc} observées par Higgins et Luthy (2006) (tableau 2), les APFC en C₉ à C₁₁ devraient se retrouver en partie dans les sédiments et le sol.

La présence d'un groupement fonctionnel acide confère une nature et des caractéristiques distinctes aux APFC à longue chaîne. Le groupement fonctionnel acide est hydrophile et complètement dissocié en phase aqueuse aux pH ambiants (Ellis *et al.*, 2004a). Les substances possédant un groupement perfluoroalkyle sont susceptibles d'avoir des propriétés tensioactives car certaines parties de la molécule sont oléophobes, hydrophobes ou hydrophiles. Alors que les chaînes d'hydrocarbures non substituées sont oléophiles et hydrophobes (Key *et al.*, 1997), la présence d'un groupement fonctionnel sur la chaîne perfluorée (p. ex., un groupement chargé comme l'anion carboxylate) peut rendre une partie de la molécule hydrophile. Cependant, à mesure que la longueur de cette chaîne s'accroît, l'hydrophobicité de la molécule d'APFC va probablement augmenter et sa solubilité dans l'eau diminuer (Ellis *et al.*, 2004a). Les pressions de vapeur calculées pour les APFC en C₉ à C₁₂ (Kaiser *et al.*, 2005) laissent penser que ces substances sont volatiles; toutefois, une volatilisation importante dans les conditions environnementales normales est peu probable, car ces substances sont ionisées aux pH qu'on retrouve dans l'environnement.

Persistance et potentiel de bioaccumulation

Persistance

Bien que peu de données empiriques sur la dégradation des APFC à longue chaîne soient disponibles, la liaison carbone-fluor est l'une des plus fortes qui existent dans la nature (~110 kcal/mol), ce qui la rend extrêmement stable et généralement résistante à la dégradation. Le fluor est l'élément le plus électronégatif du tableau périodique, ce qui procure un fort potentiel d'ionisation et une faible polarisabilité, des interactions intermoléculaires et intramoléculaires faibles, ainsi qu'une tension superficielle extrêmement faible. La photolyse directe de la chaîne fluorocarbonée devrait également

être très lente : la stabilité à ce degré d'énergie devrait être conservée pendant plus de 1 000 ans (Environnement Canada et Santé Canada, 2006).

Hori *et al.* (2005a) ont signalé la décomposition de l'APFC en C₉ lorsque la concentration de cet acide était de 1,51 mg/L. Hori *et al.* (2005b) ont également étudié la dégradation des APFC en C₉, C₁₀ et en C₁₁ en présence de l'ion persulfate (S₂O₈⁻²) dans un système biphasique eau/CO₂ liquide. L'APFC en C₉ a également été dégradé en ions fluorure et en dioxyde de carbone lorsqu'il était placé dans une solution contenant du S₂O₈⁻² chauffée à 80 °C pendant 6 heures (Hori *et al.*, 2008). Cependant, les conditions mises en place dans ces études n'existent pas dans l'environnement.

Hurley *et al.* (2004) ont montré que le temps de séjour avant dégradation des APFC à chaîne courte (C₃ à C₅) en phase gazeuse dans l'atmosphère, en conditions de smog artificiel, était de l'ordre de 130 jours (ce qui équivaut à une demi-vie d'environ 90 jours) en raison des réactions avec les radicaux OH; le temps de séjour avant le dépôt sec ou humide (par l'intermédiaire des particules) est quant à lui de l'ordre de 10 jours (ce qui équivaut à une demi-vie d'environ 7 jours). On n'a observé aucune photolyse directe des acides en phase gazeuse. En outre, Hurley *et al.* (2004) ont affirmé qu'il est peu probable que ces valeurs changent de manière significative avec l'allongement de la chaîne de l'acide. On ne croit pas que le mécanisme de dégradation commençant par la réaction $C_nF_{2n+1}COOH + OH \rightarrow H_2O + C_nF_{2n+1}COO$ (suivie par $C_nF_{2n+1}COO \rightarrow C_nF_{2n+1} + CO_2$, etc.) soit particulièrement efficace puisque le temps de séjour associé à ce processus (130 jours) est considérablement supérieur au temps de séjour estimé dans le cas du retrait des APFC de l'atmosphère par dépôt sec ou humide (~10 jours). Autrement dit, même si des APFC sont formés dans l'atmosphère à partir de FTOH, ils n'y demeureront pas suffisamment longtemps pour y être fortement dégradés.

La présence d'APFC à longue chaîne dans l'Arctique canadien (Martin *et al.*, 2004a) est révélatrice du transport à grande distance, soit d'APFC à longue chaîne (p. ex., par les courants atmosphériques ou océaniques) (Wania, 2007; Prevedouros *et al.*, 2006), soit de précurseurs volatils d'APFC à longue chaîne comme des FTOH (p. ex., par le transport atmosphérique), soit des deux (Wallington *et al.*, 2006; Stock *et al.*, 2007). Wania (2007) a utilisé des simulations avec le modèle global Globo-POP d'estimation du devenir et du transport à grande distance moyens par zone, en combinaison avec les estimations des émissions historiques de FTOH, pour évaluer l'efficacité et l'importance relatives des voies de transport à grande distance, tandis que Wallington *et al.* (2006) ont utilisé un modèle tridimensionnel de la composition chimique de l'atmosphère du globe (IMPACT) pour montrer que les FTOH se transforment en APFC en C₉.

Une hypothèse avancée pour expliquer la présence d'APFC à longue chaîne dans le biote de régions éloignées est qu'un précurseur (p. ex., des FTOH) serait émis dans l'atmosphère, et que sa dégradation biotique et abiotique finirait par donner des APFC à longue chaîne. Ellis *et al.* (2004a) ont montré que le temps de séjour des FTOH à chaîne courte dans l'atmosphère, tel qu'il a été déterminé d'après leur réaction avec les radicaux hydroxy, est d'environ 20 jours. Shoeib *et al.* (2006) ont recueilli des échantillons d'air pendant une traversée de l'Atlantique Nord et de l'archipel canadien effectuée en juillet

2005 pour étudier les concentrations des FTOH. Les plus fortes concentrations étaient celles des FTOH 8:2 (5,8 à 26 pg/m³), suivies par celles des FTOH 10:2 (1,9 à 17 pg/m³), puis des FTOH 6:2 (valeur inférieure à la limite de détection jusqu'à 6,0 pg/m³). Ellis *et al.* (2004a) ont laissé entendre que la nature des APFC, par exemple, leur forte tendance à s'ioniser, devrait les rendre particulièrement abondants dans la phase aqueuse; à l'inverse, on ne s'attend pas à ce qu'ils se retrouvent en grandes quantités dans l'atmosphère. Toutefois, les propriétés tensioactives des APFC ont été étudiées afin de déterminer leur incidence sur la possible formation d'aérosols perfluorés au-dessus du milieu marin (Waterland *et al.*, 2005); elles pourraient d'ailleurs laisser supposer un mécanisme pour le transport à grande distance par les courants océaniques jusque dans les régions éloignées. Toutefois, les résultats des travaux de recherche actuels semblent indiquer que la présence d'APFC à longue chaîne en régions éloignées proviendrait de la dégradation de précurseurs fluoroalylés volatils comme les FTOH. Young *et al.* (2007) ont laissé entendre que la présence d'APFC en C₉, C₁₀ et C₁₁ sur les calottes glaciaires de l'Extrême-Arctique canadien serait l'indication que l'oxydation de précurseurs volatils dans l'atmosphère constitue une source.

Au printemps 2005 et 2006, des APFC en C₉ à C₁₁ ont été mesurés sur les calottes glacières polaires de trois régions de l'Extrême-Arctique (calotte glaciaire de Melville, Territoires du Nord-Ouest; calotte glaciaire d'Agassiz, Nunavut; calotte glaciaire de Devon, Nunavut) [Young *et al.*, 2007]. Les concentrations d'APFC en C₉ se situaient entre 0,005 à 0,246 ng/L. Les concentrations d'APFC en C₁₀ allaient de valeurs inférieures à la limite de détection à 0,022 ng/L et celles d'APFC en C₁₁ variaient de valeurs inférieures à la limite de détection à 0,027 ng/L. Entre 1996 et 2005, les concentrations d'APFC en C₉ et C₁₀ ont augmenté (Young *et al.*, 2007). Les flux ont été calculés à l'aide de la concentration corrigée en fonction de la densité, multipliée par l'accumulation annuelle. Les flux calculés pour chaque calotte glaciaire ont été multipliés par la superficie de l'Arctique, afin de donner le flux d'APFC en C₉, C₁₀ et C₁₁ vers la région au nord de 65 °N. Ces flux sont des estimations et pourraient ne pas être représentatifs des dépôts réels dans cette région, étant donné les variations importantes des taux de précipitation. En 2005, le flux des APFC en C₉ se situait entre 73 et 860 kg/an; celui des APFC en C₁₀ entre 16 et 84 kg/an et celui des APFC en C₁₁ entre 26 et 62 kg/an (Young *et al.*, 2007).

Webster et Ellis (2010) ont proposé en outre que les embruns pourraient constituer un mécanisme de production d'APFO dans la phase gazeuse à partir de PFO (sa base conjuguée) dans un plan d'eau ayant le potentiel de fournir de grandes quantités d'APFO et d'APFC en général dans l'atmosphère et, donc, de fortement contribuer aux concentrations mesurées dans les régions éloignées. Selon les auteurs, ce mécanisme est comparable aux émissions mondiales des cheminées rejetées dans l'atmosphère.

Il est également possible que la présence de composés perfluorés dans l'Arctique canadien puisse être due, en partie, à la présence de sources locales, en particulier d'anciennes bases militaires (Iqaluit, lac Sarcpa, île Resolution) ou aux stations du réseau d'alerte avancé [DEW] (côtes nord de l'Alaska jusqu'à Cape Dyer sur la côte de l'île de Baffin), qui ont pu utiliser des produits perfluorés (Stow *et al.*, 2005; Poland *et al.*, 2001).

Ces sites sont considérés comme assainis, mais on ne sait pas si des composés perfluorés tels que les APFC à longue chaîne ont été décelés ou mesurés, les publications disponibles (Stow *et al.*, 2005; Poland *et al.*, 2001) n'ayant déterminé que les concentrations de biphényles polychlorés (BPC) et de métaux pendant le processus d'assainissement. Néanmoins, les concentrations d'APFO mesurées dans le biote ou l'environnement semblent être éloignées des sources locales possibles.

Par conséquent, d'après les données empiriques et les propriétés physiques et chimiques, les APFC à longue chaîne répondent aux critères de persistance dans l'eau, le sol, les sédiments et l'air (demi-vie dans le sol et dans l'eau ≥ 182 jours et demi-vie dans les sédiments ≥ 365 jours; demi-vie dans l'air ≥ 2 jours ou preuve d'un transport atmosphérique vers des régions éloignées comme l'Arctique) énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Bioaccumulation

Les APFC sont des molécules qui possèdent des portions oléophobes, des portions hydrophobes et des portions hydrophiles, et ils combinent donc toutes ces propriétés. Par exemple, le groupement carboxylate lié à la chaîne perfluorée rend la molécule polaire. Compte tenu de ces propriétés, l'hypothèse selon laquelle les interactions hydrophobes et lipophiles entre le composé et le substrat constituent les principaux mécanismes régissant la répartition ne s'applique pas dans le cas des APFC à longue chaîne. Houde *et al.* (2006b) indiquent qu'aucune mesure de K_{oe} n'a été recensée pour quelque APFC à longue chaîne que ce soit, et qu'il est peu probable que cette propriété physique soit utile pour estimer le potentiel de bioaccumulation, car ces substances peuvent demeurer à l'interphase entre les phases organique et aqueuse au lieu de se séparer entre ces deux phases. Toutefois, Webster et Ellis (2011) mentionnent que les APFC, en général, ne sont pas tensioactifs et que le K_{oe} est une variable explicative de la répartition des lipides et des protéines dans le biote. Par conséquent, les auteurs affirment que les modèles de répartition à l'équilibre pour la répartition des molécules neutres hydrophobes des APFC, y compris l'APFO, sont applicables.

Des critères réglementaires (facteurs de bioconcentration [FBC] et facteurs de bioaccumulation [FBA]) définissant si une substance donnée doit ou non être considérée comme bioaccumulable ont été établis en application de la LCPE (1999) [Canada, 1999]. Cependant, ces critères sont fondés sur des connaissances accumulées au fil du temps sur des substances organiques neutres non métabolisées. Ces critères, fixés d'après les critères de persistance et de bioaccumulation définis dans la Politique de gestion des substances toxiques (PGST) fédérale, ont été élaborés au milieu des années 1990 et officiellement publiés en 1995 (Canada, 1995), et ils visent à identifier les substances lipophiles susceptibles de se bioaccumuler essentiellement dans les systèmes aquatiques d'eau douce. Les substances qui répondent aux critères définis (soit FBA ou FBC $\geq 5\,000$ ou $\log K_{oe} \geq 5$) sont fortement susceptibles de se bioaccumuler dans un organisme donné et de se bioamplifier à l'intérieur du réseau trophique. Il faut toutefois préciser que les FBA, les FBC et le $\log K_{oe}$ ne sont qu'une partie des éléments formant le poids de la preuve qui détermine le potentiel global d'une substance à s'accumuler dans les

organismes. En outre, une substance peut être jugée suffisamment bioaccumulable pour susciter des préoccupations même si les critères réglementaires ne sont pas atteints.

Étant donné le nombre d'études expérimentales disponibles, dans le cadre de la présente évaluation, l'accent a été placé sur les résultats des études expérimentales sur la bioaccumulation et la bioamplification.

Parmi les mesures de la bioaccumulation qui décrivent de manière directe le potentiel des substances chimiques à se bioamplifier figurent les facteurs de bioamplification (FBM) et les facteurs d'amplification trophique (FAT; parfois appelés facteurs de bioamplification dans le réseau trophique). Le FBM correspond au rapport de la concentration d'une substance chimique dans un prédateur sur sa concentration dans la nourriture ou la proie de ce dernier. Un FBM supérieur à 1 donne à penser qu'il y a bioamplification. Le FBM mesuré pour un aliment donné en laboratoire est parfois appelé « FBA alimentaire ». L'une des incertitudes importantes associées aux mesures du FBM est liée à la difficulté à établir l'état trophique réel d'un prédateur et de sa proie, étant donné que la plupart des organismes sont omnivores (Gray, 2002). On peut voir le FAT comme le rapport moyen de la concentration d'une substance dans les prédateurs et de sa concentration dans les proies dans l'ensemble ou une partie d'un réseau trophique. Comme dans le cas du FBM, un FAT supérieur à 1 indique l'existence d'un phénomène de bioamplification dans le réseau trophique. Les FBM et les FAT sont mesurés le plus souvent sur le terrain, bien que des études en laboratoire sur l'alimentation puissent également être utilisées pour estimer les FBM (ou « FBA alimentaires »). En général, pour les produits chimiques organiques neutres, les concentrations de produits chimiques sont normalisées pour une matrice lipidique avant la détermination des FBM et des FAT; cependant, une telle normalisation pourrait ne pas convenir dans le cas des substances perfluorées puisqu'elles semblent se lier de préférence avec les protéines dans le foie, les reins et le plasma plutôt qu'avec les lipides (Houde *et al.*, 2006b; Martin *et al.*, 2003a). Il n'existe pas de méthode de normalisation pour les substances s'associant aux protéines ou au plasma, ce qui introduit une source d'incertitude dans l'évaluation des FBM et des FAT des APFC.

Certains ont avancé l'idée qu'une autre des hypothèses associées à la méthode fondée sur les FBC, les FBA et les K_{oe} , à savoir que la bioaccumulation est gouvernée par les mêmes mécanismes pour tous les produits chimiques tant chez les animaux à respiration aquatique (p. ex., les poissons et les invertébrés aquatiques) que chez les animaux à respiration aérienne (p. ex., les mammifères terrestres, les oiseaux et les mammifères marins), ce qui donnerait un potentiel de bioaccumulation similaire, pour une substance donnée, chez ces deux catégories d'organismes (Kelly *et al.*, 2004; Mackay et Fraser, 2000). Comme l'ont décrit Kelly *et al.* (2004), les substances organiques peuvent être regroupés en fonction de leur polarité (comme l'indique le $\log K_{oe}$ qui diminue à mesure que la polarité s'accroît, en raison de changements de solubilité dans l'eau), et de leur volatilité (comme l'indique le $\log K_{oa}$ [coefficient de partage octanol-air] qui diminue à mesure que la volatilité augmente). De manière générale, les substances non polaires et non volatiles (NPNV) comme les BPC ont des taux de passage dans l'air et dans l'eau faibles, ce qui donne un potentiel de bioaccumulation aussi élevé chez les organismes à respiration aquatique que chez les organismes à respiration aérienne. La solubilité dans

l'eau des substances polaires non volatiles (PNV) sera plus élevée que celle des substances NPNV en raison de la polarité et, dans le cas des APFC, de leur potentiel d'ionisation. Pour les organismes à respiration aquatique, cela pourrait entraîner une accélération de l'expulsion des substances PNV dans la phase aqueuse et une diminution du potentiel de bioaccumulation. Cependant, comme le potentiel de bioaccumulation chez les organismes à respiration aérienne est déterminé principalement par la volatilité, et non par la polarité, le caractère non volatil des substances PNV comme les APFC rend leur élimination dans l'air relativement lente, et induit un potentiel de bioaccumulation plus élevé chez ces organismes (Stevenson, 2006).

Même si l'hypothèse générale veut que les propriétés chimiques et le comportement de partage soient les principaux processus qui régissent l'absorption et l'élimination, dans bien des cas, la transformation métabolique d'une substance chimique permet son élimination rapide et abaisse son potentiel de bioaccumulation (Kelly *et al.*, 2004). Cependant, aucune étude n'a été faite sur la transformation métabolique et l'élimination des APFC ou de leurs précurseurs chez les organismes à respiration aérienne.

L'évaluation de la bioaccumulation des APFC à longue chaîne est également compliquée par le fait que les FBC, les FBA, les FBM et les FAT sont souvent établis d'après les concentrations dans des organes distincts, et non d'après la charge dans l'organisme entier. Du point de vue toxicologique, les FBC, FBA, FBM et FAT relatifs à des organes individuels, comme le foie, peuvent être davantage pertinents lorsqu'il s'agit de prévoir le potentiel d'effets toxiques directs sur un organe en particulier (p. ex., toxicité pour le foie). Conder *et al.* (2008) sont d'avis que, comme la bioaccumulation est habituellement exprimée en fonction de la masse du corps entier, les concentrations d'acides perfluorés dans des tissus comme le foie ne permettent pas d'évaluer le potentiel de bioaccumulation de ces substances. Comme les tissus hépatiques et le sang ne représentent qu'une faible proportion de la masse corporelle, et vu l'ampleur des différences de concentrations entre ces compartiments et les autres tissus, il a été estimé que la concentration d'acides perfluorés exprimée en fonction de la masse du corps entier était 10 fois plus faible que les concentrations d'acides perfluorés dans le plasma chez les dauphins, le narval et le béluga, et 2 à 10 fois plus faible que les concentrations d'acides perfluorés dans le sang et le foie de la truite (Conder *et al.*, 2008).

Toutefois, les mesures de la bioaccumulation (FBC, FBA, FBM) peuvent servir d'indicateurs de la toxicité directe pour les organismes dans lesquels des APFC à longue chaîne se sont accumulés, ou de la toxicité indirecte pour les organismes qui se nourrissent de proies contaminées par ces APFC (toxicité par transfert le long de la chaîne alimentaire). En ce qui concerne le potentiel de toxicité directe, la charge corporelle critique est la concentration minimale d'une substance dans un organisme qui provoque un effet nocif. D'un point de vue physiologique, c'est la concentration d'une substance au site de l'action toxique dans l'organisme qui détermine si une réponse est observée, peu importe la concentration extérieure. Dans le cas des APFC à longue chaîne, on considère souvent que le site d'action est le foie. Quant au potentiel de toxicité pour les organismes prédateurs, il est déterminé d'après la concentration dans le corps entier de la proie puisque celle-ci est habituellement consommée dans sa totalité par le

prédateur, y compris les tissus, fluides et organes individuels comme le foie et le sang. Étant donné la répartition des substances perfluorées dans le foie et dans le sang, la plupart des mesures de terrain concernant ces substances ont été effectuées sur ceux-ci en particulier, surtout dans le cas des organismes occupant les niveaux trophiques supérieurs (p. ex., l'ours blanc), pour lesquels l'analyse du corps entier n'est pas possible en raison de contraintes liées à l'échantillonnage ou au traitement en laboratoire. Bien qu'il soit possible de mesurer les FBA dans le corps entier pour les espèces de plus petite taille des niveaux trophiques inférieurs, les FBA estimés globalement pour les substances perfluorées pourraient être sous-estimés en raison de ce statut trophique inférieur. Par conséquent, d'un point de vue toxicologique, les FBC, FBA et FBM établis d'après les concentrations dans des organes individuels, comme le foie, pourraient être plus pertinents pour prévoir le potentiel d'effets toxiques directs sur un organe en particulier (p. ex., la toxicité pour le foie). Les FBC et, en particulier, les FBM fondés sur les concentrations dans les organismes entiers pourraient constituer une mesure utile du potentiel général de transfert dans la chaîne alimentaire. Conder *et al.* (2008) ont laissé entendre que les valeurs de FBM traduisent adéquatement le potentiel de bioaccumulation dans le biote des niveaux trophiques supérieurs, l'extrapolation des données sur les FBC et les FBA pour les poissons et les invertébrés étant difficile en raison des différences d'ordre biologique entre les niveaux trophiques supérieurs et inférieurs.

Études sur la bioaccumulation, la bioconcentration et la bioamplification

La bioaccumulation d'APFC en C₉ à C₁₂ à partir de sédiments enrichis en laboratoire et de sédiments provenant de sites contaminés a été évaluée à l'aide de l'oligochète d'eau douce *Lumbriculus variegatus*, organisme limivore pouvant être un point d'entrée des contaminants liés aux sédiments dans les réseaux trophiques (Higgins *et al.*, 2007). Des essais à renouvellement périodique ont été menés sur 56 jours. Il est à noter que les concentrations sédimentaires dans les systèmes enrichis en laboratoire ont connu une légère baisse au fil du temps, tandis que les concentrations sédimentaires de presque tous les APFC à longue chaîne sont demeurées à peu près constantes dans les sédiments de sites contaminés. Les facteurs d'accumulation biote-sédiments (FABS) calculés (en poids humide) étaient de : 0,64 à 1,60 (APFC en C₉), 0,59 à 1,02 (APFC en C₁₀), 0,42 à 0,62 (APFC en C₁₁) et 0,42 à 0,55 (APFC en C₁₂). Les auteurs ont émis l'hypothèse que les APFC à longue chaîne n'auraient peut-être pas atteint les conditions d'équilibre.

Martin *et al.* (2003a, 2003b) ont mené leurs études sur des truites arc-en-ciel juvéniles (*Oncorhynchus mykiss*) qu'ils ont exposées à des APFC en C₉ à C₁₄ par voie alimentaire et en milieu aqueux en écoulement continu. Chez la truite arc-en-ciel, les FBC augmentaient avec la longueur de la chaîne perfluoroalkylée, les valeurs variant de 450 L/kg (APFC en C₁₀) à 23 000 L/kg (APFC en C₁₄) pour le corps entier (Martin *et al.*, 2003b). Aucune donnée expérimentale n'était disponible pour l'APFC en C₉ puisque cette substance a été utilisée comme étalon interne dans le cadre de ces études. Dans l'étude sur l'exposition de truites arc-en-ciel juvéniles par voie alimentaire, Martin *et al.* (2003a, 2003b) présentent également des résultats de « FBA alimentaire ». Cependant, après examen de l'équation de l'accumulation et étant donné que l'exposition se faisait par voie alimentaire plutôt que par l'eau, on peut conclure que les mesures étaient en

réalité des FBM. Les FBM mesurés en laboratoire pour la truite arc-en-ciel montraient une tendance à la hausse tendant vers 1 pour les APFC en C₁₄. Les auteurs ont avancé que si l'on n'observait pas de bioamplification (c.-à-d. que les FBM n'étaient pas supérieurs à 1), c'était probablement en raison de la petite taille des poissons étudiés : l'expulsion des produits chimiques dans l'eau serait ainsi plus rapide, relativement à la taille de l'organisme, que dans le cas des espèces ou des classes de taille plus grandes, ce qui réduirait les FBM.

Martin *et al.* (2004b) ont également mené une étude de terrain sur la bioamplification des APFC en C₉ à C₁₄ dans le réseau trophique pélagique du lac Ontario, et ils ont déterminé les FBM du touladi (*Salvelinus namaycush*) pour diverses proies (gaspareau – *Alosa pseudoharengus*; éperlan – *Osmerus mordax*; chabot visqueux – *Cottus cognatus*), ainsi que les FAT globaux pour le réseau trophique pélagique. Les FBM pour la relation touladi/gaspareau dépassaient 1 pour tous les APFC à longue chaîne mesurés dans le cadre de l'étude (APFC en C₉ à C₁₄); les FBM pour la relation touladi/éperlan se situaient entre 0,6 (APFC en C₉) et 2,2 (APFC en C₁₄); enfin, les FBM pour la relation touladi/chabot allaient de 0,1 (APFC en C₉) à 0,4 (APFC en C₁₃). Les auteurs indiquent que 90 % des proies des touladis sont des gaspareaux, ce qui laisse supposer que les résultats concernant le rapport touladi/gaspareau donnent les meilleures estimations des FBM. Comme les autres espèces-proies représentaient une proportion beaucoup plus faible de l'alimentation du touladi (7 % d'éperlans et 2 % de chabots), les FBM du touladi pour ces proies sont probablement moins fiables. Les auteurs ont notamment souligné que la faible proportion de chabots dans le régime alimentaire du touladi et le fait que le chabot appartienne au réseau trophique benthique plutôt que pélagique pourraient expliquer les faibles FBM observés pour la relation touladi/chabot. Pour tenir compte des différences dans la composition du régime alimentaire, les auteurs ont également calculé les FBM des relations touladi/proie en pondérant la concentration dans chaque espèce-proie selon la proportion de chacune d'entre elles dans le régime alimentaire. Les FBM obtenus étaient supérieurs à 1 pour tous les APFC en C₉ à C₁₄, ce qui indique une bioamplification à partir des proies chez le touladi du lac Ontario.

Les facteurs d'amplification trophique (FAT) mesurés dans le réseau trophique pélagique du lac Ontario par Martin *et al.* (2004b) semblent indiquer une amplification trophique de certains APFC à longue chaîne dans l'ensemble de ce réseau. Les concentrations d'APFC en C₁₀, en C₁₁ et en C₁₃ augmentaient de manière significative au sein du réseau trophique pélagique, phénomène traduit par des FAT supérieurs à 1 pour les APFC en C₁₀, C₁₁ et C₁₃. L'amplification trophique la plus importante a été enregistrée pour les APFC en C₁₁ (4,7) et elle décroissait pour les APFC à chaîne plus courte ainsi qu'à chaîne plus longue. Les FAT de 1 établis pour les APFC en C₉, en C₁₂ et en C₁₄ indiquent soit l'absence de bioamplification, soit la trop grande variabilité des résultats pour permettre de déceler une tendance statistiquement significative quant aux concentrations en fonction de la position trophique au sein de ce réseau.

Gulkowska *et al.* (2005) ont analysé des échantillons de sang d'oiseaux et de poissons ainsi que des échantillons d'eau provenant du golfe de Gdansk, afin d'y détecter l'éventuelle présence d'APFC en C₉. Soixante-cinq échantillons de sang ont été prélevés

au cours de l'hiver 2002-2003 chez des sujets appartenant à cinq espèces de sauvagine : le petit pingouin (*Alca torda*), le plongeon catmarin (*Gavia stellata*), la macreuse noire (*Melanitta nigra*), l'harelde kakawi (*Clangula hyemalis*) et l'eider à duvet (*Somateria mollissima*), et 18 échantillons de sang ont été prélevés chez la morue (*Gadus morhua*). La concentration moyenne d'APFC en C₉ dans les échantillons sanguins d'oiseaux allait de 0,3 ng/mL, chez le petit pingouin, à 1,1 ng/mL, chez le plongeon catmarin. La concentration moyenne d'APFC en C₉ dans les échantillons de sang de morue était de 1,2 ng/mL. Les auteurs ont calculé un « FBC » sang:eau d'environ 3 000 pour les APFC en C₉ chez la morue; cependant, comme il s'agit d'une mesure de terrain, et que les sujets étaient donc exposés par l'eau et par leur alimentation, le FBC obtenu devrait plutôt être considéré comme un FBA. Les FBM des relations oiseau/morue se situaient entre 0,25 et 0,92, mais les auteurs ont rappelé que toutes les espèces d'oiseaux échantillonnées étaient migratoires, et qu'on ne sait pas exactement quelle part de leur régime alimentaire la morue représente. Il n'est pas non plus certain que les FBM fondés sur les concentrations sanguines sont comparables aux FBM dans le corps entier.

Haukås *et al.* (2007) ont déterminé les FBM des APFC en C₉ pour un réseau trophique du front des glaces de la mer de Barents (est de Svalbard), lequel est composé d'amphipodes associés à la glace (*Gammarus wilkitzkii*), de morues polaires (*Boreogadus saida*), de guillemots à miroir (*Cephus grylle*) et de goélands bourgmestres (*Larus hyperboreus*). Les FBM n'ont pas été calculés pour les amphipodes, car les APFC en C₉ n'y étaient pas quantifiables. Toutefois, un FBM de 8,76 a été calculé pour le rapport guillemot à miroir/morue polaire. Le FBM du rapport goéland bourgmestre/morue polaire s'élevait quant à lui à 11,6, et le FBM du rapport goéland bourgmestre/guillemot à miroir était de 9,34.

Jeon *et al.* (2010a) ont étudié les effets de la salinité sur la bioaccumulation des composés perfluorés, notamment les APFC en C₁₀ et en C₁₁, chez l'huître creuse du Pacifique (*Crassostrea gigas*). Avec l'augmentation de la salinité (de 10 à 34 unités de salinité pratiques [USP]), on a pu observer une variation du FBC de l'APFC en C₁₀ de 23,9 à 94,4, tandis que le FBA a augmenté de 75,5 à 212,8. Avec l'augmentation de la salinité (10 à 34 USP), le FBC de l'APFC en C₁₁ variait entre 633,9 et 1 652,7, tandis que le FBA a augmenté de 954,6 à 2 555,2. Les auteurs laissent entendre que l'accumulation accrue est due principalement à une augmentation de l'absorption alimentaire provoquée par une possible modification de la physiologie des huîtres avec les changements de salinité, ce qui peut augmenter les risques pour les organismes benthiques et les mollusques bivalves filtreurs.

Jeon *et al.* (2010b) ont déterminé les FBC des composés perfluorés chez le sébaste noir (*Sebastes schlegeli*) à divers taux de salinité (10, 17,5, 25 et 34 USP). La bioconcentration des composés perfluorés était supérieure à 34 USP qu'à d'autres taux de salinité. Les FBC dans le sérum pour l'APFC en C₁₀ variaient de 4 321 à 5 239 et les FBC dans le foie variaient de 667 à 811. Les FBC dans le sérum pour l'APFC en C₁₁ variaient de 13 553 à 16 370 et les FBC dans le foie variaient de 1 070 à 1 345. Les auteurs laissent entendre que l'effet du relargage sur l'activité chimique des composés perfluorés peut être important à des taux de salinité élevés. La fugacité accrue dans l'eau

salée peut forcer les molécules à passer à d'autres phases, comme la paroi branchiale (site principal de transport actif), ce qui pourrait expliquer l'augmentation des FBC avec des taux de salinité croissants.

Kwadijk *et al.* (2010) ont déterminé les FBA entre l'eau, les sédiments et l'anguille (*Anguilla anguilla*) provenant de 21 sites aux Pays-Bas. Le FBA calculé pour l'APFC en C₉ était de 2,52.

Tomy *et al.* (2009c) ont calculé les FBM ajustés pour le niveau trophique des APFC en C₉ à C₁₁ pour un réseau trophique marin dans l'ouest de l'Arctique canadien (île Hendrickson et île Holman) composé des espèces suivantes : béluga de la mer de Beaufort (*Delphinapterus leucas*), phoque annelé (*Phoca hispida*), morue polaire (*Boreogadus saida*), hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*), cisco arctique (*Coregonus autumnalis*), un amphipode pélagique (*Themisto libellula*) et un copépode arctique (*Calanus hyperboreus*). Les FBM ajustés pour le niveau trophique variaient entre 0,1 (APFC en C₁₀, morue polaire/*Themisto libellula*) et 353 (APFC en C₁₁, béluga/hareng du Pacifique).

Houde *et al.* (2006a) ont effectué des études de terrain sur le réseau trophique du dauphin à gros nez à Charleston (Caroline du Sud) et dans la baie de Sarasota (Floride). Les APFC en C₉ à C₁₂ ont été mesurés dans l'eau de mer, les sédiments marins, le zooplancton (baie de Sarasota seulement; espèces non précisées) et diverses espèces de poissons ou mammifères marins : tambour brésilien (*Micropogonias undulatus*), sar salème (*Lagodon rhomboides*), tambour ocellé (*Sciaenops ocellatus*), tambour croca (*Leiostomus xanthurus*), acoupa pintade (*Cynoscion nebulosus*), mullet cabot (*Mugil cephalus*) et dauphin à gros nez (*Tursiops truncatus*). Il est à noter que, dans cette étude, les échantillons n'ont pas tous été prélevés la même année, et que les espèces de proies et de prédateurs peuvent avoir été échantillonnées pendant des saisons ou des années différentes, ce qui peut avoir une incidence sur les FBM et FAT obtenus. Les poissons ont été capturés entre 2002 et 2004, tandis que les échantillons de zooplancton ont été récoltés en 2004. Du plasma, de la peau et des dents de dauphin ont été prélevés aux deux sites à l'été 2004. Des dauphins à gros nez de 2002 et 2003 morts depuis peu ont également été utilisés. Les échantillons provenant de dauphins comprenaient du plasma prélevé dans le cadre d'une étude de capture avec remise à l'eau ainsi que de nombreux échantillons de corps entier de dauphins morts ou échoués depuis peu, ce qui a facilité l'étude de l'amplification trophique tant dans le plasma que dans le corps entier des dauphins. Les FBM ont été exprimés en termes de concentrations dans le corps entier seulement. À Charleston, les FBM dans les poissons marins (acoupa pintade/sar salème) se situaient entre 0,1 (APFC en C₁₂) et 3,7 (APFC en C₁₀); aucune tendance évidente n'a été dégagée en fonction de la longueur de la chaîne des APFC. Les FBM dans les dauphins ont été présentés pour les échantillons de corps entier et une vaste gamme d'espèces-proies de poissons. Les FBM des APFC en C₉, en C₁₀ et en C₁₁ étaient supérieurs à 1 pour toutes les relations dauphin/proie. En ce qui concerne les APFC en C₁₂, les FBM dauphin/proie allaient de 0,1 à 1,8. Pour les sujets de la baie de Sarasota, les FBM ont été présentés seulement pour les APFC en C₁₂, et ils se situaient entre 0,2 et 156 pour les relations poisson/proie (diverses espèces); dans le cas dauphin/mulet cabot, le

FBM des APFC en C₁₂ était de 0,1. Les FAT dans le réseau trophique du dauphin ont été seulement fournis pour le site de Charleston. Les FAT des APFC en C₉ à C₁₁ étaient tous supérieurs à 1, tant d'après les échantillons de corps entier que d'après les échantillons de plasma, alors que les FAT des APFC en C₁₂ ne dépassaient pas 1 pour les deux sortes d'échantillon. Comme les FBM dans le dauphin dépassaient 1 pour les APFC en C₉ à C₁₁, il semblerait que ces APFC sont bioamplifiés des poissons aux dauphins dans ce réseau trophique. En ce qui concerne les APFC en C₁₂, vu la variabilité des FBM, il est difficile de tirer des conclusions au sujet de la bioamplification sans connaître les préférences des dauphins à gros nez en matière d'alimentation. Les indications d'une bioamplification de poisson à poisson sont équivoques; cependant, on peut s'attendre à ce que la bioamplification soit moins importante chez les poissons que chez les dauphins puisque les APFC seraient éliminés plus rapidement dans l'eau que dans l'air. Les FAT intègrent les données concernant l'ensemble du réseau trophique. Même si on prévoit une bioamplification moindre chez les poissons, les FAT des APFC en C₉ à C₁₁ étaient supérieurs à 1 dans le réseau trophique du dauphin, ce qui indique qu'une amplification trophique se produit.

Martine van den Heuvel-Greve *et al.* (2009) ont déterminé les FBM des APFC en C₁₁ dans le réseau trophique du phoque commun (*Phoca vitulina*) dans le Westerschelde, un estuaire du sud-ouest des Pays-Bas. Les FBM variaient de 1,9 (hareng/zooplancton) à 53 (phoque commun/hareng), et le FAT était de 1,3.

Katz *et al.* (2009) ont montré que les APFC en C₉ à C₁₂ s'accumulaient dans la chaîne alimentaire terrestre composée de végétation (plantes et lichens), du caribou de la toundra (*Rangifer tarandus groenlandicus*) et du loup (*Canis lupus*), dans le nord du Yukon, au Canada. Le lichen reflète l'apport atmosphérique direct d'APFC à longue chaîne puisqu'il n'a pas de racines et reçoit ses éléments nutritifs de l'atmosphère. Le lichen constitue une grande partie du régime alimentaire du caribou. Le caribou est la principale proie du loup qui se trouve au sommet de la chaîne alimentaire de l'écosystème. Les APFC en C₉ prédominaient dans le foie du loup (6,8 ng/g poids humide) suivis par les APFC en C₁₀ (3,1 ng/g poids humide) et les APFC en C₁₁ (3,4 ng/g poids humide). Des APFC en C₁₂ et C₁₃ ont également été mesurés à des concentrations moyennes inférieures à 0,6 ng/g poids humide. Cependant, les résultats des analyses des isotopes stables du carbone et de l'azote dans la végétation et dans les muscles du caribou et du loup ont montré que le caribou se nourrissait principalement de lichen et que le loup se nourrissait principalement de caribou.

Powley *et al.* (2008) ont déterminé les facteurs de bioaccumulation des APFC en C₁₀ à C₁₂ dans un réseau trophique de l'ouest de l'Arctique du Canada (île Banks à la limite est de la mer de Beaufort, dans les Territoires du Nord-Ouest) composé de trois différentes espèces de zooplancton (*Calanus hyperboreus*, *Themisto libellula* et *Chaetognatha*), la morue polaire (*Boreogadus saida*), le phoque annelé (*Phoca hispida*) et le phoque barbu (*Erignathus barbatus*). L'APFC en C₁₁ présentait la plus forte concentration et s'élevait à 10,8 ng/g. Les facteurs de bioaccumulation se situaient entre 0,3 et 3,1.

De nombreuses études (Martin *et al.*, 2004a; Kannan *et al.*, 2005; Smithwick *et al.*, 2005a) ont également révélé la présence de concentrations d'APFC en C₉ (108 à 230 ng/kg poids humide), en C₁₀ (35 à 76 ng/kg poids humide), en C₁₁ (56 à 78 ng/kg poids humide), en C₁₂ (4,7 à 8,2 ng/kg poids humide), en C₁₃ (7,5 à 14 ng/kg poids humide) et en C₁₄ (< 0,5 à 1,1 ng/kg poids humide) dans le foie d'ours blancs des régions arctiques et subarctiques du Canada. Butt *et al.* (2008) ont calculé les FBM hépatiques des APFC en C₉ à C₁₅ de la relation phoque annelé/ours blanc à l'échelle régionale, et ce, en regroupant 11 populations de phoques annelés avec les populations d'ours blancs correspondantes situées aux mêmes endroits. Les moyennes géométriques des FBM allaient de 2,2 (APFC en C₁₃) à 56 (APFC en C₉).

Aucune étude n'a été menée sur la bioaccumulation des APFC dont la chaîne compte plus de 14 atomes de carbone. Cependant, il est possible que les APFC à chaîne plus longue que les APFC en C₁₄ s'accumulent ou se bioamplifient chez les mammifères marins ou terrestres. L'hypothèse selon laquelle la conformation de la liaison carbone-carbone changerait avec l'allongement de la chaîne a été avancée : les chaînes plus longues deviendraient hélicoïdales (Wang et Ober, 1999), ce qui donnerait des molécules à section transversale plus petite ayant une plus grande capacité de s'accumuler dans les organismes. Des APFC en C₁₄ et en C₁₅ ont été détectés chez des poissons, des invertébrés, des dauphins et des ours blancs (voir par exemple Martin *et al.*, 2004b; Smithwick *et al.*, 2005a, 2005b, 2006; Houde *et al.*, 2005).

Tableau 3. Sommaire des données sur la bioaccumulation des APFC à longue chaîne
(Les éléments en italique et en gras indiquent des valeurs de FBC ou de FBA qui dépassent les critères de persistance et de bioaccumulation, et les cases ombragées indiquent que le FBM ou le FAT est supérieur à 1.)

Espèce, prédateur/proie, réseau trophique (tissu indiqué entre parenthèses)	Type d'étude	Lieu	Critère d'effet	Résultat	Référence
APFC en C₉					
<i>Lumbriculus variegatus</i>	Laboratoire/terrain	Californie, en aval d'une UTEU	FABS en poids humide	0,64-1,60	Higgins <i>et al.</i> , 2007
Truite arc-en-ciel juvénile (carcasse)	Laboratoire	n.d.	FBC	39 L/kg	Martin <i>et al.</i> , 2003b
Truite arc-en-ciel juvénile (carcasse)	Laboratoire	n.d.	FBM ¹	0,089	Martin <i>et al.</i> , 2003a
Touladi/gaspereau (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	5,3	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/éperlan (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	0,6	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/chabot (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	0,1	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/proie (moyenne pondérée)	Terrain	Lac Ontario	FBM	2,3	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Acoupa pintade/sar salême (entière)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	1,5	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/mulet cabot (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	5	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/sar salême (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	3,2	Houde <i>et al.</i> , 2006a

Dauphin/tambour ocellé (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	1,4	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour brésilien (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	24	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour croca (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	4,6	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/acoupa pintade (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	2,1	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Réseau trophique pélagique ³	Terrain	Lac Ontario	FAT	1 ²	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Réseau trophique du dauphin à gros nez (plasma) ⁴	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FAT	4,7	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Réseau trophique du dauphin à gros nez (corps entier) ⁴	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FAT	2,4	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Morue (sang)	Terrain	Golfe de Gdansk, Pologne	FBA ⁵	3 000	Gulkowska <i>et al.</i> , 2005
Macreuse noire/morue (sang)	Terrain	Golfe de Gdansk, Pologne	FBM	0,83	Gulkowska <i>et al.</i> , 2005
Eider à duvet (sang)	Terrain	Golfe de Gdansk, Pologne	FBM	0,33	Gulkowska <i>et al.</i> , 2005
Plongeon catmarin (sang)	Terrain	Golfe de Gdansk, Pologne	FBM	0,92	Gulkowska <i>et al.</i> , 2005
Petit pingouin (sang)	Terrain	Golfe de Gdansk, Pologne	FBM	0,25	Gulkowska <i>et al.</i> , 2005
Harelde kakawi (sang)	Terrain	Golfe de Gdansk, Pologne	FBM	0,50	Gulkowska <i>et al.</i> , 2005
Guillemot à miroir/morue polaire	Terrain	Front des glaces de la mer de Barents	FBM	8,76	Haukås <i>et al.</i> , 2007
Goéland bourgmestre/morue polaire	Terrain	Front des glaces de la mer de Barents	FBM	11,6	Haukås <i>et al.</i> , 2007
Goéland bourgmestre/morue polaire	Terrain	Front des glaces de la mer de Barents	FBM	9,34	Haukås <i>et al.</i> , 2007
Phoque annelé/ours blanc (foie)	Terrain	Arctique canadien	FBM	56	Butt <i>et al.</i> , 2008
Phoque annelé/morue polaire (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	1,2	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Béluga/morue polaire (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	12,9	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Béluga/hareng du Pacifique (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	5,8	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Béluga/cisco arctique (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	2,9	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Morue (foie)/ <i>Calanus hyperboreus</i> (corps entier)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	0,7	Tomy <i>et al.</i> , 2009c
Morue (foie)/ <i>Themisto libellula</i> (corps entier)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	0,3	Tomy <i>et al.</i> , 2009c

			trophique)		
Eau/sédiments/anguille	Terrain	Pays-Bas	FBA	2,52	Kwadijk <i>et al.</i> , 2010
APFC en C₁₀					
<i>Lumbriculus variegatus</i>	Laboratoire/ terrain	Californie, en aval d'une UTEU	FABS en poids humide	0,59- 1,02	Higgins <i>et al.</i> , 2007
Truite arc-en-ciel juvénile (carcasse)	Laboratoire	n.d.	FBC	450 L/kg	Martin <i>et al.</i> , 2003b
Truite arc-en-ciel juvénile (sang)	Laboratoire	n.d.	FBC	2 700 L/kg	Martin <i>et al.</i> , 2003b
Truite arc-en-ciel juvénile (foie)	Laboratoire	n.d.	FBC	1 100 L/kg	Martin <i>et al.</i> , 2003b
Truite arc-en-ciel juvénile (carcasse)	Laboratoire	n.d.	FBM ¹	0,23	Martin <i>et al.</i> , 2003a
Touladi/concentration dans l'eau de chaque Grand Lac (entier)	Terrain	Tous les Grands Lacs	FBA	3,9	Furdui <i>et al.</i> , 2007
Touladi/gaspereau (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	4,4	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/éperlan (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	1	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/chabot (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	0,2	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Zooplankton/morue polaire	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBA	0,5	Powley <i>et al.</i> , 2008
Morue polaire/phoque (sang)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBA	1,4	Powley <i>et al.</i> , 2008
Touladi/proie (moyenne pondérée)	Terrain	Lac Ontario	FBM	2,7	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Acoupa pintade/sar salême (entière)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	3,7	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/mulet cabot (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	2,9	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/sar salême (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	8,8	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour ocellé (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	2,4	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour brésilien (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	2,5	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour croca (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	2,8	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/acoupa pintade (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	2,4	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Réseau trophique pélagique ³	Terrain	Lac Ontario	FAT	3,7	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Réseau trophique du dauphin à gros nez (plasma) ⁴	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FAT	3,4	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Réseau trophique du dauphin à gros nez (corps entier) ⁴	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FAT	22	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Phoque annelé/ours blanc (foie)	Terrain	Arctique canadien	FBM	2,3	Butt <i>et al.</i> , 2008
Phoque annelé/morue polaire (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	2,5	Tomy <i>et al.</i> , 2009b
Béluga/morue polaire (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique	FBM (ajusté au	55	Tomy <i>et al.</i> , 2009b

		canadien	niveau trophique)		
Béluga/hareng du Pacifique (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	87	Tomy <i>et al.</i> , 2009b
Béluga/cisco arctique (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	44	Tomy <i>et al.</i> , 2009b
Morue (foie)/ <i>Calanus hyperboreus</i> (corps entier)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	0,4	Tomy <i>et al.</i> , 2009b
Morue (foie)/ <i>Themisto libellula</i> (corps entier)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	0,1	Tomy <i>et al.</i> , 2009b
Eau de mer/huître creuse du Pacifique	Laboratoire	Ferme ostréicole, Corée	FBC	23,9-94,4	Jeon <i>et al.</i> , 2010a
<i>Chlorella ellipsoidea</i> /huître creuse du Pacifique	Laboratoire	Ferme ostréicole, Corée	FBA	75,5-212,8	Jeon <i>et al.</i> , 2010a
Eau de mer/sébaste noir (foie)	Laboratoire	Corée	FBC	708-811	Jeon <i>et al.</i> , 2010b
Eau de mer/sébaste noir (sérum)	Laboratoire	Corée	FBC	4 321-5 239	Jeon <i>et al.</i>, 2010b
APFC en C₁₁					
<i>Lumbriculus variegatus</i>	Laboratoire/terrain	Californie, en aval d'une UTEU	FABS en poids humide	0,42-0,62	Higgins <i>et al.</i> , 2007
Truite arc-en-ciel juvénile (carcasse)	Laboratoire	n.d.	FBC	2 700 L/kg	Martin <i>et al.</i> , 2003b
Truite arc-en-ciel juvénile (sang)	Laboratoire	n.d.	FBC	11 000 L/kg	Martin <i>et al.</i>, 2003b
Truite arc-en-ciel juvénile (foie)	Laboratoire	n.d.	FBC	4 900 L/kg	Martin <i>et al.</i> , 2003b
Truite arc-en-ciel juvénile (carcasse)	Laboratoire	n.d.	FBM ¹	0,28	Martin <i>et al.</i> , 2003a
Touladi/gaspereau (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	6,4	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/éperlan (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	1,2	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/chabot (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	0,2	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/proie (moyenne pondérée)	Terrain	Lac Ontario	FBM	3,4	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Morue polaire/phoque (sang)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBA	3,1	Powley <i>et al.</i> , 2008
Acoupa pintade/sar salême (entière)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	0,9	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/mulet cabot (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	1,9	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/sar salême (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	2,4	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour ocellé (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	3,2	Houde <i>et al.</i> , 2006a

Dauphin/tambour brésilien (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	2,1	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour croca (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	3,9	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/acoupa pintade (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	2,5	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Réseau trophique pélagique ³	Terrain	Lac Ontario	FAT	4,7	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Réseau trophique du dauphin à gros nez (plasma) ⁴	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FAT	3	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Réseau trophique du dauphin à gros nez (corps entier) ⁴	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FAT	2,3	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Phoque annelé/ours blanc (foie)	Terrain	Arctique canadien	FBM	11	Butt <i>et al.</i> , 2008
Hareng/zooplancton	Terrain	Westerschelde, Pays-Bas	FBM	1,9	van den Heuvel-Greve <i>et al.</i> , 2009
Bar commun/hareng	Terrain	Westerschelde, Pays-Bas	FBM	3,2	van den Heuvel-Greve <i>et al.</i> , 2009
Phoque commun/hareng	Terrain	Westerschelde, Pays-Bas	FBM	53	van den Heuvel-Greve <i>et al.</i> , 2009
Phoque commun/bar commun	Terrain	Westerschelde, Pays-Bas	FBM	17	van den Heuvel-Greve <i>et al.</i> , 2009
Flet/scrobiculaire	Terrain	Westerschelde, Pays-Bas	FBM	10	van den Heuvel-Greve <i>et al.</i> , 2009
Flet/arénicole	Terrain	Westerschelde, Pays-Bas	FBM	25	van den Heuvel-Greve <i>et al.</i> , 2009
Phoque commun/flet	Terrain	Westerschelde, Pays-Bas	FBM	9	van den Heuvel-Greve <i>et al.</i> , 2009
Phoque annelé/morue polaire (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	6,6	Tomy <i>et al.</i> , 2009b
Béluga/morue polaire (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	229	Tomy <i>et al.</i> , 2009b
Béluga/hareng du Pacifique (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	353	Tomy <i>et al.</i> , 2009b
Béluga/cisco arctique (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	181	Tomy <i>et al.</i> , 2009b
Morue (foie)/ <i>Calanus hyperboreus</i> (corps entier)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	0,3	Tomy <i>et al.</i> , 2009b
Morue (foie)/ <i>Themisto libellula</i> (corps entier)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	0,3	Tomy <i>et al.</i> , 2009b
Eau de mer/huître creuse du	Laboratoire	Ferme ostréicole,	FBC	633,9-	Jeon <i>et al.</i> ,

Pacifique		Corée		1 652,7	2010a
<i>Chlorella ellipsoidea</i> /huître creuse du Pacifique	Laboratoire	Ferme ostréicole, Corée	FBA	954,6-2 555,2	Jeon <i>et al.</i> , 2010a
Eau de mer/sébaste noir (foie)	Laboratoire	Corée	FBC	1 070-1 345	Jeon <i>et al.</i> , 2010b
Eau de mer/sébaste noir (sérum)	Laboratoire	Corée	FBC	13 553-16 370	Jeon <i>et al.</i>, 2010b
APFC en C₁₂					
<i>Lumbriculus variegatus</i>	Laboratoire/terrain	Californie, en aval d'une UTEU	FABS en poids humide	0,42-0,55	Higgins <i>et al.</i> , 2007
Truite arc-en-ciel juvénile (carcasse)	Laboratoire	n.d.	FBC	18 000 L/kg	Martin <i>et al.</i>, 2003b
Truite arc-en-ciel juvénile (sang)	Laboratoire	n.d.	FBC	40 000 L/kg	Martin <i>et al.</i>, 2003b
Truite arc-en-ciel juvénile (foie)	Laboratoire	n.d.	FBC	18 000 L/kg	Martin <i>et al.</i>, 2003b
Truite arc-en-ciel juvénile (carcasse)	Laboratoire	n.d.	FBM ¹	0,43	Martin <i>et al.</i> , 2003a
Touladi/gaspereau (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	1,9	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/éperlan (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	1	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/chabot (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	0,3	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/proie (moyenne pondérée)	Terrain	Lac Ontario	FBM	1,6	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Acoupa pintade/sar salême (entière)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	0,1	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/mulet cabot (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	0,2	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/sar salême (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	0,1	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour ocellé (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	0,4	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour brésilien (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	1,8	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/tambour croca (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	0,6	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Dauphin/acoupa pintade (entier)	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FBM	0,6	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Mulet cabot/zooplancton (entier)	Terrain	Baie de Sarasota, Floride	FBM	89	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Goret mule/zooplancton (entier)	Terrain	Baie de Sarasota, Floride	FBM	2,5	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Spare tête-de-mouton/zooplancton (entier)	Terrain	Baie de Sarasota, Floride	FBM	156	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Sar salême/zooplancton (entière)	Terrain	Baie de Sarasota, Floride	FBM	2,5	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Acoupa pintade/zooplancton (entier)	Terrain	Baie de Sarasota, Floride	FBM	35	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Acoupa pintade/mulet cabot (entier)	Terrain	Baie de Sarasota, Floride	FBM	0,4	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Acoupa pintade/goret mule (entier)	Terrain	Baie de Sarasota, Floride	FBM	14	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Acoupa pintade/spare tête-de-mouton (entière)	Terrain	Baie de Sarasota, Floride	FBM	0,2	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Acoupa pintade/sar salême	Terrain	Baie de Sarasota,	FBM	14	Houde <i>et al.</i> ,

(entière)		Floride			2006a
Dauphin/mulet cabot (entier)	Terrain	Baie de Sarasota, Floride	FBM	0,1	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Réseau trophique pélagique ³	Terrain	Lac Ontario	FAT	1 ²	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Réseau trophique du dauphin à gros nez (plasma) ⁴	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FAT	0,7	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Réseau trophique du dauphin à gros nez (corps entier) ⁴	Terrain	Charleston, Caroline du Sud	FAT	0,6	Houde <i>et al.</i> , 2006a
Zooplancton/morue polaire	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBA	0,3	Powley <i>et al.</i> , 2008
Morue polaire/phoque (sang)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBA	0,8	Powley <i>et al.</i> , 2008
Phoque annelé/ours blanc (foie)	Terrain	Arctique canadien	FBM	2,8	Butt <i>et al.</i> , 2008
Phoque annelé/morue polaire (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	0,1	Tomy <i>et al.</i> , 2009b
Béluga/morue polaire (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	3,2	Tomy <i>et al.</i> , 2009b
Béluga/hareng du Pacifique (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	7,9	Tomy <i>et al.</i> , 2009b
Béluga/cisco arctique (foie)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	4,0	Tomy <i>et al.</i> , 2009b
Morue (foie)/ <i>Calanus hyperboreus</i> (corps entier)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	1,2	Tomy <i>et al.</i> , 2009b
Morue (foie)/ <i>Themisto libellula</i> (corps entier)	Terrain	Ouest de l'Arctique canadien	FBM (ajusté au niveau trophique)	1,3	Tomy <i>et al.</i> , 2009b
APFC en C₁₃					
Touladi/gaspereau (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	3,1	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/éperlan (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	1,2	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/chabot (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	0,4	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Touladi/proie (moyenne pondérée)	Terrain	Lac Ontario	FBM	2,5	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Réseau trophique pélagique ³	Terrain	Lac Ontario	FAT	2,5	Martin <i>et al.</i> , 2004b
Phoque annelé/ours blanc (foie)	Terrain	Arctique canadien	FBM	3,8	Butt <i>et al.</i> , 2008
APFC en C₁₄					
<i>Truite arc-en-ciel</i> juvénile (carcasse)	Laboratoire	n.d.	FBC	23 000 L /kg	Martin <i>et al.</i> , 2003b
<i>Truite arc-en-ciel</i> juvénile	Laboratoire	n.d.	FBC	30 000 L	Martin <i>et al.</i> ,

(sang)				/kg	2003b
Truite arc-en-ciel juvénile (foie)	Laboratoire	n.d.	FBC	30 000 L /kg	Martin et al., 2003b
Truite arc-en-ciel juvénile (carcasse)	Laboratoire	n.d.	FBM ¹	1	Martin et al., 2003a
Touladi/gaspereau (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	> 2,6	Martin et al., 2004b
Touladi/éperlan (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	2,2	Martin et al., 2004b
Touladi/chabot (entier)	Terrain	Lac Ontario	FBM	0,3	Martin et al., 2004b
Touladi/proie (moyenne pondérée)	Terrain	Lac Ontario	FBM	> 2,3	Martin et al., 2004b
Phoque annelé/ours blanc (foie)	Terrain	Arctique canadien	FBM	5,5	Butt et al., 2008
Réseau trophique pélagique ³	Terrain	Lac Ontario	FAT	1 ²	Martin et al., 2004b

¹Martin et al. expriment leurs résultats en termes de « FBA »; cependant, après examen de l'équation de l'accumulation et étant donné que l'exposition se faisait par voie alimentaire plutôt que par l'eau, on peut conclure que les mesures étaient en réalité des « FBA alimentaires » (c.-à-d. le rapport de la concentration dans le poisson sur la concentration dans la nourriture), analogues à des FBM.

²La pente de la droite de la concentration d'APFC en fonction de la concentration de $\delta^{15}\text{N}$ ne diffère pas significativement de 1.

³Parmi les organismes figuraient des mysidacés, des gaspareaux, des éperlans et des touladis.

⁴Parmi les organismes figuraient le mulot cabot, le sar salême, le tambour ocellé, le tambour brésilien, le tambour croca, l'acoupa pintade et le dauphin à gros nez.

⁵Les auteurs présentent cette valeur comme étant un FBC. Cependant, comme elle a été déterminée sur le terrain, là où la morue serait exposée par l'eau et par voie alimentaire, le FBC est analogue à un FBA.

Pour les APFC en C₁₁ (2 700 < FBC < 11 000), C₁₂ (18 000 < FBC < 40 000) et C₁₄ (23 000 < FBC < 30 000), il existe des données empiriques indiquant que ces substances sont très bioaccumulables chez les poissons et qu'elles possèdent un potentiel de bioamplification chez les poissons et les mammifères marins. Bien qu'on ait trouvé des APFC en C₁₄ et en C₁₅ chez les poissons, les invertébrés et les ours blancs, il n'existe pas de données expérimentales ou estimées sur la bioaccumulation des APFC à longue chaîne comptant plus de 14 atomes de carbone. Il est possible néanmoins que les APFC à longue chaîne s'accumulent ou se bioamplifient chez les espèces marines ou terrestres selon leur conformation chimique (Wang et Ober, 1999).

D'après les données empiriques disponibles, les APFC à longue chaîne et leurs sels ne répondent pas aux critères de bioaccumulation (FBA ou FBC $\geq$ 5 000) énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000). Cependant, le poids de la preuve est suffisant pour affirmer que les APFC à longue chaîne et leurs sels peuvent s'accumuler et se bioamplifier chez les mammifères terrestres et marins.

Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

Évaluation de l'exposition environnementale

Atmosphère

Loewen et al. (2008) ont étudié les concentrations de FTOH dans l'atmosphère et dans l'eau de lac le long d'un transect altitudinal de l'Ouest canadien. Les échantillons d'eau ont été prélevés au lac Cedar (petit lac situé près de Golden, en Colombie-Britannique), au lac Bow dans le parc national Banff (Banff, Alberta) et à un autre petit lac sans nom

situé aussi dans ce parc. Des échantillonneurs d'air passifs ont été installés en différents points d'un transect altitudinal (800 à 2 740 m au-dessus du niveau de la mer) allant de Golden, en Colombie-Britannique, jusqu'au parc national de Banff. Les auteurs ont noté que la quantité de FTOH 8:2 et 10:2 dans l'air ($< 2,0$ ng/échantillonneur) augmentait avec l'altitude, et que les concentrations d'APFC en C_{10} dans l'eau de lac étaient inférieures à $0,2$ ng/L.

Stock *et al.* (2007) ont prélevé des échantillons des phases particulaire et gazeuse de l'air sur l'île Cornwallis, au Nunavut, où les valeurs moyennes des concentrations totales de FTOH étaient comprises entre $2,8$ (FTOH 10:2) et 14 pg/m^3 (FTOH 8:2). On a mesuré des concentrations moyennes d'ACFTI 8:2 et 10:2 se situant entre $0,06$ et $0,07$ pg/m^3 . Quant aux concentrations moyennes d'APFC en C_9 et C_{10} , elles s'élevaient à $0,4$ pg/m^3 , alors que celles des APFC en C_{11} , C_{13} et C_{14} se situaient entre $0,02$ et $0,06$ pg/m^3 . Shoeib *et al.* (2006) ont recueilli 20 échantillons d'air à grand débit pendant une traversée de l'Atlantique Nord et de l'archipel canadien en juillet 2005 (de Gothenburg, Suède, à Barrow, Alaska, en passant par l'Atlantique Nord et l'archipel canadien). Les concentrations les plus élevées (sommées des phases gazeuse et particulaire) de FTOH ont été mesurées pour le FTOH 8:2 ($5,8$ à 26 pg/m^3), suivi par le FTOH 10:2 ($1,9$ à 17 pg/m^3), puis le FTOH 6:2 (sous le seuil de détection à $6,0$ pg/m^3). À des fins de comparaison, Shoeib *et al.* (2006) ont également recueilli des échantillons d'air en milieu semi-urbain à Toronto en mars 2006 et la concentration moyenne de FTOH 8:2 y était de 41 pg/m^3 . Des études menées à Toronto ont révélé des concentrations de FTOH 4:2, 6:2, 8:2 et 10:2 allant de valeurs non détectables (ND) à 650 pg/m^3 sur une période de 2 ans, les FTOH 8:2 étant prédominants pendant la première moitié de cette période, et les FTOH 10:2, pendant la seconde (Stock *et al.*, 2005). Dreyer *et al.* (2009) ont effectué un échantillonnage d'air à grand débit au-dessus de l'océan Atlantique, de l'océan Austral et de la mer Baltique. Des APFC en C_9 , C_{10} , C_{11} , C_{12} et C_{13} ont été détectés dans la fraction particulaire (< 1 pg/m^3). Le FTOH 6:2 et le FTOH 8:2 étaient les formes dominantes dans la fraction de la phase gazeuse. Les concentrations de FTOH 8:2 variaient entre $1,8$ et 130 pg/m^3 . La somme de tous les FTOH (FTOH 4:2, FTOH 6:2, FTOH 8:2, FTOH 10:2 et FTOH 12:2) allait de $0,3$ à 47 pg/m^3 .

Comme on l'a mentionné précédemment, les FTOH peuvent se décomposer pour donner des APFC à longue chaîne; par conséquent, les concentrations de FTOH dans l'atmosphère peuvent être une source d'accroissement des concentrations d'APFC à longue chaîne dans l'environnement, y compris dans l'Arctique canadien. La dégradation des FTOH dans l'atmosphère devrait produire des quantités relativement égales d'APFC dont la chaîne compte un nombre pair de carbones et d'APFC dont la chaîne compte un nombre impair de carbones (Ellis *et al.*, 2004b), tandis que la biodégradation aérobie des FTOH tend à générer surtout des APFC dont la chaîne compte un nombre pair de carbones (Dinglasan *et al.*, 2004).

Eau

Certains APFC à longue chaîne ont été mesurés dans les précipitations dans des régions isolées du Canada de 1998 à 1999 : île Saturna (Colombie-Britannique), Algoma

(Ontario) et Kejimikujik (Nouvelle-Écosse) [Scott *et al.*, 2006b]. Scott *et al.* (2006b) ont enregistré des concentrations d'APFC en C₉ de < 0,1 à 7,6 ng/L, la plus forte ayant été mesurée à Algoma (Ontario), soit 7,6 ng/L. En milieu urbain (Egbert et North Toronto, en Ontario), les concentrations d'APFC en C₉ se situaient entre 0,4 et 9,7 ng/L. Par ailleurs, des APFC en C₉ à C₁₂ n'ont été détectés que dans les zones urbaines, et ce, en concentrations de < 0,07 à 5,2 ng/L. Les auteurs ont également détecté des ACFT et des ACFTI 8:2 et 10:2 à deux sites urbains au Canada (Egbert et North Toronto), à des concentrations allant de < 0,07 à 8,6 ng/L. Loewen *et al.* (2005) ont aussi mesuré des ACFT et des ACFTI en C₁₀ et en C₁₂ dans des échantillons d'eau de pluie recueillis à Winnipeg (Manitoba).

Simcik et Dorweiler (2005) ont mesuré les concentrations de certains APFC à longue chaîne dans des régions isolées (Tettegouche et Nipisiquit) le long de la rive nord du lac Supérieur et dans le parc national des Voyageurs, à la frontière canado-américaine (lacs Loiten et Little Trout). Ces quatre lacs isolés ne sont accessibles qu'à pied (aucune route carrossable) et n'ont aucune arrivée d'eau en surface. Seul de l'APFC en C₉ a été détecté en concentration supérieure à 1 ng/L (à Nipisiquit). Scott *et al.* (2003, 2006a) ont mesuré des APFC en C₉ dans les Grands Lacs (lacs Ontario, Érié, Supérieur et Huron) à des concentrations allant de < 0,5 à 0,11 ng/L. En outre, Simcik et Dorweiler (2005) ont étudié trois lacs urbains interreliés à Minneapolis, au Minnesota (lac des Isles, lac Calhoun et lac Harriet), ainsi que la rivière Minnesota, un affluent important du fleuve Mississippi. De l'APFC en C₉ a été décelé dans le lac Calhoun (< 1,0 ng/L) et dans la rivière Minnesota (< 10 ng/L). Le lac Calhoun renfermait également de l'APFC en C₁₀ (< 1,0 ng/L).

Stock *et al.* (2007) ont mesuré les concentrations d'APFC en C₉, C₁₀, C₁₁ et C₁₂ dans des échantillons d'eau prélevés dans trois lacs éloignés de l'Arctique (lacs Resolute, Char et Amituk) sur l'île Cornwallis, au Nunavut, en 2003. Les concentrations moyennes d'APFC en C₉ et C₁₀ se situaient respectivement entre 0,3 et 4,1 ng/L et entre 1,1 et 19 ng/L. Les concentrations d'APFC en C₁₁ se situaient quant à elles entre 0,3 et 4,9 ng/L, et celles d'APFC en C₁₂ étaient comprises entre 0,2 et 0,8 ng/L. Les concentrations d'ACFTI 8:2 et d'ACFTI 10:2 ont été mesurées dans les trois lacs et variaient entre 1,1 et 6,4 ng/L.

Scott *et al.* (2009) ont prélevé des échantillons dans 38 rivières (en amont et en aval de zones peuplées) dans l'ensemble du Canada pour analyser les composés perfluorés au cours de la période de 2001 à 2008. L'APFC en C₉ était présent dans la majorité des échantillons (< 0,008 à 2,26 ng/L), mais les autres APFC à longue chaîne analysés (C₁₀ à C₁₄) n'étaient pas souvent détectés. Les concentrations d'APFC en C₁₀, C₁₁, C₁₂ et C₁₄ étaient comprises respectivement entre 0,005 et 1,12 ng/L, 0,004 et 0,61 ng/L, 0,001 et 0,06 ng/L et < 0,004 et 2,69 ng/L. L'APFC en C₁₃ n'a pas été détecté. La plupart des sites en aval des zones urbaines présentaient des concentrations plus élevées que les sites en amont. Des sites de référence, tels que l'eau de fonte glaciaire en Colombie-Britannique, présentaient des concentrations d'APFC à longue chaîne plus faibles ou non détectables.

Ahrens *et al.* (2009) ont analysé des échantillons d'eau de surface prélevés en 2007 dans l'océan Atlantique le long du gradient longitudinal entre Las Palmas (Espagne) et St. John's (Canada) et le long du gradient latitudinal entre le golfe de Gascogne et l'océan Atlantique Sud. Aucun APFC à longue chaîne n'a été détecté dans la phase particulaire ni dans les deux échantillons d'eaux des grands fonds prélevés à 200 m et à 3 800 m. On a mesuré des concentrations d'APFC en C₉ en phase dissoute de < 0,0051 à 0,107 ng/L; et, en général, les concentrations d'APFC en C₁₂ mesurées ne dépassaient pas 0,0014 ng/L. Del Vento *et al.* (2009) ont mesuré jusqu'à 0,13 ng/L d'APFC en C₉ dans l'eau de mer de la partie est de la mer de Beaufort, près de l'île Banks. Ahrens *et al.* (2010b) ont prélevé des échantillons d'eau de surface du 2 novembre au 30 décembre 2008 le long du gradient latitudinal allant de la mer du Nord (nord de l'Europe) à l'Antarctique. Des APFC en C₉ à C₁₂ ont été détectés dans les échantillons de la phase dissoute, mais pas dans la phase particulaire. Les concentrations d'APFC en C₁₀ allaient de < 0,005 5 à 0,037 ng/L. Les concentrations d'APFC en C₉, C₁₁ et C₁₂ étaient situées sous la limite de quantification. Del Vento *et al.* (2009) ont également mesuré des concentrations d'APFC en C₉ à C₁₁ se situant entre 0,035 et 1,3 ng/L dans la neige du golfe Amundsen. En outre, on a détecté des concentrations d'APFC en C₉ de l'ordre des ng/L dans de l'eau de mer en Asie; les valeurs étaient trois fois plus élevées dans les régions côtières qu'au large, et leur variabilité était plus grande (So *et al.*, 2004; Yamashita *et al.*, 2004, 2005).

Sédiments

Stock *et al.* (2007) ont mesuré les concentrations d'APFC en C₉, C₁₀, C₁₁ et C₁₂ dans les échantillons de carotte de sédiments provenant de trois lacs isolés en Arctique (les lacs Resolute, Char et Amituk) sur l'île Cornwallis, au Nunavut, en 2003. Les concentrations d'APFC diminuaient avec la profondeur et l'âge des sédiments. On a relevé des APFC en C₉ à C₁₂ dans le lac Amituk. Des concentrations d'APFC en C₉ à C₁₁ se situant entre 0,6 et 3,3 ng/g ont été mesurées dans le lac Char. Dans le lac Resolute, on a mesuré des concentrations d'APFC en C₉ allant jusqu'à 3,2 ng/g alors que les concentrations d'APFC en C₁₀, C₁₁ et C₁₂ se trouvaient à la limite de détection de 0,5 ng/g. Des ACFTI 10:2 ont été mesurés dans les lacs Char et Amituk à des concentrations se situant entre 0,5 et 2 ng/g.

Biote

On a signalé des concentrations d'APFC à longue chaîne chez plusieurs animaux d'eau douce et animaux marins en Amérique du Nord et au Groenland, dont l'ours blanc (De Silva et Mabury, 2004; Kannan *et al.*, 2005; Smithwick *et al.*, 2005a, 2005b, 2006; Dietz *et al.*, 2008), le phoque annelé (Bossi *et al.*, 2005; Butt *et al.*, 2008), le dauphin à gros nez (Houde *et al.*, 2005), les animaux d'un réseau trophique du lac Ontario (Martin *et al.*, 2004b), le touladi (Furdui *et al.*, 2007, 2008), le fulmar boréal et le guillemot de Brünnich (Butt *et al.*, 2007a).

Martin *et al.*, (2004b) ont mesuré les concentrations d'APFC en C₉ à C₁₅ dans des échantillons d'homogénat entier de divers poissons du lac Ontario; celles-ci allaient de < 0,5 ng/g poids humide (limite de détection : 0,5 ng/g) à 39 µg/kg poids humide (chabot;

APFC en C₁₁). Après le déversement accidentel d'une mousse extinctrice aqueuse dans le ruisseau Etobicoke, en Ontario, Moody *et al.* (2002) ont constaté la présence d'APFC en C₁₀, C₁₁ et C₁₃ dans le foie de ménés à nageoires rouges (*Notropus cornutus*). Il est à noter que les concentrations dans le biote n'étaient probablement pas toutes attribuables au déversement. Les concentrations allaient de 8,8 à 390 ng/g poids humide, la valeur la plus élevée étant associée à l'APFC en C₁₀.

Martin *et al.* (2004a) ont établi la présence d'APFC en C₉ à C₁₅ dans le foie d'une gamme d'espèces comprenant phoques, renards, poissons, ours blancs et oiseaux, échantillonnées entre 1993 et 2002 dans l'Arctique canadien. Chez toutes les espèces, les concentrations dans le foie se situaient entre des quantités non détectables et 180 ng/g poids humide (limite de détection = 0,5 ng/g). Les valeurs les plus élevées ont été mesurées chez les ours blancs (*Ursus maritimus*; concentration maximale de 180 ng/g poids humide; APFC en C₉), et elles décroissaient à mesure que la longueur de la chaîne augmentait. Stern (2009) a mesuré les concentrations d'APFC en C₉ à C₁₁ dans le foie de la lotte du fleuve Mackenzie à Fort Good Hope, dans les Territoires du Nord-Ouest. Trente-sept lottes ont été analysées; on a relevé des concentrations moyennes en poids humide se situant entre 0,89 et 7,97 ng/g pour les APFC en C₉, entre 1,2 et 36,85 ng/g pour les APFC en C₁₀ et entre 7,0 et 2,25 ng/g pour les APFC en C₁₁. Butt *et al.* (2007a) ont noté que les APFC en C₁₁ à C₁₅ prédominaient chez les oiseaux marins de l'Arctique, même si l'APFC détecté chez la plupart des espèces sauvages (p. ex., le phoque annelé) était souvent un APFC en C₈ à C₁₁. Powley *et al.* (2008) ont détecté des APFC en C₉ à C₁₂ dans divers organismes de l'île Banks (à la limite est de la mer de Beaufort, dans les Territoires du Nord-Ouest). Les concentrations dans le zooplancton (*Calanis hyperboreus*, *Themisto libellula*, Chaetognatha) allaient de quantités non détectables à 1,1 ng/g poids humide. Chez la morue polaire (*Boreogadus saida*), les concentrations se situaient entre des quantités non détectables et 0,6 ng/g poids humide. Chez le phoque annelé (*Phoca hispida*), les concentrations dans la graisse variaient de quantités non détectables à 0,2 ng/g poids humide; dans le sang, elles étaient de 1 à 2,5 ng/g et, dans le foie, de 1 à 6,9 ng/g poids humide. Aucune concentration n'a été détectée dans la graisse, le sang ou le foie du phoque barbu (*Erignathus barbatus*). Il convient de noter que l'effectif des échantillons était petit (1 à 5). En 2007, Tomy *et al.* (2009b) ont mesuré les concentrations d'APFC en C₈ à C₁₂ dans le foie de divers animaux occupant les niveaux trophiques supérieurs d'un réseau trophique marin de l'est de l'Arctique, dans la baie Cumberland, au Nunavut. Les concentrations hépatiques en poids humide se situaient entre 38,07 et 47,6 ng/g chez le béluga, entre 11,71 et 50,78 ng/g chez le narval, entre 2,93 et 12,78 ng/g chez le phoque du Groenland, entre 2,18 et 23,4 ng/g chez le phoque annelé et entre 17,76 et 110,79 ng/g chez le requin du Groenland. En général, les concentrations d'APFC en C₁₁ prédominaient, sauf chez le requin du Groenland où l'APFC en C₁₂ prédominait.

Houde *et al.* (2006c) ont évalué les concentrations d'APFC en C₉ à C₁₂ et en C₁₄ dans le plasma, le lait et l'urine de dauphins à gros nez vivant dans la baie de Sarasota (Floride, États-Unis) et aux alentours. Depuis 35 ans, la population de dauphins résidant à l'année dans la baie (approximativement 160 animaux) fait l'objet d'un projet de surveillance à long terme. Houde *et al.* (2006c) ont étudié les relations entre les concentrations d'APFC et des paramètres biologiques connus (âge, sexe, antécédents de reproduction et

paramètres morphométriques). Le principal APFC détecté était l'APFC en C₁₁. Les concentrations plasmatiques d'APFC en C₉ se situaient entre 11,7 et 24,5 ng/g poids humide; dans le lait, la concentration s'établissait à 2,2 ng/g poids humide et, dans l'urine, elle était inférieure à la limite de détection. Les concentrations plasmatiques d'APFC en C₁₀ se situaient entre 15,8 et 35,7 ng/g poids humide; dans le lait, la concentration était de 2,4 ng/g et, dans l'urine, elle était inférieure à la limite de détection. Les concentrations plasmatiques d'APFC en C₁₁ se situaient entre 31,4 et 64,7 ng/g poids humide; dans le lait, la concentration se chiffrait à 3 ng/g poids humide et, dans l'urine, elle était de 0,06 ng/g. Les concentrations plasmatiques d'APFC en C₁₂ se situaient entre 2,7 et 8,2 ng/g poids humide; dans le lait, la concentration se chiffrait à 2,9 ng/g et, dans l'urine, elle était inférieure à la limite de détection. Les concentrations plasmatiques d'APFC en C₁₄ se situaient entre 1,1 et 3,4 ng/g poids humide; le lait et l'urine n'ont fait l'objet d'aucune analyse. On n'a trouvé aucune différence significative entre les dauphins vivant à l'extrémité nord de la baie de Sarasota et les individus fréquentant sa partie sud. La baie de Sarasota est un milieu semi-fermé bordé d'une zone urbaine fortement résidentielle, ce qui pourrait expliquer les concentrations relativement élevées mesurées chez les dauphins résidents. L'analyse des tendances temporelles a montré que les concentrations plasmatiques de composés perfluorés n'étaient pas significativement plus élevées chez les dauphins capturés à l'été 2003 et à l'hiver 2004 par rapport à celles enregistrées pour les autres saisons d'échantillonnage. Les résultats ont révélé des corrélations négatives significatives entre les concentrations d'APFC en C₉ à C₁₂ et l'âge des dauphins. Aucune relation significative n'a été établie en fonction du sexe. Les concentrations diminuaient avec l'âge chez les mâles comme chez les femelles.

Delinsky *et al.* (2010) ont détecté des APFC en C₁₀ à C₁₂ chez le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*), la marigane noire (*Pomoxis nigromaculatus*) et le crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) capturés dans le cours supérieur du fleuve Mississippi, au Minnesota, et dans des lacs situés dans 81 bassins versants majeurs du Minnesota en 2007. Dans ces bassins versants, les utilisations prédominantes des terres se répartissaient ainsi : terres forestières (86 %), terres aménagées (47 %) et terres arables/fourrage/pâturage (87 %). Les concentrations d'APFC en C₁₀ à C₁₂ dans les filets de poisson variaient entre 2,13 et 15,0 ng/g à cinq sites d'échantillonnage et n'étaient pas détectables aux 16 autres sites.

Dans le monde entier, un certain nombre d'études signalent les concentrations de certains APFC à longue chaîne dans le biote, notamment le marsouin (van der Vijver *et al.*, 2004, 2007), les phoques communs (van der Vijver *et al.*, 2005) et les goélands bourgmestres (Verreault *et al.*, 2005). K.I. van de Vijver *et al.* (2007) ont prélevé des échantillons de foie chez le marsouin commun (*Phocena phocena relicta*) le long de la côte ukrainienne de la mer Noire. Les concentrations se situaient entre 1,4 et 19 ng/g poids humide, les APFC en C₁₀ ayant la plus forte concentration. K.I. van de Vijver *et al.* (2003) ont également montré la présence d'APFC en C₉ à C₁₁ dans le foie de plusieurs mammifères de la côte de la mer du Nord, notamment dans le foie d'un grand cachalot, d'un dauphin à flancs blancs et de dauphins à nez blanc. Les concentrations se situaient entre des quantités non détectables à 480 ng/g poids humide pour les quatre espèces (limite de détection : 30 à 90 ng/g). Les concentrations étaient plus élevées chez le dauphin à nez blanc (*Lagenorhynchus albirostris*). Leonel *et al.* (2008) ont mesuré les concentrations

d'APFC en C₉ à C₁₂ chez le dauphin de la Plata (*Pontoporia blainvillei*) dans le sud du Brésil. Les concentrations dans le foie allaient de < 0,1 à 0,46 ng/g poids humide, les APFC en C₁₁ ayant la plus forte concentration. Leonel *et al.* (2008) ont aussi mesuré les concentrations d'APFC en C₉ à C₁₂ chez l'otarie à fourrure subantarctique (*Arctocephalus tropicalis*), également capturée dans le sud du Brésil. Les concentrations dans le foie se situaient entre < 0,1 et 0,74 ng/g poids humide, les APFC en C₁₁ ayant également la plus forte concentration. Les concentrations d'APFC en C₉ à C₁₂ ont été mesurées dans le foie de la sotalie de Chine (*Sousa chinensis*) et du marsouin aptère (*Neophocaena phocaenoides*) à Hong Kong (Yeung *et al.*, 2009c). Les concentrations d'APFC en C₉ à C₁₂ chez la sotalie de Chine se situaient entre 0,243 et 120 ng/g poids humide; celles chez le marsouin aptère, entre 0,522 et 34,3 ng/g poids humide.

Tseng *et al.* (2006) ont trouvé des APFC en C₁₀ dans les huîtres (*Crassostrea gigas*), le tilapia (*Oreochromis* sp.) et le bar du Japon (*Lateolabrax japonicus*) à Taiwan. Les concentrations de cet acide dans les huîtres se situaient entre 140 et 320 ng/g poids humide. Les concentrations hépatiques et musculaires étaient respectivement de 390 et de 250 ng/g poids humide chez le tilapia. Quant à celles mesurées dans le bar du Japon, elles étaient de 480 ng/g poids humide.

Des concentrations d'APFC en C₉ à C₁₂ comprises entre 5,7 et 675 ng/g poids humide ont été mesurées dans les jaunes d'œufs de trois espèces d'oiseau – l'aigrette garzette (*Egretta garzetta*), le pluvier petit-gravelot (*Charadrius dubius*) et le paradoxornis de Webb (*Paradoxornis webbiana*) – qui ont été récoltés autour du lac Shihwa, en Corée (Yoo *et al.*, 2008). La plus forte concentration a été relevée chez le pluvier petit-gravelot, soit une concentration d'APFC en C₁₁ de 675 ng/g poids humide. On n'a pas décelé d'APFC en C₉ dans le foie du fulmar boréal (*Fulmarus glacialis*) le long de la côte de Svalbard et de Bjørnøya dans la mer de Barents (Arctique norvégien) (Knudsen *et al.*, 2007). Holmstrom et Berger (2008) ont toutefois tenté de mesurer les concentrations d'APFC en C₉ à C₁₆ chez le guillemot marmette (*Uria aalge*). Les concentrations d'APFC en C₁₆ étaient inférieures à la limite de détection. Quant aux concentrations d'APFC en C₉ à C₁₅, elles se situaient entre 0,17 et 32 ng/g poids humide. Wang *et al.* (2008) ont mesuré les concentrations d'APFC en C₉ à C₁₂ dans les œufs d'oiseaux aquatiques, dans le sud de la Chine. Les concentrations d'APFC en C₉ à C₁₂ mesurées dans les échantillons d'œufs de bihoreau gris (*Nycticorax nycticorax*) se situaient entre 0,072 et 41,3 ng/g poids humide, chez les grandes aigrettes (*Ardea alba*), les concentrations étaient comprises entre 0,225 et 5,79 ng/g poids humide et celles relevées chez les aigrettes garzettes variaient de 0,77 à 39,4 ng/g poids humide.

Des concentrations d'APFC en C₉ à C₁₂ ont également été mesurées dans le foie de castors capturés en Pologne; elles se situaient entre < 0,04 et 4,46 ng/g poids humide, la plus forte concentration ayant été enregistrée pour l'APFC en C₉ (Taniyasu *et al.*, 2005). Des rats sauvages mâles (*Rattus norvegicus*) ont été capturés dans huit sites au Japon (une UTEU, un port, deux zones industrielles, un marché de fruits de mer, un marché, deux sites d'enfouissement et un port de fruits de mer) [Yeung *et al.*, 2009b]. Des échantillons de sang entier ont été analysés pour y vérifier la présence d'APFC en C₉ à C₁₂; les concentrations moyennes mesurées se situaient entre 0,792 et 7,3 ng/mL. Li *et al.*

(2008) ont mesuré les concentrations d'APFC en C₉ à C₁₀ dans le sérum du tigre de Sibérie (*Panthera tigris altaica*) vivant dans le nord-est de la Chine, dans l'extrême-est de la Russie et en Corée du Nord. L'APFC en C₉, dont les concentrations allaient de 0,13 à 0,89 ng/mL, représentait l'un des composés perfluorés les plus prédominants dans le sérum des tigres de Sibérie. Les concentrations moyennes d'APFC en C₁₀ se situaient entre 0,1 et 0,15 ng/mL. Des différences selon le sexe ont été trouvées en ce qui concerne l'accumulation des APFC en C₉ et C₁₀; en effet, les concentrations étaient un peu plus élevées chez les femelles que chez les mâles.

Tendances temporelles et spatiales

Une étude temporelle sur 22 ans (1980 à 2002) a été menée sur les matières en suspension dans la décharge de la rivière Niagara; en général, les concentrations d'APFC observées augmentaient au fil du temps (Lucaciu *et al.*, 2004). Myers *et al.* (2009) ont étudié la distribution spatiale et les tendances temporelles des composés perfluorés dans les sédiments et les eaux de surface des Grands Lacs. D'après leurs résultats, la distribution spatiale des APFC (en C₇ à C₁₂) montre que les activités urbaines et industrielles ont eu une incidence sur les concentrations mesurées dans les sédiments et les eaux des Grands Lacs. Dans les eaux de surface du lac Ontario, les échantillons prélevés dans les affluents contenaient des concentrations d'APFC en C₇ à C₁₂ plus élevées que les échantillons prélevés à proximité des rives et au milieu du lac; toutefois, en ce qui concerne les sédiments, les plus fortes concentrations ont été enregistrées dans les échantillons prélevés au milieu du lac. Myers *et al.* (2009) ont également remarqué que les concentrations d'APFC en C₇ à C₁₂ dans les sédiments du lac Ontario sont en augmentation. Ils ont cependant constaté une hausse et une stabilisation des concentrations dans les sédiments du lac Supérieur, ce qui peut refléter le transport atmosphérique des APFC en C₇ à C₁₂.

Furdui *et al.* (2007) ont déterminé les tendances spatiales des APFC à longue chaîne chez les touladis (*Salvelinus namaycush*, classe d'âge de 4 ans) capturés dans les Grands Lacs en 2001. On a relevé des concentrations d'APFC en C₉ à C₁₅ se situant entre 0,37 et 4,9 ng/g poids humide. Les plus fortes concentrations ont été observées dans le lac Érié, puis dans le lac Huron, le lac Ontario, le lac Michigan et le lac Supérieur. Aucune corrélation significative n'a été trouvée entre les concentrations et le poids des poissons. Les tendances temporelles des APFC à longue chaîne ont été déterminées chez les touladis échantillonnés entre 1979 et 2004 dans le lac Ontario (Furdui *et al.*, 2008). Les concentrations d'APFC étaient généralement faibles (ND à 3 ng/g), les concentrations les plus élevées ayant été enregistrées pour les APFC en C₁₁, C₁₂ et C₁₃. La plupart des concentrations d'APFC mesurées en 1988 ou en 1993 (< 3 ng/g) étaient en général plus fortes qu'en 1979 (< 1 ng/g), après quoi on constatait une stabilisation ou une baisse des concentrations. Des analyses de régression pour les divers APFC individuels n'ont pas donné de résultats assez significatifs pour conclure à un déclin au cours des dernières années, après les sommets de 1988 ou 1993.

Une étude des tendances temporelles des concentrations dans le foie du fulmar boréal (*Fulmarus glacialis*) et du guillemot de Brünnich (*Uria lomvia*) dans l'Arctique canadien

a révélé des hausses globales des APFC au fil du temps chez les deux espèces (Butt *et al.*, 2007a). Les moyennes géométriques des concentrations des Σ APFC mesurées chez les guillemots de Brünnich et les fulmars boréaux s'élevaient respectivement à 23,9 ng/g et à 12,4 ng/g. L'APFC en C₁₃ était le composé dominant, suivi par les APFC en C₁₁ et en C₁₄. Les concentrations d'APFC chez les guillemots de Brünnich ont augmenté entre 1975 et 2004, le temps de doublement allant de 2,3 ans pour les APFC en C₁₅ à 9,9 ans pour les APFC en C₁₂. En ce qui concerne les fulmars boréaux, le temps de doublement allait de 2,5 ans pour les APFC en C₁₅ à 11,7 ans pour les APFC en C₁₂. Cependant, dans le cas des fulmars boréaux, la plupart des APFC ont atteint des concentrations maximales en 1993 ou des concentrations statistiquement similaires en 1987, 1993 et 2003. Ces résultats peuvent découler des différents trajets migratoires des espèces d'oiseaux (Butt *et al.*, 2007a). Gebbink *et al.* (2009a) ont déterminé la distribution spatiale, les tendances et les sources des APFC en C₉ à C₁₅ dans 16 colonies d'espèces de goéland échantillonnées de l'est (Nouvelle-Écosse, Nouveau-Brunswick, Terre-Neuve) à l'ouest du Canada (Alberta, Colombie-Britannique), en passant par le centre (Québec, Ontario, Manitoba). Les quatre espèces étudiées sont le goéland à ailes grises (*Larus glaucescens*), le goéland de Californie (*Larus californicus*), le goéland à bec cerclé (*Larus delawarensis*) et le goéland argenté (*Larus argentatus*). Les auteurs ont remarqué que les Σ APFC étaient plus élevés dans les œufs de goéland argenté récoltés dans les colonies du sud de l'Ontario et de l'ouest du Québec situées à proximité des sources urbaines. Les APFC en C₁₁ et C₁₃ étaient en général prédominants dans la plupart des colonies, bien que des différences aient été observées entre les colonies. Dans l'ensemble, on juge que la distribution spatiale des APFC dans les œufs de goéland au Canada est essentiellement influencée par l'emplacement et la proximité de sources locales et non par l'alimentation. Gebbink *et al.* (2009b) ont récolté des œufs de goéland argenté dans 15 colonies situées sur des sites canadiens et quelques sites américains des Grands Lacs. On a relevé des APFC en C₉ à C₁₅ parmi lesquels les APFC en C₁₁ et C₁₃ prédominaient. Les APFC en C₉ étaient plus abondants dans les colonies du lac Supérieur et du lac Michigan et les APFC en C₁₁ étaient plus abondants dans les colonies du lac Érié et du lac Ontario. Les plus fortes concentrations d' Σ APFC (113 ng/g poids humide) ont été mesurées dans les colonies du lac Huron, puis dans les colonies du lac Érié et du lac Ontario. Aucun FTOH 8:2 et 10:2 n'a été détecté dans les œufs de goéland argenté.

Verreault *et al.* (2007) ont montré des tendances temporelles pour les œufs entiers de goélands argentés dans deux colonies géographiquement isolées (Hornøya et Røst) dans le nord de la Norvège. Ces colonies faisaient partie de l'aire de répartition sud et nord des goélands argentés se reproduisant au nord de la Norvège. L'APFC à longue chaîne dominant dans les œufs de goéland argenté était l'APFC en C₁₁ (4,2 ng/g poids humide, Hornøya), suivi par l'APFC en C₁₃ (2,8 ng/g poids humide, Røst). Les APFC en C₉ à C₁₃ mesurés dans les deux colonies ont significativement augmenté entre 1983 et 1993 et ont continué d'augmenter (APFC en C₉, C₁₀ et C₁₁) ou se sont stabilisés (APFC en C₁₂ et C₁₃) après 1993. Les tendances spatiales entre les deux colonies étaient semblables, sauf pour l'APFC en C₉ qui était plus élevé dans la colonie de Røst. Les œufs de la colonie de Røst récoltés en 1993 affichaient également des proportions plus élevées d'APFC en C₁₄ et C₁₅ comparativement à ceux de la colonie de Hornøya et à d'autres années d'échantillonnage. Verreault *et al.* (2007) laissent entendre que les sources locales ou éloignées directes et

indirectes d'APFC à longue chaîne ont probablement changé dans le nord de la Norvège au cours des deux dernières décennies. Sinon, il a pu se produire des changements liés aux préférences alimentaires des goélands argentés adultes du nord de la Norvège; ces goélands ont une aire d'alimentation annuelle limitée et sont principalement piscivores même s'ils peuvent également se nourrir de crustacés, d'oisillons marins, d'œufs et d'autres sources d'alimentation terrestres (déchets produits par les humains). Löffstrand *et al.* (2008) ont déterminé les tendances spatiales relatives aux œufs de guillemot (*Uria aalge*) récoltés en Islande, en Suède, dans les îles Féroé et en Norvège (Sklinna et Hjelmsøya). L'APFC en C₉ n'a été détecté qu'en Suède, sa concentration s'élevant à 48 ng/g poids humide. On a relevé des APFC en C₁₀ uniquement en Islande et en Norvège, et leurs concentrations se situaient entre 38 et 42 ng/g poids humide. L'APFC en C₁₁ semble prédominer avec des concentrations se situant entre 9 et 140 ng/g poids humide, suivis par les APFC en C₁₂ dont les concentrations variaient de ND à 81 ng/g poids humide. Les concentrations d' Σ APFC étaient les plus fortes en Suède (150 ng/g poids humide), puis en Islande (96 ng/g poids humide) et dans les îles Féroé (76 ng/g poids humide). Löffstrand *et al.* (2008) laissent entendre que les profils spatiaux diffèrent probablement en raison des différences d'habitudes alimentaires des guillemots dans tout l'Atlantique et en raison du fait que les œufs provenant de la Suède ont été échantillonnés à des sites plus proches de zones industrielles et de zones fortement peuplées.

Des tendances temporelles à la hausse des concentrations d'APFC en C₉ à C₁₅ dans les œufs de faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) ont été observées de 1974 à 2007 (Holmström *et al.*, 2010). Des œufs de faucon pèlerin ont été récoltés dans le sud-ouest de la Suède. Toutefois, en raison du faible succès de reproduction au cours des 20 premières années, seuls quelques œufs ont été prélevés, et aucun œuf n'a été récolté entre 1987 et 1991. Par conséquent, tous les œufs recueillis jusqu'en 1999 ont été analysés individuellement. Les œufs ont été regroupés à partir de l'année 2000. Des APFC en C₁₃ ont été décelés dès 1974 et étaient les APFC les plus dominants, suivis par les APFC en C₁₁. Les tendances temporelles ont augmenté de manière exponentielle au fil des ans, malgré un taux d'augmentation variant entre 5,6 % (APFC en C₁₃) et 9 % (APFC en C₁₄) par an. Les APFC en C₁₁ à C₁₅ affichent une tendance à la stabilisation au cours des dernières années.

Les concentrations d'APFC mesurées dans le foie de phoques annelés de l'est et de l'ouest du Groenland entre 1980 et 2000 ont connu une hausse de 3,3 et de 6,8 % par année dans le cas de l'APFC en C₁₀ et de l'APFC en C₁₁, respectivement (Bossi *et al.*, 2005). Butt *et al.* (2007b) ont examiné les tendances temporelles dans des échantillons de foie prélevés au sein de deux populations de phoques annelés de l'Arctique canadien, soit l'une à Arviat (1992, 1998 et 2005) et l'autre à la baie Resolute (1972, 1993, 2000 et 2005). Les concentrations d'APFC en C₉ à C₁₅ ont augmenté de 1992 à 1998, mais les points d'échantillonnage ultérieurs (1998, 2003 et 2005) n'étaient pas différents du point de vue statistique. Les concentrations ont augmenté de 117 % pour les APFC en C₁₄ et de 310 % pour les APFC en C₉ entre 1992 et 2005. Ni dans une population ni dans l'autre, on n'a noté de différence significative entre les sexes pour les APFC analysés. Dans l'ensemble, les concentrations d'APFC ont augmenté entre 1993 et 2005; toutefois, les hausses notées ces dernières années n'étaient pas significatives sur le plan statistique. Le temps de doublement se situait entre 10,0 (APFC en C₉) et 19,4 ans (APFC en C₁₂). Butt

et al. (2008) ont détecté des APFC à longue chaîne dans les échantillons de foie provenant de 11 populations de phoques annelés échantillonnées dans l'Arctique canadien de 2002 à 2005. Les concentrations d'APFC en C₉ à C₁₁ se situaient entre 1 et 10 ng/g poids humide, tandis que celles des APFC en C₁₂ à C₁₅ étaient inférieures à 1 ng/g poids humide. En outre, des ACFTI 8:2 et 10:2 ont été analysés chez toutes les populations. Cependant, les concentrations étaient inférieures à la limite de détection (non précisée). Des concentrations quantifiables ont été mesurées chez deux populations de phoques annelés, soit 4 à 6 ng/g poids humide. Certaines tendances spatiales statistiquement significatives ont été observées entre les diverses populations; toutefois, on a conclu que les variations étaient en grande partie attribuables au fait que les concentrations étaient élevées dans deux populations, et plus faibles dans une autre (Butt *et al.*, 2008).

Les tendances temporelles ont été étudiées chez le phoque du Baïkal (*Pusa sibirica*) du lac Baïkal, dans l'est de la Sibérie, en Russie (Ishibashi *et al.* 2008b). Les APFC en C₉ à C₁₂ ont été mesurés dans le foie et le sérum de ce phoque. Le phoque du Baïkal est une espèce endémique et un prédateur de niveau trophique élevé dans le réseau trophique du lac Baïkal. Dans le foie des phoques mâles et femelles, les concentrations d'APFC en C₉ à C₁₂ variaient de < 0,56 à 72 ng/g poids humide. Dans le sérum de mâles et de femelles de cette espèce, les concentrations d'APFC en C₉ à C₁₂ se situaient entre < 0,33 et 4 ng/g poids humide (Ishibashi *et al.*, 2008b). Les concentrations moyennes d'APFC en C₉ et C₁₀ dans le foie des phoques en 2005 étaient 1,2 et 1,7 fois supérieures à celles mesurées chez les phoques en 1992. Les concentrations d'APFC en C₁₀ étaient significativement plus grandes en 2005 qu'en 1992. En ce qui concerne les APFC en C₉, bien que la tendance ait été à la hausse entre 1992 à 2005, aucune différence statistiquement significative n'a été observée.

Les études sur l'Arctique nord-américain menées par De Silva et Mabury (2004) ainsi que Smithwick *et al.* (2005a) ont révélé des concentrations hépatiques d'APFC à longue chaîne en général plus élevées chez les ours blancs de l'est (Groenland), certains éléments indiquant que les concentrations d'APFC en C₉ et en C₁₀ étaient quant à elles plus fortes dans l'ouest. L'examen de la circulation troposphérique indique que les régions du centre-est recevraient plus d'air de l'est de l'Amérique du Nord, et que celles de l'est (Groenland) recevraient de l'air de l'Amérique du Nord et de l'Europe (De Silva et Mabury, 2004). Il est possible que de plus fortes émissions d'APFC en C₉ et en C₁₀ en Asie explique le fait que les concentrations de ces congénères soient plus élevées chez les ours blancs de l'ouest de l'Arctique (Smithwick *et al.*, 2005a). Une tendance d'ouest en est similaire a été constatée dans le cas des concentrations d'APFC dans des échantillons de foie de phoques annelés, bien que les concentrations les plus fortes aient été observées dans le sud de la baie d'Hudson (Butt *et al.*, 2008). Sur la période de 1984 à 2006, Dietz *et al.* (2008) ont examiné un sous-échantillon de 128 ours blancs subadultes (âgés de 3 à 5 ans) d'Ittliqortoormiit (Scoresby Sound) dans le centre du Groenland. Une analyse de régression linéaire des concentrations médianes soumises à une transformation logarithmique a révélé des augmentations annuelles pour les APFC en C₉ (6,1 %), les APFC en C₁₀ (4,3 %), les APFC en C₁₁ (5,9 %), les APFC en C₁₂ (52 %) et les APFC en C₁₃ (8,5 %). Entre 1972 et 2002, le temps de doublement moyen des concentrations dans

le foie des ours blancs des régions de l'Arctique nord-américain se situait entre 5,8 ans dans l'est et 9,1 ans dans l'ouest pour les APFC en C₉, C₁₀ et C₁₁ (Smithwick *et al.*, 2006).

Tomy *et al.*, (2009a) ont mesuré les tendances temporelles des Σ APFC (C₈ à C₁₂) chez les bélugas mâles de Pangnirtung, au Nunavut, qui montraient une hausse annuelle de $1,8 \pm 0,5$ ng/g poids humide des concentrations hépatiques mesurées de 1980 à 2010. Les concentrations d' Σ APFC (C₈ à C₁₂) mesurées chez les bélugas mâles de Pangnirtung se situaient entre 2,4 et 171 ng/g poids humide. On a toutefois observé chez les bélugas mâles de l'île Hendrickson une diminution de $7,41 \pm 0,71$ ng/g poids humide des concentrations hépatiques relevées de 1980 à 2009 (Tomy *et al.*, 2009a), les concentrations se situant entre 4,87 et 313 ng/g poids humide.

O'Connell *et al.* (2010) ont analysé des échantillons de plasma et de sérum de 163 tortues caouannes juvéniles (*Caretta caretta*) afin d'établir les tendances spatiales et temporelles des composés perfluorés. Les tortues ont été capturées sur une distance s'étendant jusqu'à 8,4 km de la rive la plus proche de Charleston (Caroline du Sud), du cap Canaveral (Floride), de Core Sound (Caroline du Nord), de la baie de Chesapeake (Maryland) et de la baie de Floride (Floride). Des APFC en C₉ à C₁₄ ont été trouvés dans la plupart des échantillons de plasma et de sérum (de 0,034 à 16,04 ng/g). Sur le plan spatial, il y avait une tendance à la hausse vers le nord, les tortues de la baie de Floride accumulant plus d'APFC en C₉ que d'autres APFC, ce qui indique qu'il y aurait des sources locales pour les tortues vivant dans la baie de Floride. Les tendances temporelles chez les tortues caouannes capturées près de Charleston ont été examinées sur une période de neuf ans. Les concentrations d'APFC en C₉ ont diminué de 11 % par an; cependant, les concentrations des autres APFC à longue chaîne n'ont pas changé de façon significative avec le temps.

Évaluation des effets sur l'environnement

Organismes aquatiques

Boudreau *et al.* (2002) ont étudié la toxicité de l'APFC en C₁₀ pour le macrophyte aquatique *Lemna gibba* et ont établi la CI₅₀ (concentration inhibitrice médiane à 50 %) sur sept jours (d'après la croissance) à 99 mg/L. Les valeurs de CI₅₀ sur sept jours (d'après la croissance) de l'APFC en C₁₀ chez les algues d'eau douce *Selenastrum capricornutum* et *Chlorella vulgaris* étaient respectivement de 218 mg/L et de 198 mg/L, ce qui indique qu'il y a peu de différence de sensibilité entre les deux espèces (Boudreau *et al.*, 2002). La toxicité aiguë et chronique de l'APFC en C₁₀ pour deux espèces de daphnies, *Daphnia magna* et *Daphnia pulex*, a été étudiée. La concentration létale médiane après 48 h (CL₅₀; dose aiguë) et la concentration efficace médiane après 48 h (CE₅₀ – fondée sur l'immobilisation) étaient respectivement de 259 et de 130 mg/L pour le *Daphnia magna*, et de 285 et de 150 mg/L, respectivement, pour le *Daphnia pulex* (Boudreau *et al.*, 2002). Ces valeurs montrent qu'il y a peu de différence de sensibilité entre les deux espèces. Hoke *et al.* (2009) ont déterminé les valeurs de toxicité aiguë pour l'APFC en C₁₀ : une CL₅₀ de 32 mg/L après 96 heures pour la truite arc-en-ciel.

(*Oncorhynchus mykiss*), une CE_{50} de plus de 100 mg/L après 48 heures pour la daphnie *Daphnia magna* et une CE_{50} de 10,6 mg/L après 72 heures pour l'algue verte *Pseudokirchneriella subcapitata*.

Les études sur la toxicité chronique de l'APFC en C_9 menées sur deux espèces de daphnies ont révélé que le *Daphnia pulicaria* était plus sensible que le *Daphnia magna* (Boudreau *et al.*, 2002). Les valeurs de CL_{50} sur 21 jours étaient respectivement de 8,8 mg/L et de 39 mg/L, d'après la mortalité observée. Les études de toxicité chronique ont également révélé que, chez *Daphnia magna*, le nombre de descendants produits était un critère d'effet plus sensible que le délai moyen avant la production de la première génération. La concentration sans effet observé (CSEO) sur 21 jours ainsi que la concentration minimale avec effet observé (CMEO) sur 21 jours (toutes deux établies d'après le nombre de descendants produits) étaient respectivement de 13 et de 25 mg/L pour le *Daphnia magna*, et de 6 et 13 mg/L, respectivement, pour le *Daphnia pulicaria*.

Organismes terrestres

La CE_{50} de l'APFC en C_9 sur 48 heures (d'après la létalité aiguë) était de 0,66 mM (306,29 mg/L) pour le nématode vivant dans le sol *Caenorhabditis elegans*; l'exposition s'est faite par contact de surface dans un milieu de croissance propice aux nématodes, composé à 1,7 % d'agar (Tominaga *et al.*, 2004). On a constaté des effets sur plusieurs générations chez les nématodes exposés à des concentrations faibles d'APFC en C_9 , c'est-à-dire à peine environ 1 nM (0,000464 mg/L), qui ont entraîné un déclin de 70 % de la fécondité à la quatrième génération (Tominaga *et al.*, 2004). Aucune relation génération-réponse ou concentration-réponse n'a été observée, quoique les résultats laissent supposer que l'APFC en C_9 pourrait avoir des effets à long terme sur plusieurs générations, et ce, à des concentrations d'exposition relativement faibles.

Yeung *et al.* (2009a) ont exposé des poulets (*Gallus gallus*) mâles âgés d'un jour à des APFC en C_{10} à des doses de 0,1 mg/kg de poids corporel (p.c.) et de 1,0 mg/kg p.c. trois fois par semaine, et ce, pendant trois semaines. On n'a observé aucun effet néfaste sur le poids corporel, les indices relatifs aux organes, les paramètres cliniques sanguins ou l'histopathologie des organes aux doses de 0,1 ou 1,0 mg/kg p.c. d'APFC en C_{10} . Cependant, la demi-vie des APFC en C_{10} était respectivement de 11 et 16 jours aux doses de 0,1 et 1,0 mg/kg p.c., ce qui montre les propriétés de bioaccumulation des APFC en C_{10} chez les poulets.

Autres effets

Stevenson *et al.* (2006) ont étudié la toxicité des APFC en C_9 et en C_{10} du point de vue du mécanisme de résistance multixénobiotique chez la moule marine *Mytilus californianus*. Ce mécanisme joue le rôle de première ligne de défense contre de vastes classes de xénobiotiques; il expulse les produits chimiques modérément hydrophobes de la cellule par l'intermédiaire de protéines de transport transmembranaires dépendant de l'adénosine triphosphate (ATP). Le transporteur le plus étudié est la P-glycoprotéine qui, chez les humains, est active dans les reins, les glandes surrénales, le foie, la barrière hémato-

testiculaire et la barrière hémato-encéphalique. Certains xénobiotiques peuvent compromettre ce mécanisme de défense. L'accroissement de sensibilité, appelé chimiosensibilisation, vient de la capacité de la P-glycoprotéine à reconnaître différents substrats xénobiotiques et à s'y lier, ce qui entraîne une saturation de la capacité de liaison. Même les substances non toxiques peuvent être des chimiosensibilisants et avoir des effets néfastes sur les organismes en permettant à des substances toxiques normalement exclues de s'accumuler dans les cellules. Stevenson *et al.* (2006) ont constaté que les APFC en C₉ et en C₁₀ possédaient des CI₅₀ moyennes (d'après l'inhibition de la P-glycoprotéine) de 4,8 µM (2,23 mg/L) et 7,1 µM (3,65 mg/L), respectivement; ces substances inhibaient donc de manière significative la P-glycoprotéine chez le *Mytilus californianus*. Ce résultat indique que les APFC en C₉ et en C₁₀ sont des chimiosensibilisants pour cette espèce. L'APFC en C₉ inhibe la P-glycoprotéine par un mécanisme indirect, et le phénomène est réversible. De plus, cette substance induit l'expression du transporteur de la P-glycoprotéine après une exposition de deux heures – une réaction au stress pouvant entraîner des coûts métaboliques pour l'organisme.

Liu *et al.* (2008) ont étudié les effets des APFC en C₁₂ et en C₁₄ sur les systèmes membranaires de l'algue d'eau douce *Scenedesmus obliquus*. Les APFC en C₁₂ et C₁₄ inhibaient le taux de croissance de l'algue de façon proportionnelle à la concentration (c.-à-d. que l'inhibition augmentait avec l'augmentation de la concentration d'exposition). Les valeurs de CI₁₀, CI₅₀ et CI₉₀ relatives à la densité cellulaire calculées étaient de 90 µM (46,27 mg/L), 183 µM (94,08 mg/L) et 367 µM (188,67 mg/L) pour les APFC en C₁₀ et de 41 µM (29,28 mg/L), 134 µM (95,69 mg/L) et 292 µM (208,52 mg/L) pour les APFC en C₁₄. En ce qui concerne les APFC en C₁₀, on a observé un accroissement du potentiel de la membrane mitochondriale à des concentrations se situant entre 30 et 100 µM (15,42 à 51,40 mg/L). Dans le cas des APFC en C₁₄, on a observé un accroissement du potentiel de la membrane entre 50 et 100 µM (35,70 à 71,41 mg/L). L'accroissement du potentiel de la membrane mitochondriale indique une perturbation de la fonction mitochondriale; les mitochondries sont des organites multitâches participant au métabolisme de l'énergie oxydatif ainsi qu'à l'apoptose en intégrant des signaux de mort. De plus, les APFC en C₁₂ et C₁₄ ont entraîné une hausse de la perméabilité des membranes cellulaires à des concentrations de 20 à 100 µM (12,28 à 61,41 mg/L) pour les APFC en C₁₂ et à des concentrations de 50 à 100 µM (35,70 à 71,41 mg/L) pour les APFC en C₁₄. Les effets sur la perméabilité des membranes cellulaires pourraient contribuer à la médiation des effets néfastes d'autres contaminants.

Benninghoff *et al.* (2007) ont établi que les APFC en C₉ à C₁₂ provoquaient une induction significative de la vitellogénine, qui est un biomarqueur de l'exposition à des œstrogènes, chez la truite arc-en-ciel, dans des essais sur 14 jours. Ces substances ont montré une faible affinité avec les récepteurs œstrogéniques hépatiques de la truite arc-en-ciel. Chez les truites juvéniles exposées *in vivo* à l'APFC en C₁₀ à des doses de < 1 à 2 000 µg/g de nourriture, on a constaté une augmentation des concentrations plasmatiques de vitellogénine en fonction de la dose (avec des hausses significatives à des concentrations aussi faibles que 0,0256 µg/g de nourriture). Les auteurs ont noté que les récepteurs œstrogéniques hépatiques de la truite arc-en-ciel avaient une plus grande affinité avec un

nombre supérieur de xénoœstrogènes comparativement aux récepteurs œstrogéniques de mammifères, dont les humains.

Nakayama *et al.* (2008) ont étudié le grand cormoran (*Phalacrocorax carbo*), un oiseau piscivore qui est le prédateur à l'extrémité de la chaîne alimentaire dans l'écosystème du lac Biwa, au Japon. Les concentrations d'APFC en C₉ ont été mesurées dans le foie de grands cormorans sauvages (mâles et femelles), et mises en relation avec l'expression génique. Les concentrations d'APFC en C₉ allaient, chez les femelles, de < 0,005 à 0,0088 µg/g poids humide et, chez les mâles, de < 0,005 à 0,043 µg/g poids humide. On n'a relevé aucune différence significative selon le sexe. L'analyse de l'expression génique a révélé des corrélations positives significatives entre la concentration d'APFC en C₉ et la glutathion peroxydase 1 (enzyme du système antioxydant) ainsi que la ribonucléoprotéine nucléaire hétérogène U (maturation de l'ARN). Les auteurs laissent entendre que l'induction des enzymes antioxydantes pourrait constituer une réponse adaptative au stress oxydatif causé par l'APFC en C₉.

Ishibashi *et al.* (2008a) ont montré que les APFC en C₉ à C₁₁ stimulaient le récepteur α activé par les proliférateurs des peroxyosomes (PPAR α) dans le foie des phoques du Baïkal (*Pusa sibirica*) à des concentrations minimales avec effet observé de 125 µM (58,00 mg/L) pour les APFC en C₉, de 125 µM (64,26 mg/L) pour les APFC en C₁₀ et de 62,5 µM (35,25 mg/L) pour les APFC en C₁₁. Le PPAR α joue un rôle physiologique essentiel en tant que détecteur de lipides et régulateur du métabolisme lipidique. Les niveaux d'expression de l'ARNm du PPAR α ont montré une corrélation positive avec les APFC en C₉, et l'expression de la protéine hépatique CYP4A était corrélée aux concentrations hépatiques d'APFC en C₉ et en C₁₀, ce qui indiquerait une modulation de la voie de signalisation PPAR α -CYP4A chez les phoques du Baïkal sauvages.

L'effet possible de l'exposition aux composés perfluorés sur les lésions hépatiques a été étudié chez les ours blancs de l'est du Groenland (Sonne *et al.*, 2007). Parmi les paramètres hépatiques examinés dans cette étude figuraient l'infiltration des cellules mononucléaires, les granulomes lipophagiques, la stéatose, l'hyperplasie des cellules de Ito et du canal cholédoque ainsi que la fibrose portale. La population était composée de 28 femelles et de 29 mâles, échantillonnés par des chasseurs de la région entre 1999 et 2002. Les échantillons de foie ont été analysés afin de déterminer s'ils contenaient plusieurs composés perfluorés, notamment des APFC en C₉, C₁₀, C₁₁, C₁₂ et C₁₃. Chez 65 % des ours blancs, la somme des concentrations des composés perfluoroalkylés (c.-à-d. des composés d'alkyles perfluorés; Σ APF) était supérieure à 1 000 ng/g poids humide. Chez les femelles, la Σ APF variait entre 256 et 2 770 ng/g poids humide, tandis que chez les mâles, elle allait de 114 à 3 052 ng/g poids humide. Comme les concentrations de tous les APF analysés ont été additionnées, il est impossible d'établir une corrélation directe de cause à effet pour un composé perfluoré en particulier, comme les APFC à longue chaîne. En outre, les ours blancs de l'est du Groenland sont également contaminés par d'autres substances comme les organochlorés (BPC, DDT) et le mercure, ce qui peut constituer autant de facteurs confusionnels synergiques dans l'apparition des lésions. Les auteurs ont conclu que l'analyse statistique ne permettait pas de déterminer avec certitude si l'exposition chronique aux composés perfluorés était associée à

l'apparition de lésions hépatiques chez les ours blancs; toutefois, ces lésions étaient similaires à celles causées par des composés perfluorés en conditions de laboratoire (Sonne *et al.*, 2007).

Dans une autre étude menée par Flanary *et al.* (2010), aucune corrélation n'a été trouvée entre les APFC en C₉ à C₁₃ et les paramètres chimiques sanguins (p. ex., cholestérol, créatinine, albumine, concentration totale d'ions sériques) chez l'otarie à fourrure (*Callorhinus ursinus*).

Caractérisation des risques pour l'environnement

La démarche suivie dans la présente évaluation écologique préalable consistait à examiner les renseignements scientifiques et techniques pertinents et à tirer des conclusions fondées sur de multiples éléments d'information, qui comprennent l'examen de la persistance, de l'exposition, des tendances temporelles dans le biote, de la toxicité, de la bioaccumulation et de la présence répandue dans l'environnement.

Dans les études de toxicité traditionnelles (p. ex., létalité, croissance), plusieurs APFC à longue chaîne présentaient une toxicité faible à modérée, les valeurs de toxicité aiguë se situant entre 8,8 et 285 mg/L. Deux études sur la toxicité des APFC à longue chaîne ont été effectuées avec des espèces terrestres. Dans l'une de ces études, aucun effet nocif n'a été observé jusqu'à 1,0 mg/kg p.c. chez des poulets mâles ayant reçu des doses d'APFC en C₁₀ trois fois par semaine pendant trois semaines. Dans l'autre étude, on a constaté une létalité aiguë chez un nématode vivant dans le sol exposé à une concentration de 306 mg/L d'APFC en C₉ ainsi que des effets sur plusieurs générations (baisse de la fécondité) lorsqu'il était exposé à une concentration de 0,000464 mg/L.

Les APF, notamment les APFC à longue chaîne, peuvent provoquer une toxicité hépatique chez les ours blancs à des concentrations de 114 à 3 052 ng/g en poids humide d'APF totaux (d'après les associations observées dans les études sur le terrain), ainsi que l'activation du PPAR α dans le foie des phoques du Baïkal à des concentrations de 35,25 à 64,26 mg/L d'APFC en C₉ à C₁₁ (d'après les données tirées des études de laboratoire *in vitro*). Les APFC à longue chaîne peuvent également perturber le système endocrinien, comme la vitellogenèse chez la truite arc-en-ciel à des concentrations d'APFC en C₁₀ de 0,0256 à 2 000 μ g/g de nourriture. Les APFC en C₉ à C₁₀ sont également des chimiosensibilisants pour la moule marine *Mytilus californianus*, car ils permettent à des substances toxiques normalement exclues de s'accumuler dans la moule. Les APFC en C₁₂ et en C₁₄ augmentent le potentiel de la membrane mitochondriale chez l'algue d'eau douce *Scenedesmus obliquus*, ce qui indique une perturbation de la fonction mitochondriale.

Au Canada, on a mesuré certains APFC à longue chaîne dans le milieu aquatique et leurs concentrations allaient de < 0,5 ng/L à 19 ng/L. Dans les sédiments de l'Arctique canadien, on a mesuré des concentrations d'APFC en C₉ à C₁₂ se situant entre 0,5 et 3,3 ng/g. En outre, on a mesuré des APFC en C₉ à C₁₅ dans le foie de divers animaux (phoques, renards, poissons, ours blancs, requins du Groenland, narvals, bélugas et

oiseaux) de l'Arctique canadien ou de la région des Grands Lacs. Les concentrations se situaient entre des valeurs inférieures à la limite de détection et 180 ng/g de poids humide de foie; les concentrations les plus élevées ayant été enregistrées chez l'ours blanc, puis chez le requin du Groenland, le narval et le béluga. Dans le monde entier, des APFC en C₉ à C₁₅ ont été relevés chez le phoque annelé, l'otarie à fourrure et le phoque commun, chez diverses espèces de dauphin (à flancs blancs, à gros nez, à nez blanc, de la Plata, sotalie de Chine), chez le marsouin aptère, le goéland bourgmestre, le grand cachalot, le castor, le tigre de Sibérie, le rat sauvage et plusieurs espèces d'oiseau (l'aigrette garzette, le pluvier petit-gravelot, les paradoxornis et le bihoreau gris). Les concentrations allaient de valeurs inférieures à la limite de détection jusqu'à 480 ng/g poids humide, les concentrations les plus élevées ayant été mesurées chez le dauphin à nez blanc.

On considère que tous les APFC à longue chaîne sont persistants. Pour les APFC en C₁₁ (2 700 < FBC < 11 000), C₁₂ (18 000 < FBC < 40 000) et C₁₄ (23 000 < FBC < 30 000), il existe des données empiriques indiquant que ces substances sont très bioaccumulables chez les poissons et qu'elles possèdent un potentiel de bioamplification chez les poissons et les mammifères marins. Il n'existe pas de données expérimentales ou estimées sur la bioaccumulation des APFC à longue chaîne comptant plus de 14 atomes de carbone. Les APFC à longue chaîne pourraient toutefois, d'après leur conformation chimique, s'accumuler ou se bioamplifier chez les espèces marines ou terrestres. De plus, des APFC en C₁₄ et en C₁₅ ont été détectés chez des poissons, des invertébrés et des ours blancs.

On a montré que les concentrations d'APFC à longue chaîne ont tendance à augmenter chez les ours blancs, les phoques annelés et les oiseaux. Entre 1980 et 2000, les concentrations d'APFC en C₁₀ et C₁₁ mesurées dans le foie de phoques annelés du Groenland ont connu une hausse respective de 3,3 et de 6,8 % par an. Entre 1992 et 2005, les concentrations moyennes d'APFC en C₉ et en C₁₀ mesurées dans le foie des phoques du Baïkal étaient 1,2 à 1,7 fois plus élevées. De 1972 à 2002, le temps moyen de doublement des concentrations dans le foie de l'ours blanc de l'Arctique se situait entre 5,8 et 9,1 ans, pour les APFC en C₉ à C₁₁. De 1993 à 2004, les concentrations dans les échantillons de foie de phoque annelé ont augmenté, avec un temps de doublement des APFC en C₉ à C₁₂ allant de 4 à 10 ans. Les concentrations d'APFC en C₉ à C₁₅ dans les échantillons de foie de fulmar boréal ont augmenté entre 1987 et 1993, puis sont restées stables de 1993 à 2003. En ce qui concerne les concentrations d'APFC en C₉ à C₁₅ mesurées dans les échantillons de foie du guillemot de Brünnich, elles ont augmenté de 1975 à 2004. De 1983 à 1993, les concentrations d'APFC en C₉ à C₁₃ ont augmenté de manière significative dans les œufs entiers de goélands argentés en Norvège. Chez les bélugas mâles du Nunavut, on a observé des hausses temporelles annuelles des APFC en C₉ à C₁₂ de 1,8 ng/g de poids humide de foie entre 1980 et 2010.

La présence des APFC à longue chaîne (C₉ à C₂₀), de leurs sels et de leurs précurseurs résulte de l'activité humaine. Les APFC à longue chaîne et leurs sels sont persistants. Des données empiriques indiquent une forte accumulation ainsi qu'une bioamplification des APFC à longue chaîne dans les mammifères marins et terrestres. Ils ont été détectés dans des régions éloignées ou isolées, qu'ils ont probablement atteintes par l'intermédiaire du transport atmosphérique ou océanique à grande distance de précurseurs volatils, des

acides eux-mêmes ou bien des deux. Les APFC à longue chaîne et leurs précurseurs ont aussi été détectés dans le biote sur de grandes étendues au Canada, notamment dans l'Arctique canadien. Il a été établi que leurs concentrations augmentent avec le temps chez des espèces de l'Arctique canadien telles que l'ours blanc, le phoque annelé, le fulmar boréal et le guillemot de Brünnich. D'après les éléments ci-dessus, il est conclu que les APFC à longue chaîne, leurs sels et leurs précurseurs peuvent avoir des effets nocifs sur l'environnement.

Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

Il existe certaines lacunes et incertitudes concernant, entre autres, les données limitées sur les propriétés physiques et chimiques, les données expérimentales sur la persistance et les données sur la toxicité. L'ensemble des données sur les APFC à longue chaîne et leurs précurseurs est néanmoins substantiel. Par exemple, bien que les mécanismes de transport des APFC à longue chaîne et de leurs précurseurs vers l'Arctique ne soient pas clairs, ces composés semblent avoir une certaine mobilité, étant donné qu'on a mesuré des APFC à longue chaîne et leurs précurseurs dans le biote dans tout l'Arctique canadien, loin des sources connues.

Les voies environnementales du transfert des APFC à longue chaîne au biote ne sont pas bien comprises en raison du peu de données de surveillance qui existent sur les concentrations de leurs divers précurseurs dans l'air, l'eau, les effluents et les sédiments au Canada. Les mécanismes de toxicité des APFC à longue chaîne sont peu connus; toutefois, on a signalé toute une gamme d'effets toxicologiques chez diverses espèces, notamment l'induction de la vitellogénine et la toxicité hépatique.

En outre, selon des études menées par van Leeuwen *et al.* (2006) révélant la variabilité des résultats analytiques obtenus par divers laboratoires, il est possible que les résultats des analyses effectuées par ces laboratoires ne soient pas directement comparables.

Enfin, on ne dispose actuellement que de données limitées sur la toxicologie des précurseurs des APFC à longue chaîne, la contribution relative de ces précurseurs provenant de différentes sources (p. ex., l'importance des précurseurs issus de la dégradation des substances fluorotélomériques) et la possibilité d'effets combinés ou synergiques avec d'autres composés perfluorés.

Conclusion

L'évaluation est fondée sur une méthode du poids de la preuve en ce qui concerne la persistance, la bioaccumulation, la présence répandue, les tendances temporelles chez certaines espèces (c.-à-d., les oiseaux de l'Arctique canadien, les mammifères terrestres et marins), le transport à grande distance et les concentrations d'APFC à longue chaîne (C₉ à C₂₀) dans l'environnement et le biote (y compris les régions éloignées du Canada).

Selon les renseignements présentés dans la présente évaluation préalable, il est conclu que les APFC à longue chaîne (C₉ à C₂₀), leurs sels et leurs précurseurs pénètrent ou

peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. De plus, il est conclu que les APFC à longue chaîne (C₉ à C₂₀) et leurs sels sont extrêmement persistants et qu'ils répondent aux critères de persistance énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. Les APFC à longue chaîne (C₉ à C₂₀) ne répondent pas aux critères de bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. Néanmoins, le poids de la preuve est suffisant pour conclure que les APFC à longue chaîne (C₉ à C₂₀) et leurs sels s'accumulent et se bioamplifient chez les mammifères terrestres et marins.

Il est donc conclu que les APFC à longue chaîne (C₉ à C₂₀), leurs sels et leurs précurseurs répondent à au moins un des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999).

Des activités de recherche et de surveillance viendront, s'il y a lieu, appuyer la vérification des hypothèses formulées au cours de l'évaluation préalable et, le cas échéant, l'efficacité des mesures de contrôle possibles définies à l'étape de la gestion des risques.

Références

- Ahrens, L., Barber, J.L., Xie, Z., Ebinghaus, R. 2009. Longitudinal and latitudinal distribution of perfluoroalkyl compounds in the surface water of the Atlantic Ocean. *Environ. Sci. Technol.* 43(9) :3122-3127.
- Ahrens, L., Shoeib, M., Cheng, C., Lee, S.-C., Harner, T. 2010a. Wastewater treatment plant and landfill inputs of polyfluoroalkyl compounds and siloxanes to the atmosphere. Présentation à l'USEPA PFAA Days III: Recent Advances in Perfluoroalkyl Acid (PFAA) Research, du 8 au 10 juin 2010, Research Triangle Park (NC).
- Ahrens, L., Xie, Z., Ebinghaus, R. 2010b. Distribution of perfluoroalkyl compounds in seawater from northern Europe, Atlantic Ocean and Southern Ocean. *Chemosphere* 78:1011-1016.
- Arp, H.P.H., Niederer, C., Goss, K.-U. 2006. Predicting the partitioning behaviour of various fluorinated compounds. *Environ. Sci. Technol.* 40(23):7298-7304.
- Begley, T.H., White, K., Honigfort, P., Twaroski, M.L., Neches, R., Walker, R.A. 2005. Perfluorochemicals: Potential sources of and migration from food packaging. *Food Add Contam* 22(10):1023-1031.
- Benflicemalouet, S., Blancou, H., Itier, J., Commeyras, A. 1991. An improved synthesis of perfluorocarboxylic acids. *Synthesis (Stuttgart)*:647-648.
- Benninghoff, A.D., Field, J.A., Williams, D.E. 2007. In vitro and in vivo assessment of the estrogen activity of perfluorooctanoic acid (PFOA), perfluorooctane sulfonate (PFOS) and other structurally diverse perfluorinated chemicals. 46th Annual Meeting of the Society of Toxicology. Charlotte (NC), 25-29 mars.
- Berger, U., Herzke, D., 2006. Per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAs) extracted from textile samples. *Organohal. Compd* 68:2023-2026.
- Bernett, M.K., Zisman, W.A. 1959. Wetting of low-energy solids by aqueous solutions of highly fluorinated acids and salts. *J. Phys. Chem.* 63:1911-1916.
- Blancou, H., Moreau, P., Commeyras, A. 1976. Preparation of perfluoroalkane carboxylic and sulfonic-acid derivatives by the action of metallic couples on perfluoroalkyl iodides in dimethyl sulfoxide. *J. Chem. Soc. Chem. Commun.*:885-886.
- Bossi, R., Riget, F.F., Dietz, R. 2005. Temporal and spatial trends of perfluorinated compounds in ringed seal (*Phoca hispida*) from Greenland. *Environ. Sci. Technol.* 39:7416-7422.
- Boudreau, T.M., Sibley, P., Mabury, S.A., Muir, D.C.G., Solomon, K. 2002. Toxicity of Perfluoroalkyl Carboxylic Acids of Different Chain Length to Selected Freshwater Organisms. In: Master's Thesis; Guelph (Ont.) : Université de Guelph, Département de biologie environnementale, p. 134.
- Boulanger, B., Peck, A.M., Schnoor, J.L., Hornbuckle, K.C. 2005a. Mass budget of perfluorooctane surfactants in Lake Ontario. *Environ. Sci. Technol.* 39:74-79.
- Boulanger, B., Vargo, J.D., Schnoor, J.L., Hornbuckle, K.C. 2005b. Evaluation of perfluorooctane surfactants in a wastewater treatment system in a commercial surface protection product. *Environ. Sci. Technol.* 39:5524-5530.
- Bradley, E.L., Read, W.A., Castle, L., 2007. Investigation into the migration potential of coating materials from cookware products. *Food Add Contam* 24(3):326-335.

- Butt, C.M., Stock, N.L., Mabury, S.A., Muir, D.C.G., Braune, B.M. 2007a. Prevalence of long-chain perfluorinated carboxylates in seabirds from the Canadian Arctic between 1975 and 2004. *Environ. Sci. Technol.* 41:3521-3528.
- Butt, C.M., Muir, D.C.G., Stirling, I., Kwan, M., Mabury, S.A. 2007b. Rapid response of Arctic ringed seals to changes in perfluoroalkyl production. *Environ. Sci. Technol.* 41(1):42-49.
- Butt, C.M., Mabury, S.A., Kwan, M., Wang, X., Muir, D.C.G. 2008. Spatial trends of perfluoroalkyl compounds in ringed seals (*Phoca hispida*) from the Canadian Arctic. *Environ. Toxicol. Chem.* 27(3):542-553.
- Canada. 1995. Politique de gestion des substances toxiques. Ottawa (Ont.) : sa Majesté la Reine du chef du Canada (Environnement Canada). [réimpression en 2004]. Accès : <http://www.ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=Fr&xml=2EE9E1E8-1DC4-4886-93B1-D67A085FBAA3>
- 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. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p3/1999/g3-02203.pdf>
- 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. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf>
- Canada. 2006. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement modifiant le Règlement sur certaines substances toxiques interdites (2005) (quatre substances nouvelles à base de télomères fluorés)*. 17 juin 2006. *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 140, n° 24. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p1/2006/2006-06-17/pdf/g1-14024.pdf>
- Conder, J.M., Hoke, R.A., de Wolf, W., Russell, M.H., Buck, R.C. 2008. Are PFCA's bioaccumulative? A critical review and comparison with regulatory criteria and persistent lipophilic compounds. *Environ. Sci. Technol.* 42:995-1003.
- Crozier, P., Furdui, V., Lucaciu, C., Stock, N., Mabury, S.A., Reiner, E. 2005. Detection of perfluoro-alkyl compounds (PFCs) in sewage treatment plant (STP) effluents and biosolids by liquid chromatography - tandem mass spectrometry. Fluoros International Symposium on Fluorinated Alkyl Organics in the Environment, du 18 au 20 août 2005.
- Delinsky, A.D., Strynar, M.J., McCann, P.J., Varns, J.L., McMillan, L., Nakayama, S.F., Lindstrom, A.B. 2010. Geographical distribution of perfluorinated compounds in fish from Minnesota lakes and rivers. *Environ. Sci. Technol.* 44:2549-2554.
- Del Vento, S., Codling, G., Ahrens, L., Ebinghuas, R., Jones, K.C., Halsall, C.J. 2009. Perfluoroalkyl compounds in the Arctic marine system: air, snow, water and sea-ice. Présentation lors de la SETAC North America, novembre 2009, Nouvelle-Orléans (LA).
- De Silva, A.O., Mabury, S.A. 2004. Isolating isomers of perfluorocarboxylates in polar bears (*Ursus maritimus*) from two geographical locations. *Environ. Sci. Technol.* 38:6538-6545.
- De Silva, A., Spencer, C., Scott, B., Sekela, M., Gledhill, M., Rondeau, B., Backus, S., Muir, D. 2009. Perfluoroalkyl phosphonic acids and polyfluoroalkyls phosphoric acids in Canadian rivers. Présentation lors de la SETAC North America, novembre 2009, Nouvelle-Orléans (LA).
- Dietz, R., Bossi, R., Riget, F.F., Sonne, S., Born, E.W. 2008. Increasing perfluoroalkyl contaminants in east Greenland polar bears (*Ursus maritimus*): a new toxic threat to the Arctic bears. *Environ. Sci. Technol.* 42(7):2701-2707.

- Dinglasan, M.J.A., Mabury, S.A. 2005. Evidence of 8:2 OHFT production from the biodegradation of 8:2 telomer methacrylate under aerobic conditions. Fluor International Symposium on Fluorinated Alkyl Organics in the Environment, du 18 au 20 août 2005.
- Dinglasan, M.J.A., Ye, Y., Edwards, E.A., Mabury, S.A. 2004. Fluorotelomer alcohol biodegradation yields poly- and perfluorinated acids. *Environ. Sci. Technol.* 38:2857-2864.
- Dinglasan-Panlilio, M.J.A., Mabury, S.A. 2006. Significant residual fluorinated alcohols present in various fluorinated materials. *Environ. Sci. Technol.* 40(5):1447-1453.
- Dreyer, A., Weinberg, I., Temme, C., Ebinghaus, R. 2009. Polyfluorinated compounds in the atmosphere of the Atlantic and Southern Oceans: evidence for a global distribution. *Environ. Sci. Technol.* 43(17):6507-6514
- Ellis, D.A., Mabury, S.A., Martin, J.W., Stock, N.L. 2004a. Environmental Review of Other (non-C8) Perfluorocarboxylic Acids (PFCAs). Document préparé en vertu d'un contrat pour la Division des substances existantes d'Environnement Canada, Gatineau (Qc). 68 p.
- Ellis, D.A., Martin, J.W., De Silva, A.O., Mabury, S.A., Hurley, M.D., Sulbaek Andersen, M.P., Wallington, T.J. 2004b. Degradation of fluorotelomer alcohols: A likely source of perfluorinated carboxylic acids. *Environ. Sci. Technol.* 38:3316-3321.
- Environnement Canada. 2001. Primary Report on PFAs from Section 71 survey. Préparé par la Section de l'utilisation des produits, Division du contrôle des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux. Gatineau (Qc).
- Environnement Canada. 2005. Report on PFCAs results of notice issued under Section 71 CEPA for 2004 calendar year.
- Environnement Canada. 2006. Plan d'action pour l'évaluation et la gestion des acides perfluorocarboxyliques (APFC) et de leurs précurseurs.
- Environnement Canada et Santé Canada. 2006. Substances nouvelles : mises à jour aux rapports d'évaluation des impacts sur l'environnement et la santé humaine – DSN n^{os} 12763, 12798, 12863, 13211 et 13395.
- Fasano, W.J., Carpenter, S.C., Gannon, S.A., Snow, T.A., Stadler, J.C., Kennedy, G.L., Buck, R.C., Korzeniowski, S.H., Hinderliter, P.M., Kemper, R.A. 2006. Absorption, distribution, metabolism, and elimination of 8-2 fluorotelomer alcohol in the rat. *Toxicol. Sci.* 91(2):341-355.
- Fasano, W.J., Carpenter, S.C., Gannon, S.A., Snow, T.A., Stadler, J.C., Kennedy, G.L., Buck, R.C., Korzeniowski, S.H., Hinderliter, P.M., Kemper, R.A. 2008. Erratum: Absorption, distribution, metabolism, and elimination of 8-2 fluorotelomer alcohol in the rat. *Toxicol. Sci.* 102(2):455.
- Flanary, J.R., Reiner, J.L., Helke, K.L., Kucklick, J.R., Gulland, F.M.D., Becker, P.R. 2010. 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. Présentation à l'USEPA PFAA Days III: Recent Advances in Perfluoroalkyl Acid (PFAA) Research, du 8 au 10 juin 2010, Research Triangle Park (NC).
- Fontell, K., Lindman, B. 1983. Fluorocarbon surfactants - phase-equilibria and phase structures in aqueous systems of a totally fluorinated fatty-acid and some of its salts. *J. Phys. Chem.* 87:3289-3297.
- Furdui, V.I., Stock, N., Ellis, D.A., Butt, C.M., Whittle, D.M., Crozier, P.W., Reiner, E.J., Muir, D.C.G., Mabury, S.A. 2007. Spatial distribution of perfluoroalkyl contaminants in lake trout from the Great Lakes. *Environ. Sci. Technol.* 41(5):1554-1559.

- Furdui, V.I., Helm, P.A., Crozier, P.W., Lucaciu, C., Reiner, E.J., Marvin, C.H., Whittle, D.M., Mabury, S.A., Tomy, G.T. 2008. Temporal trends of perfluoroalkyl compounds with isomer analysis in lake trout from Lake Ontario (1979-2004). *Environ. Sci. Technol.* 42:4739-4744.
- Gauthier, S.A., Mabury, S.A. 2005. Aqueous photolysis of 8:2 fluorotelomer alcohol. *Environ. Toxicol. Chem.* 24:1837-1846.
- Gebbink, W.A., Burgess, N., Champoux, L., Elliot, J.E., Hebert, C.E., Martin, P., Wayland, M., Chip Weseloh, D.V., Wilson, L., Letcher, R.J. 2009a. Perfluoroalkyl compounds in the eggs of four species of gulls (*Larids*) from breeding sites spanning Atlantic to Pacific Canada. SETAC North America, 30th Annual Meeting, Nouvelle-Orléans (LA).
- Gebbink, W.A., Hebert, C.E., Letcher, R.J. 2009b. Perfluorinated carboxylates and sulfonates and precursor compounds in herring gull eggs from colonies spanning the Laurentian Great Lakes of North America. *Environ. Sci. Technol.* 43:7443-7449.
- Gewurtz, S.B., Bhavsar, S.P., Crozier, P.W., Diamond, M.L., Helm, P.A., Marvin, C.H., Reiner, E.J. 2009. Perfluoroalkyl contaminants in window film: indoor/outdoor, urban/rural, and winter/summer contamination and assessment of carpet as a possible source. *Environ. Sci. Technol.* 43(19):7317-7323.
- Goss, K.-U. 2008. The pKa values of PFOA and other highly fluorinated carboxylic acids. *Environ. Sci. Technol.* 42:456-458.
- Gray, J.S. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Mar. Poll. Bull.* 45:46-52.
- Gulkowska, A., Falandysz, J., Taniyasu, S., Bochentin, I., Ka So, M., Yamashita, N. 2005. Perfluorinated chemicals in blood of fish and waterfowl from Gulf of Gdansk, Baltic Sea. Présentation lors du Fluoros 2005 en août 2005.
- Guo, Z., Liu, X., Krebs, K.A., Roache, N.F. 2009. Perfluorocarboxylic acid content in 116 articles of commerce. EPA/600/R-09/33. Research Triangle Park (NC) : U.S. Environmental Protection Agency.
- Hagen, D.F., Belisle, J., Johnson, J.D., Venkateswarlu, P. 1981. Characterization of fluorinated metabolites by a gas chromatographic-helium microwave plasma detector—The biotransformation of 1H,1H,2H,2H-perfluorodecanol to perfluorooctanoate. *Anal. Biochem.* 118(2):336-343.
- Hare, E.F., Shafrin, E.G., Zisman, W.A., 1954. Properties of films of adsorbed fluorinated acids. *J. Phys. Chem.* 58(3):236-239.
- Haukås, M., Berger, U., Hop, H., Gulliksen, B., Gabrielsen, G.W. 2007. Bioaccumulation of per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAS) in selected species from the Barents Sea food web. *Environ. Pollut.* 148:360-371.
- Herbst, L., Hoffmann, H., Kalus, J., Reizlein, K., Schmelzer, U., Ibel, K. 1985. Small-angle neutron-scattering on nematic lyotropic liquid-crystals. *Berichte der Bunsengesellschaft für physikalische Chemie* 89(10):1050-1064.
- Higgins, C.P., Field, J.A., Criddle, C.S., Luthy, R.G. 2005. Quantitative determination of perfluorochemicals in sediments and domestic sludge. *Environ. Sci. Technol.* 39:3946-3956.
- Higgins, C.P., Luthy, R.G. 2006. Sorption of perfluorinated surfactants on sediments. *Environ. Sci. Technol.* 40:7251-7256.
- Higgins, C.P., McLeod, P.B., MacManus-Spencer, L.A., Luthy, R.G. 2007. Bioaccumulation of perfluorochemicals in sediments by the aquatic oligochaete *Lumbriculus variegatus*. *Environ. Sci. Technol.* 41:4600-4606.

- Hoke, R., Bouchelle, L., Ferrell, B., Sloman, T., Rivenbark, J. 2009. Comparative acute toxicity of a suite of polyfluorinated acids to green algae, an invertebrate and freshwater fish. Présentation lors de la SETAC North America, 30th Annual Meeting, Nouvelle-Orléans (LA).
- Holmström, K.E., Berger, U. 2008. Tissue distribution of perfluorinated surfactants in common guillemot (*Uria aalge*) from the Baltic Sea. *Environ. Sci. Technol.* 42:5879-5884.
- Holmström, K.E., 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.
- Hori, H., Yamamoto, A., Hayakawa, E., Taniyasu, S., Yamashita, N., Kutsuna, S., Kiatagawa, H., Arakawa, R. 2005a. Efficient decomposition of environmentally persistent perfluorocarboxylic acids by use of persulfate as a photochemical oxidant. *Environ. Sci. Technology* 39:2383-2388.
- Hori, H., Yamamoto, A., Katsuna, S. 2005b. Efficient photochemical decomposition of long-chain perfluorocarboxylic acids by means of an aqueous/liquid CO₂ biphasic system. *Environ. Sci. Technol.* 39:7692-7697.
- 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):7238-7443.
- Houde, M., Wells, R.S., Fair, P.A., Bossart, G.D., Hohn, A.A., Rowles, T.K., Sweeney, J.C., Solomon, K.R., Muir, D.C.G. 2005. Polyfluoroalkyl compounds in free-ranging dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Gulf of Mexico and the Atlantic Ocean. *Environ. Sci. Technol.* 39:6591-6598.
- Houde, M., Bujas, T.A.D., Small, J., Wells, R.S., Fair, P.A., Bossart, G.D., Solomon, K.R., Muir, D.C.G. 2006a. Biomagnification of perfluoroalkyl compounds in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) food web. *Environ. Sci. Technol.* 40:4138-4144.
- Houde, M., Martin, J.W., Letcher, R.J., Solomon, K.R., Muir, D.G. 2006b. Biological monitoring of polyfluoroalkyl substances: a review. *Environ. Sci. Technol.* 40:3463-3473.
- Houde, M., Balmer, B.C., Brandsma, S., Wells, R.S., Rowles, T.K., Solomon, K.R., Muir, D.C.G. 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.
- Huang, B.-N., Haas, A., Lieb, M. 1987. A new method for the preparation of perfluorocarboxylic acids. *J. Fluor. Chem.* 36:49-62.
- Hurley, M.D., Andersen, M.P.S., Wallington, T.J., Ellis, D.A., Martin, J.W., Mabury, S.A. 2004. Atmospheric chemistry of perfluorinated carboxylic acids: reaction with OH radicals and atmospheric lifetimes. *J. Phys. Chem. A* 108:615-620.
- Ishibashi, H., Iwata, H., Kim, E.-Y., Tao, L., Kannan, K., Tanabe, S., Batoev, V., Petrov, E. 2008a. Contamination and effects of perfluorochemicals in Baikal seal (*Pusa sibirica*). 2. Molecular characterization, expression level, and transcriptional activation of peroxisome proliferator-activated receptor α . *Environ. Sci. Technol.* 42:2302-2308.
- Ishibashi, H., Iwata, H., Kim, E.-Y., Tao, L., Kannan, K., Amano, M., Miyazaki, N., Tanabe, S., Batoev, V.B., Petrov, E. 2008b. Contamination and effects of perfluorochemicals in Baikal seal (*Pusa sibirica*). 1. Residue level, tissue distribution, and temporal trend. *Environ. Sci. Technol.* 42:2295-2301.
- Ishikawa, N., Takahashi, M., Sato, T., Kitazume, T. 1983. Ultrasound-promoted direct carboxylation of perfluoroalkyl iodides. *J. Fluor. Chem.* 22:585-587.

- Ikawa, Y., Tsuru, S., Murata, Y., Okawauchi, M., Shigematsu, M., Sugihara, G. 1988. A pressure and temperature study on solubility and micelle formation of sodium perfluorodecanoate in aqueous-solution. *J. Solution Chem.* 17:125-137.
- Jeon, J., Kannan, K., Lim, H.K., Moon, H.B., Ra, J.S., Kim, S.D. 2010a. Bioaccumulation of perfluorochemicals in Pacific oyster under different salinity gradients. *Environ. Sci. Technol.* 44(7):2695-2701.
- Jeon, J., Kannan, K., Lim, H.K., Moon, H.B., Kim, S.D. 2010b. Bioconcentration of perfluorinated compounds in blackrock fish (*Sebastes schlegeli*) at different salinity levels. *Environ. Toxicol. Chem.* 29(11):2529-2535.
- Kaiser, M.A., Larsen, B.S., Kao, C.-P., Buck, R.C. 2005. Vapor pressures of perfluorooctanoic, -nonanoic, -decanoic, -undecanoic, and -dodecanoic acids. *J. Chem. Eng. Data* 50:1841-1843.
- Kannan, K., Yun, S.H., Evans, T.J. 2005. Chlorinated, brominated and perfluorinated contaminants in livers of polar bears from Alaska. *Environ. Sci. Technol.* 39:9057-9063.
- Kauck, E.A., Diesslin, A.R. 1951. Some properties of perfluorocarboxylic acids. *Ind. Eng. Chem.* 43:2332-2334.
- Katz, S., Muir, D., Gamberg, M. 2009. Bioaccumulation of perfluorinated compounds in the vegetation-caribou-wolf food chain. In : Smith, S., Stow, J., Edwards, J. (éd.). Synopsis of research conducted under the 2008-2009 Northern Contaminants Program. Ottawa (Ont.) : Affaires indiennes et du Nord Canada. p. 215-220.
- Kelly, B.C., Gobas, F.A.P.C., McLachlan, M.S. 2004. Intestinal absorption and biomagnification of organic contaminants in fish, wildlife and humans. *Environ. Toxicol. Chem.* 23(10):2324-2336.
- Key, B.D., Howell, R.D., Criddle, C.S. 1997. Fluorinated organics in the biosphere. *Environ. Sci. Technol.* 31:2445-2454.
- Kissa, E. 1994. Fluorinated Surfactants. Synthesis Properties Applications. New York (NY) : Marcel Dekker, Inc.
- Klevens, H.B., Raison, M. 1954. Association dans les perfluoroacides. III. Études des tensions superficielles. *J. Chim. Phys. Physicochim. Biol.* 51.
- Knudsen, L.B., Borgå, K., Jørgensen, E.H., van Bavel, B., Schlabach, M., Verreault, J., Gabrielsen, G.W. 2007. Halogenated organic contaminants and mercury in northern fulmars (*Fulmarus glacialis*): levels, relationships to dietary descriptors and blood to liver comparison. *Environ. Pollut.* 146:25-33.
- Kudo, N., Iwase, Y., Okayachi, H., Yamakawa, Y., Kawashima, Y. 2005. Induction of hepatic peroxisome proliferation by 8-2 telomer alcohol feeding in mice: formation of perfluorooctanoic acid in the liver. *Toxicol. Sci.* 85(2):231-238.
- Kunieda, H., Shinoda, K. 1976. Krafft points, critical micelle concentrations, surface tension, and solubilizing power of aqueous solutions of fluorinated surfactants. *J. Phys. Chem.* 80(22):2468-2470.
- Kwadijk, C.J.A.F., Korytar, P., Koelmans, A.A. 2010. Distribution of perfluorinated compounds in aquatic systems in The Netherlands. *Environ. Sci. Technol.* 44(10):3746-3751.
- Lange, C.C. 2002. Biodegradation screen study for telomer-type alcohols. Minneapolis (MN) : Pace Analytical Services. U.S. Environmental Protection Agency public docket AR226-1149.

- Lehlmer, H.-J., Oyewumi, M.-O., Jay, M., Bummer, P.M. 2001. Behaviour of partially fluorinated carboxylic acids at the air-water interface. *J. Fluor. Chem.* 107:141-146.
- Leonel, J., Kannan, K., Tao, L., Fillmann, G., Montone, R.C. 2008. A baseline study of perfluorochemicals in Franciscana dolphins and Subantarctic fur seal from coastal waters of southern Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 56:770-797.
- Li, X., Yeung, L.W.Y., Taniyasu, S., Li, M., Zhang, H., Liu, D., Lam, P.K.S., Yamashita, N., Dai, J. 2008. Perfluorooctanesulfonate and related fluorochemicals in the Amur tiger (*Panthera tigris altaica*) from China. *Environ. Sci. Technol.* 42:7078-7083.
- Liu, J., Lee, L.S., Nies, L.F., Nakastu, C.H., Turco, R. 2007. Biotransformation of 8:2 fluorotelomer alcohol in soil and by soil bacteria cultures. *Environ. Sci. Technol.* 41:8024-8030.
- 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.
- Loewen, M., Halldorson, T., Wang, F., Tomy, G. 2005. Fluorotelomer carboxylic acids and PFOS in rainwater from an urban centre in Canada. *Environ. Sci. Technol.* 39:2944-2951.
- Loewen, M., Wania, F., Wang, F., Tomy, G. 2008. Altitudinal transect of atmospheric and aqueous fluorinated organic compounds in western Canada. *Environ. Sci. Technol.* 42(7):2374-2379.
- Löfstrand, K., Jörundsdóttir, H., Tomy, G., Svavarsson, J., Weihe, P., Nygård, T., Bergman, Å. 2008. Spatial trends of polyfluorinated compounds in guillemot (*Uria aalge*) eggs from north-western Europe. *Chemosphere* 72(10):1475-1480.
- Lucaciu, C., Furdui, V., Crozier, P., Marvin, C., Reiner, E., Wania, F., Mabury, S.A. 2004. Temporal study of perfluorinated alkyl substances in Niagara River suspended sediments. SETAC North America 26th Annual Meeting 2004, 13 au 17 novembre.
- Mackay, D., Fraser, A. 2000. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. *Environ. Pollut.* 110:375-391.
- Martin, J.W., Mabury, S.A., Solomon, K.R., Muir, D.C.G. 2003a. Dietary accumulation of perfluorinated acids in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Toxicol. Chem.* 22:189-195.
- Martin, J.W., Mabury, S.A., Solomon, K.R., Muir, D.C.G. 2003b. Bioconcentration and tissue distribution of perfluorinated acids in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Toxicol. Chem.* 22:196-204.
- Martin, J.W., Smithwick, M.M., Braune, B.M., Hoekstra, P.F., Muir, D.C.G., Mabury, S.A. 2004a. Identification of long-chain perfluorinated acids in biota from the Canadian Arctic. *Environ. Sci. Technol.* 38:373-380.
- Martin, J.W., Whittle, M., Muir, D.C.G., Mabury, S.A. 2004b. Perfluoroalkyl contaminants in a food web from Lake Ontario. *Environ. Sci. Technol.* 38:5379-5385.
- Martin, J.W., Mabury, S.A., O'Brien, P.J. 2005. Metabolic products and pathways of fluorotelomer alcohols in isolated rat hepatocytes. *Chem.Biol. Interact.* 155:165-180.
- Mawn, M.P., McKay, R.G., Ryan, T.W., Szostek, B., Powley, C.R., Buck, R.C. 2005. Determination of extractable perfluorooctanoic acid (PFOA) in water, sweat simulant, saliva simulant, and methanol from textile and carpet samples by LC/MS/MS. *Analyst* 130(5):670-678.

- Mekenyan, O., Dimitrov, S., Temelkov, S. 2002. PFOS metabolic pathways and metabolic distributions: Generated by catabolic simulator (2001–2002). Résultats compilés et révisés par P. Robinson, Division des substances existantes, Environnement Canada, Gatineau (Qc).
- Moody, C.A., Martin, J.W., Kwan, W.C., Muir, D.C.G., Mabury, S.C. 2002. Monitoring perfluorinated surfactants in biota and surface water samples following an accidental release of fire-fighting foam into Etobicoke Creek. *Environ. Sci. Technol.* 36:545-551.
- Moroi, Y., Yano, H., Shibata, O., Yonemitsu, T. 2001. Determination of acidity constants of perfluoroalkanoic acids. *Bull. Chem. Soc. Jpn.* 74:667-672.
- Mukerjee, P., Handa, T. 1981. Adsorption of fluorocarbon and hydrocarbon surfactants to air-water, hexane-water, and perfluorohexane-water interfaces: relative affinities and fluorocarbon-hydrocarbon nonideality effects. *J. Phys. Chem.* 85:2298-2303.
- Myers, A.L., Crozier, P.W., Helm, P.A., Reiner, E.J., Burniston, D., Marvin, C.H., McCarry, B.E. 2009. Spatial distribution and temporal trends of perfluorinated compounds in Great Lakes sediments and surface waters. Présentation à la SETAC North America, 30th Annual Meeting, Nouvelle-Orléans (LA).
- Nabb, D.L., Szostek, B., Himmelstein, M.W., Mawn, M.P., Gargas, M.L., Sweeney, L.M., Stadler, J.C., Buck, R.C., Fasano, W.J. 2007. *In vitro* metabolism of 8-2 fluorotelomer alcohol: Interspecies comparisons and metabolic pathway refinement. *Toxicol. Sci.* 100(2):333-344.
- Nakayama, K., Iwata, H., Tao, L., Kannan, K., Imoto, M., Kim, E.-Y., Tashiro, K., Tanabe, S. 2008. Potential effects of perfluorinated compounds in common cormorants from Lake Biwa, Japan: an implication from the hepatic gene expression profiles by microarray. *Environ. Toxicol. Chem.* 27:2378-2386.
- Nilsson, H., Kärman, A., Westberg, H., Rotander, A., Van Bavel, B., Lindström, G. 2010. A time trend study of significantly elevated perfluorocarboxylate levels in humans after using fluorinated ski wax. *Environ. Sci. Technol.* 44(6):2150-2155.
- O'Connell, S.G., Arendt, M., Segars, A., Kimmel, T., Braun-McNeil, J., Avers, L., Schroeder, B., Ngai, L., Kucklick, J.R., Keller, J. 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.* 44:5202-5209.
- [OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2007. Lists of PFOS, PFAS, PFOA, PFCA, related compounds and chemicals that may degrade to PFCA (as revised in 2007). Paris : OCDE. ENV/JM/MONO (2006)15.
- Poland, J.S., Mitchell, S., Rutter, A. 2001. Remediation of former military bases in the Canadian Arctic. *Cold Regions Sci. Technol.* 32:93-105.
- Powley, G.R., George, S.W., Russell, M.H., Hoke, R.A., Buck, R.C. 2008. Polyfluorinated chemicals in a spatially and temporally integrated food web in the Western Arctic. *Chemosphere* 70:664-672.
- Prevedouros, K., Cousins, I.T., Buck, R.C., Korzeniowski, S.H. 2006. Sources, fate, and transport of perfluorocarboxylates. *Environ. Sci. Technol.* 40:32-44.
- Scott, B.F., Spencer, C., Moody, C.A., Martin, J.W., Mabury, S.A., Mactavish, D., Muir, D.C.G. 2003. Determination of perfluoroalkanoic acids in the aquatic environment. Présentation lors de la SETAC Europe 23rd Annual Meeting, Hambourg (Allemagne).

- Scott, B.F., Moody, C.A., Spencer, C., Small, J.M., Muir, D.C.G., Mabury, S.A. 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.* 40:6405-6410.
- Scott, B.F., Spencer, C., Mabury, S.A., Muir, D.C.G. 2006b. Poly and perfluorinated carboxylates in North American precipitation. *Environ. Sci. Technol.* 40(23):7167-7174.
- Scott, B.F., Spencer, C., Lopez, E., Muir, D.C.G. 2009. Perfluorinated alkyl acid concentrations in Canadian rivers and creeks. *Water Qual. Res. J. Can.* 44(3):263-277.
- Shoeib, M., Harner, T., Wilford, B.H., Jones, K.C., Zhu, J. 2005. Polyfluorinated compounds in the home: levels in air and dust and human exposure. Fluoros International Symposium on Fluorinated Alkyl Organics in the Environment, du 18 au 20 août 2005.
- Shoeib, M., Harner, T., Vlahos, P. 2006. Perfluorinated chemicals in the Arctic atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 40(24):7577-7583.
- Sigma-Aldrich Canada Ltd. 2004. Material Safety Data Sheet: Nonadecafluorodecanoic acid, code produit 177741. Oakville (Ont.)
- Simecik, M.F., Dorweiler, K.J. 2005. Ratio of perfluorochemical concentrations as a tracer of atmospheric deposition to surface waters. *Environ. Sci. Technol.* 39:8678-8683.
- Sinclair, E., Kannan, K. 2006. Mass loading and fate of perfluoroalkyl surfactants in wastewater treatment plants. *Environ. Sci. Technol.* 40(5):1408-1414.
- Sinclair, E., Kim, S.K., Akinleye, H.B., Kannan, K. 2007. Quantitation of gas-phase perfluoroalkyl surfactants and fluorotelomer alcohols released from nonstick cookware and microwave popcorn bags. *Environ. Sci. Technol.* 41(4):1180-1185.
- Smithwick, M., Mabury, S.A., Solomon, K.R., Sonne, C., Martin, J.W., Born, E.W., Dietz, R., Derocher, A.E., Letcher, R.J., Evans, T.J., et al. 2005a. Circumpolar study of perfluoroalkyl contaminants in polar bears (*Ursus maritimus*). *Environ. Sci. Technol.* 39:5517-5523.
- Smithwick, M., Muir, D.C.G., Mabury, S.A., Solomon, K.R., Martin, J.W., Sonne, C., Born, E.W., Letcher, R.J., Dietz, R. 2005b. Perfluoroalkyl contaminants in liver tissue from east Greenland polar bears (*Ursus maritimus*). *Environ. Toxicol. Chem.* 24:981-986.
- Smithwick, M., Norstrom, R.J., Mabury, S.A., Solomon, K., Evans, T.J., Stirling, I., Taylor, M.K., Muir, D.C.G. 2006. Temporal trends of perfluoroalkyl contaminants in polar bears (*Ursus maritimus*) from two locations in the North American Arctic, 1972-2002. *Environ. Sci. Technol.* 40(4):1139-1143.
- So, M.K., Taniyasu, S., Yamashita, N., Giesy, J.P., Zheng, J., Fang, Z., Im, S.H., Lam, P.K. 2004. Perfluorinated compounds in coastal waters of Hong Kong, South China, and Korea. *Environ. Sci. Technol.* 38(15):4056-4063.
- Sonne, C., Bossi, R., Dietz, R., Leifsson, P.S., Rigét, F.F., Born, E.W. 2007. Potential correlation between perfluorinated acids and liver morphology in east Greenland polar bears (*Ursus maritimus*). *Toxicol. Environ. Chem.* 90(2):275-283.
- Stern, G.A. 2009. Temporal trend studies of trace metals and halogenated organic contaminants (HOCs), including new and emerging persistent compounds, in Mackenzie River burbot, Fort Good Hope, NWT. In : Smith, S., Stow, J., Edwards, J. (éd.). Synopsis of research conducted under the 2008-2009 Northern Contaminants Program. Ottawa (Ont.) : Affaires indiennes et du Nord Canada. p. 164-171.

Stevenson, C.N., MacManus-Spencer, L.A., Luckenbach, T., Luthy, R.G., Epel, D. 2006. New perspectives on perfluorochemical ecotoxicology: inhibition and induction of an efflux transporter in the marine mussel, *Mytilus californianus*. *Environ. Sci. Technol.* 40:5580-5585.

Stevenson, R. 2006. DRAFT State of the science review of the bioaccumulation of non C8 perfluorocarboxylic acids (PFCAs). Environnement Canada.

Stock, N.L., Muir, D.C.G., Mabury, S.A. 2005. Temporal trends of polyfluorinated sulphonamides and telomer alcohols in Toronto: results of a long-term sampling campaign. Fluoros International Symposium on Fluorinated Alkyl Organics in the Environment, du 18 au 20 août 2005.

Stock, N.L., Furdui, V.I., Muir, D.C.G., Mabury, S.A. 2007. Perfluoroalkyl contaminants in the Canadian Arctic: evidence of atmospheric transport and local contamination. *Environ. Sci. Technol.* 41:3529-3536.

Stow, J.P., Sova, J., Reimer, K.J. 2005. The relative influence of distant and local (DEW-line) PCB sources in the Canadian Arctic. *Sci. Tot. Environ.* 342:107-118.

Strynar, M.J., Lindstrom, A.B. 2005. Perfluorinated compounds in archived house dust samples. Fluoros International Symposium on Fluorinated Alkyl Organics in the Environment, du 18 au 20 août 2005.

Taniyasu, S., Kannan, K., So, M.K., Gulkowska, A., Sinclair, E., Okazawa, T., Yamashita, N. 2005. Analysis of fluorotelomer alcohols, fluorotelomer acids, and short- and long-chain perfluorinated acids in water and biota. *J. Chromatog. A* 1093(1-2):89-97.

Tominaga, N., Kohra, S., Iguchi, T., Arizono, K. 2004. Effects of perfluoro organic compound toxicity on nematode *Caenorhabditis elegans* fecundity. *J. Health Sci.* 50:545-550.

Tomy, G., Pleskach, K., Rosenberg, B., Stern, G. 2009a. Temporal trends of halogenated chemicals of emerging concern in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from Hendrickson Island and Pangnirtung. In : Smith, S., Stow, J., Edwards, J. (éd.). Synopsis of research conducted under the 2008-2009 Northern Contaminants Program. Ottawa (Ont.) : Affaires indiennes et du Nord Canada. p. 99-107.

Tomy, G., Rosenberg, B., Pleskach, K., Fisk, A., Ferguson, S., Muir, D., Marvin, C. 2009b. Trophodynamics of some BFRs, PFCs current use pesticides and legacy persistent organic pollutants in a marine food web from Cumberland Sound. In : Smith, S., Stow, J., Edwards, J. (éd.). Synopsis of research conducted under the 2008-2009 Northern Contaminants Program. Ottawa (Ont.) : Affaires indiennes et du Nord Canada. p. 209-214.

Tomy, G.T., Pleskach, K., Ferguson, S.H., Hare, J., Stern, G., MacInnis, G., Marvin, C.H., Loseto, L. 2009c. Trophodynamics of some PFCs and BFRs in a western Canadian Arctic marine food web. *Environ. Sci. Technol.* 43:4076-4081.

Tseng, C.-L., Liu, L.-L., Chen, C.-M., Ding, W.-H. 2006. Analysis of perfluorooctanesulfonate and related fluorochemicals in water and biological tissue samples by liquid-chromatography-ion trap mass spectrometry. *J. Chromatog. A* 1105(1-2):119-126.

van de Vijver, K.I., Hoff, P.T., Das, K., Van Dongen, W., Esmans, E.L., Jauniaux, T., Bouquegneau, J.M., Blust, R., De Coen, W. 2003. Perfluorinated chemicals infiltrate ocean waters: link between exposure levels and stable isotope ratios in marine mammals. *Environ. Sci. Technol.* 37:5545-5550.

van de Vijver, K.I., Hoff, P.T., Das, K., Van Dongen, W., Esmans, E.L., Sieber, U., Bouquegneau, J.M., Blust, R., De Coen, W.M. 2004. Baseline study of perfluorochemicals in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from northern Europe. *Mar. Pollut. Bull.* 48:986-1008.

- van de Vijver, K.I., 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.* 39:6878-6884.
- van de Vijver, K.I., Holsbeek, L., Das, K., Blust, R., Joiris, C., De Coen, W. 2007. Occurrence of perfluorooctane sulfonate and other perfluorinated alkylated substances in harbour porpoises from the Black Sea. *Environ. Sci. Technol.* 41:315-320.
- van den Heuvel-Greve, M., Leonards, P., Brasseur, S., Kotterman, M., Zabel, A., Vethaak, D. 2009. Bioaccumulation of perfluorinated compounds in a harbour seal food web of the Westerschelde, the Netherlands: a field study. Présentation lors de la SETAC North America, 30th Annual Meeting, Nouvelle-Orléans (LA).
- van Leeuwen, S.P.J., Kärrman, A., Van Bavel, B., De Boer, J., Lindstrom, G. 2006. Struggle for quality in determination of perfluorinated contaminants in environmental and human samples. *Environ. Sci. Technol.* 40(24):7854-7860.
- Verreault, J., Houde, M., Gabrielsen, G.W., Berger, U., Haukäs, M., Letcher, R.J., Muir, D.C.G. 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.
- Verreault, J., Berger, U., Gabrielsen, G.W. 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.
- Wang, J., Ober, C.K. 1999. Solid state crystalline and liquid crystalline structure of semifluorinated 1-bromoalkane compounds. *Liq. Cryst.* 26:637.
- Wang, N., Szostek, B., Buck, R.C., Folsom, P.W., Sulecki, L.M., Capka, V., Berti, W.R., Gannon, J.T. 2005a. Fluorotelomer alcohol biodegradation – direct evidence that perfluorinated carbon chains break down. *Environ. Sci. Technol.* 39:7516-7528.
- Wang, N., Szostek, B., Folsom, P.W., Sulecki, L.M., Capka, V., Buck, R.C., Berti, W.R., Gannon, J.T. 2005b. Aerobic biotransformation of ¹⁴C-labeled 8-2 telomer B alcohol by activated sludge from a domestic sewage treatment plant. *Environ. Sci. Technol.* 39:531-538.
- Wang, Y., Yeung, L.W.Y., Taniyasu, S., Yamashita, N., Lam, J.C.W., Lam, P.K.S. 2008. Perfluorooctane sulfonate and other fluorochemicals in waterbird eggs from South China. *Environ. Sci. Technol.* 42:8146-8151.
- Wallington, T.J., Hurley, M.D., Xia, J., Wuebbles, D.J., Sillman, S., Ito, A., Penner, J.E., Ellis, D.A., Martin, J., Mabury, S.A., *et al.* 2006. Formation of C₇F₁₅COOH (PFOA) and other perfluorocarboxylic acids during the atmospheric oxidation of 8:2 fluorotelomer alcohol. *Environ. Sci. Technol.* 40:924-930.
- Wania, F. 2007. A global mass balance analysis of the source of perfluorocarboxylic acids in the Arctic Ocean. *Environ. Sci. Technol.* 41:4529-4535.
- Washburn, S.T., Bingman, T.S., Braithwaite, S.K., Buck, R.C., Buxton, L.W., Clewell, H.J., Haroun, L.A., Kester, J.E., Rickard, R.W., Shipp, A.M., 2005. Exposure assessment and risk characterization for perfluorooctanoate in selected consumer articles. *Environ. Sci. Technol.* 39(11):3904-3910.
- Washington, J.W., Yoo, H., Ellington, J.J., Jenkins, T.M., Libelo, L. 2010. Concentrations, distribution and persistence of perfluoroalkylates in sludge-applied soils near Decatur, Alabama, USA. *Environ. Sci. Technol.* 44(22):8390-8396.
- Waterland, R.L., Gannon, J., Kaiser, M.A., Botelho, M.A., Harding, T.W., Ellison, G.B., Vaida, V., Tuck, A.F., Murphy, D.M. 2005. Global transport of biogenic and anthropogenic surfactants on marine aerosols.

Fluoros International Symposium on Fluorinated Alkyl Organics in the Environment, du 18 au 20 août 2005. Présentation ENV016.

Webster, E., Ellis, D.A. 2010. Potential role of sea spray generation in the atmospheric transport of perfluorocarboxylic acids. *Environ. Toxicol. Chem.* 29(8):1703-1708.

Webster, E.M., Ellis, D.A. 2011. Equilibrium modelling: pathway to understanding observed perfluorocarboxylic and perfluorosulfonic acid behaviour. *Environ. Toxicol. Chem.* (publié en ligne 27 juillet 2011).

Yamashita, N., Kannan, K., Taniyasu, S., Horii, Y., Okazawa, T., Petrick, G., Gamo, T. 2004. Analysis of perfluorinated acids at parts-per-quadrillion levels in seawater using liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Environ. Sci. Technol.* 38(21):5522-5528.

Yamashita, N., Kannan, K., Taniyasu, S., Horii, Y., Patrick, G., Gamo, T. 2005. A global survey of perfluorinated acids in oceans. *Mar. Pollut. Bull.* 51:658-668.

Yeung, L.W.Y., Loi, E.I.H., Wong, V.Y.Y., Guruge, K.S., Yamanaka, N., Tanimura, N., Hasegawa, J., Yamashita, N., Miyazaki, S., Lam, P.K.S. 2009a. Biochemical responses and accumulation properties of long-chain perfluorinated compounds (PFOS/PFDA/PFOA) in juvenile chickens (*Gallus gallus*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 57:377-386.

Yeung, L.W.Y., Miyake, Y., Peng, L., Taniyasu, S., Kannan, K., Guruge, K.S., Lam, P.K.S., Yamashita, N. 2009b. Comparison of total fluorine, extractable organic fluorine and perfluorinated compounds in the blood of wild and perfluorooctanoate (PFOA)-exposed rats: evidence for the presence of other organofluorine compounds. *Anal. Chim. Acta* 635:108-114.

Yeung, L.W.Y., Miyake, Y., Wang, Y., Taniyasu, S., Yamashita, N., Lam, P.K.S. 2009c. 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.* 157:17-23.

Yoo, H., Kannan, K., Kim, S.K., Lee, K.T., Newsted, J.L., Giesy, J.P. 2008. Perfluoroalkyl acids in the egg yolk of birds from Lake Shihwa, Korea. *Environ. Sci. Technol.* 42:5821-5827.

Yoo, H., Washington, J.W., Ellington, J.J., Jenkins, T.M., Neill, M.P. 2010. Concentrations, distribution and persistence of fluorotelomer alcohols in sludge-applied soils near Decatur, Alabama. *Environ. Sci. Technol.* 44(22):8397-8402.

Young, C.J., Furdui, V.I., Franklin, J., Koerner, R.M., Muir, D.C.G., Mabury, S.A. 2007. Perfluorinated acids in Arctic snow: new evidence for atmospheric formation. *Environ. Sci. Technol.* 41:3455-3461.

Annexe 1 : Liste des APFC à longue chaîne (C₉ à C₂₀), de leurs sels et de leurs précurseurs (cette liste n'est pas exhaustive)

Numéro CAS	Nom chimique	Type d'APF
65530-63-4	2,2'-iminodiéthanol, composé (2:1) avec le α -fluoro- ω -[2-(phosphonooxy)éthyl]poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Fluorophosphate
375-95-1	Acide heptadécafluorononan-1-oïque	APFC à longue chaîne (Absent de la LIS)
335-76-2	Acide nonadécafluorodécanoïque	APFC à longue chaîne (Absent de la LIS)
2058-94-8	Acide hénéicosafleuroundécanoïque	APFC à longue chaîne (Absent de la LIS)
307-55-1	Acide tricosafleurododécanoïque	APFC à longue chaîne (Absent de la LIS)
72629-94-8	Acide pentacosafleurotridécanoïque	APFC à longue chaîne (Absent de la LIS)
376-06-7	Acide heptacosafleurotétradécanoïque	APFC à longue chaîne (Absent de la LIS)
141074-63-7	Acide nonacosafleuropentadécanoïque	APFC à longue chaîne (Absent de la LIS)

67905-19-5	Acide perfluoropalmitique	APFC à longue chaîne
57475-95-3	Acide perfluoroheptadécanoïque	APFC à longue chaîne (Absent de la LIS)
16517-11-6	Acide perfluorostéarique	APFC à longue chaîne (Absent de la LIS)
133921-38-7	Acide perfluorononadécanoïque	APFC à longue chaîne (Absent de la LIS)
68310-12-3	Acide nonatriacontafluoroéicosanoïque	APFC à longue chaîne (Absent de la LIS)
65530-64-5	2,2'-iminodiéthanol, composé (1:1) avec l' α,α' -[phosphinobis(oxyéthylène)]bis[ω -fluoropoly(difluorométhylène)]	Précurseur d'APFC > 8 Fluorophosphate
65530-69-0	α -[2-[(2-carboxyéthyl)thio]éthyl]- ω -fluoropoly(difluorométhylène), sel de lithium	Précurseur d'APFC > 8 Fluorothioéther
65530-70-3	α,α' -[phosphinobis(oxyéthylène)]bis[ω -fluoropoly(difluorométhylène)], sel d'ammonium	Précurseur d'APFC > 8 Fluorophosphate
65530-71-4	α -fluoro- ω -[2-(phosphonooxy)éthyl]poly(difluorométhylène), sel de monoammonium	Précurseur d'APFC > 8 Fluorophosphate
65530-72-5	α -fluoro- ω -[2-(phosphonooxy)éthyl]poly(difluorométhylène), sel de diammonium	Précurseur d'APFC > 8 Fluorophosphate

65530-74-7	2,2'-iminodiéthanol, composé (1:1) avec l' α -fluoro- ω - [2-(phosphonooxy)éthyl]poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Fluorophosphate
65530-83-8	α -[2-[(2-carboxyéthyl)thio]éthyl]- ω -fluoropoly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Fluorothioéther
65545-80-4	Éther d' α -hydro- ω -hydroxypoly(oxyéthylène) (1:1) avec l' α -fluoro- ω - (2-hydroxyéthyl)poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Dérivé d'alcool fluoré
68187-25-7	Acides N-[3-(diméthylamino)propyl]-2(ou 3)-[(γ - ω -perfluoro- C ₆₋₂₀ -alkyl)thio]succinamiques	Précurseur d'APFC > 8 Fluorothioéther
68187-47-3	Acide 2-méthylpropane-1-sulfonique, dérivés 2-[(γ - ω -perfluoroalkyl en C ₄₋₁₆)thio]propionamidés}, sel de sodium	Précurseur d'APFC > 8 Fluorothioéther
68391-08-2	γ - ω -perfluoroalcools en C ₈₋₁₄	Précurseur d'APFC > 8 Alcool fluorotélomérique
68412-68-0	Dérivés perfluoroalkyles en C ₆₋₁₂ de l'acide phosphonique	Précurseur d'APFC > 8 Fluorophosphate
68412-69-1	Dérivés bis(perfluoroalkyle en C ₆₋₁₂) de l'acide phosphinique	Précurseur d'APFC > 8 Fluorophosphate
68891-05-4	Citrate d' α -fluoro- ω -(2-hydroxyéthyl)poly(tétrafluoroéthylène), produits de réaction avec le diisocyanate d'hexane-1,6-diyle	Précurseur d'APFC > 8
86508-42-1	Composés perfluorés en C ₅₋₁₈	Précurseur d'APFC > 8

865-86-1	3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-hénéicosafuorododécanol	Précurseur d'APFC > 8 Alcool fluorotélomérique
2144-54-9	Méthacrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-hénéicosafuorododécyle	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroacrylate
4980-53-4	Méthacrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,16-nonacosafuorohexadécyle	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroacrylate
6014-75-1	Méthacrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,14-pentacosafuorotétradécyle	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroacrylate
17741-60-5	Acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-hénéicosafuorododécyle	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroacrylate
39239-77-5	3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,14-pentacosafuorotétradécanol	Précurseur d'APFC > 8 Alcool fluorotélomérique
59778-97-1	Méthacrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,17,17,18,18,18-tritriacontafluorooctadécyle	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroacrylate
60699-51-6	3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,16-nonacosafuorohexadécanol	Précurseur d'APFC > 8 Alcool fluorotélomérique
65104-65-6	3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,17,17,18,18,19,19,20,20-heptatriacontafluoroéicosanol	Précurseur d'APFC > 8 Alcool fluorotélomérique

65104-66-7	Méthacrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,17,17,18,18,19,19,20,20,20-heptatriacontafluoroéicosyle	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroacrylate
65104-67-8	3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,17,17,18,18,18-tritriacontafluorooctadécanol	Précurseur d'APFC > 8 Alcool fluorotélomérique
115592-83-1	Acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-hénéicosafuorododécyle polymérisé avec l'acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-héptadécafluorodécyle, l'acrylate d'hexadécyle, le N-(hydroxyméthyl)acrylamide et l'acrylate d'octadécyle, l'acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,14-pentacosafuorotétradécyle et l'acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridécafluorooctyle	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate
85631-54-5	Acide propène-2-oïque, esters de γ - ω -perfluoro-alkyles en C ₈₋₁₄	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroacrylate
144031-01-6	Acrylate de dodécyle, polymérisé avec le (1-oxopropén-2-yl)carbamate de butyle et l'acrylate de γ - ω -perfluoro-C ₈₋₁₄ -alkyle	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate
65530-59-8	α -fluoro- ω -(2-hydroxyéthyl)poly(difluorométhylène), 2-hydroxypropane-1,2,3-tricarboxylate (3:1)	Précurseur d'APFC > 8 Fluorocarboxylate
65530-66-7	α -fluoro- ω -[2-(méthacryloyloxy)éthyl]poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroacrylate

65605-56-3	α -fluoro- ω -(2-hydroxyéthyl)poly(difluorométhylène), 2-hydroxypropane-1,2,3-tricarboxylate diacide	Précurseur d'APFC > 8 Fluorocarboxylate
65605-57-4	α -fluoro- ω -(2-hydroxyéthyl)poly(difluorométhylène), 2-hydroxypropane-1,2,3-tricarboxylate acide	Précurseur d'APFC > 8 Fluorocarboxylate
65605-58-5	Méthacrylate de dodécyle polymérisé avec l' α -fluoro- ω -[2-(méthacryloyloxy)éthyl]poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate
65605-70-1	α -fluoro- ω -{2-[(1-oxopropén-2-yl)oxy]éthyl}poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroacrylate
65636-35-3	Sulfate de <i>N,N</i> -diéthyl-2-(méthacryloyloxy)- <i>N</i> -méthyléthanaminium et de méthyle, polymérisé avec le méthacrylate de 2-éthylhexyle, l' α -fluoro- ω -[2-(méthacryloyloxy)éthyl]poly(difluorométhylène), le méthacrylate de 2-hydroxyéthyle et le <i>N</i> -(hydroxyméthyl)acrylamide	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate
68239-43-0	Méthacrylate de 2-éthylhexyle polymérisé avec l' α -fluoro- ω -[2-(méthacryloyloxy)éthyl]poly(difluorométhylène), le méthacrylate de 2-hydroxyéthyle et le <i>N</i> -(hydroxyméthyl)acrylamide	Précurseur d'APFC > 8
71002-41-0	Hydroxyde d' α -{2-acétoxy-2-[(carboxyméthyl)diméthylammonio]éthyl}- ω -fluoropoly (difluoroéthylène), sel interne	Précurseur d'APFC > 8 Dérivé d'alcool fluoré

110053-43-5	1,3,5-tris(6-isocyanatohexyl)biuret, produits de réaction avec le 3-chloropropane-1,2-diol et l' α -fluoro- ω -(2-hydroxyéthyl)poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Fluorouréthane
123171-68-6	α -{2-acétoxy-3-[(carboxyméthyl)diméthylammonio]propyl}- ω -fluoropoly(difluorométhylène), hydroxyde, sel interne	Précurseur d'APFC > 8 Dérivé d'alcool fluoré
125328-29-2	Méthacrylates d'alkyles en C ₁₀₋₁₆ , polymérisés avec le méthacrylate de 2-hydroxyméthyle, le méthacrylate de méthyle et un acrylate de perfluoro-C ₈₋₁₄ -alkyle	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate
129783-45-5	Acide méthacrylique, esters d'alkyles en C ₁₀₋₁₆ , polymérisés avec le méthacrylate de 2-hydroxyéthyle, le méthacrylate de méthyle et l'acrylate de γ - ω -perfluoroalkyles en C ₈₋₁₄	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate
148878-17-5	Méthacrylates d'alkyles en C ₂₋₁₈ polymérisés avec l' α -fluoro- ω -[2-(acryloyloxy)éthyl]poly(difluorométhylène) et le chlorure de vinylidène	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroester (Absent de la LIS)
70983-60-7	2-hydroxy- <i>N,N,N</i> -triméthylpropan-1-aminium, dérivés 3-{ $[\gamma$ - ω -perfluoro(C ₆₋₂₀ -alkyle)]thio}, chlorures	Précurseur d'APFC > 8 (Absent de la LIS)
148240-84-0	Dérivés 2,2-bis[$[(\gamma$ - ω -perfluoro-C ₄₋₁₀ -alkyl)thio]méthyle] de 1,3-propanediol, phosphates	Précurseur d'APFC > 8 (Absent de la LIS)
203743-03-7	Méthacrylate d'hexadécyle polymérisé avec le méthacrylate de 2-hydroxyéthyle, l'acrylate de γ - ω -perfluoroalkyle en C ₁₀₋₁₆ et le méthacrylate de stéaryle	Précurseur d'APFC > 8 (Absent de la LIS)

277752-44-0	Acide 6-[(di-2-propénylamino)carbonyl](1R, 6R)-3-cyclohexène-1-carboxylique, produits de réaction avec le télomère pentafluoriodoéthane-tétrafluoroéthylène, sels d'ammonium	Précurseur d'APFC > 8 (Absent de la LIS)
333784-46-6	Polymère greffé de copolymère méthacrylate d'alkyle-anhydride maléique-méthacrylate de 2- [[[(mercaptoéthyl)oxy)carbonyl]amino)éthyl e et de copolymère méthacrylate d'octadécyle-acrylate de 2-(perfluoro(alkyl(C=6,8,10,12,14)))éthyle	Précurseur d'APFC > 8 (Absent de la LIS)
333784-44-4	Poly[méthacrylate de 3-chloro-2-hydroxypropyle, méthacrylate de 2,3-dihydroxypropyle, méthacrylate de hydroxypoly(2-23)(oxypropylène), méthacrylate de méthoxypoly(2-23)(oxyéthylène), acrylate de 2-(perhalo(alkyl(C=6,8,10,12,14)))]	Précurseur d'APFC > 8 (Absent de la LIS)
70983-59-4	α -méthyl- ω -hydroxypoly(oxyéthylène), éthers 2-hydroxy-3-[(γ - ω -perfluoro-C ₆₋₂₀ -alkyl)thio]propyliques	Précurseur d'APFC > 8 (Absent de la LIS)
A11863-1	Acrylate de poly(acrylate d'alkyle-co-2-[perfluoro(alkyl(C=6,8,10,12,14))]éthyle-co-hydroxyméthylcarbamoylethylène-co-(méthacrylate de 3-chloro-2-hydroxypropyle)-co-(méthacrylate de 2,3 époxypopyle)-co-(méthacrylate de 2-éthylhexyle)	Précurseur d'APFC > 8

A13216-4	Méthacrylate d'hexadécyle, polymérisé avec l' α -fluoro-[2-[(1-oxo-2-propényl)oxy]éthyl]poly(difluorométhylène), le 2-propénoate d'octadécyle, le 1,1-dichloroéthane, le 2-méthyl-2-propénoate de 2-hydroxyéthyle, le <i>N</i> -(hydroxyméthyl)-2-propénamide et l' α -(2-méthyl-1-oxo-2-propényl)-hydroxypoly(oxy-1,2-éthanediyle)	Précurseur d'APFC > 8
A13498-7	Produit de la réaction de polymérisation de l' α -fluoro- ω -[2-{(2-méthyl-1-oxo-2-propényl)-oxy}éthyl]poly(difluorométhylène), du méthacrylate de (diéthylamino)éthyle, de l'acide éthanoïque et du 2,2'-azobis(2,4-diméthylvaléronitrile)	Précurseur d'APFC > 8
A13887-0	1,6-diisocyanatohexane, produit de la réaction de polymérisation avec l' α fluoro- ω -(2-hydroxyéthyl)poly(difluorométhylène), l' α -méthyl- ω -hydroxypoly(oxy-1,2-éthanediol) et l'eau	Précurseur d'APFC > 8
A14064-6	Copolymère acrylate d'alkyle-acrylate de perfluoroalkyléthyle-dérivé d'acide alkylacrylique substitué-dérivé d'acide méthacrylique alkylé-halogénure de vinyle	Précurseur d'APFC > 8
A15736-4	Acrylates de γ - ω -perfluoro-alkyles en C ₈₋₁₄ , polymérisés avec du méthacrylate de perfluoro(C _{6-C12})alkyléthyle, du stéarylacrylate, de la <i>N</i> -méthylolméthacrylamine, du glycidylméthacrylate et du chlorure de vinylidène	Précurseur d'APFC > 8

N° CAS non déterminé	Trichloro(perfluoroalkyléthyl)silane	Précurseur d'APFC > 8
s.o.2	2-oxépanone, polymérisé avec du 2,4-diisocyanato-1-méthylbenzène, du méthyloxirane et de l'oxirane, séquencé, du 1-décanol et de la 1H-imidazole-1-propanamine et des γ - ω -perfluoroalcools en C ₈₋₁₄ séquencés	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate
34395-24-9	Acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,14-pentacosafuorotétradécyle	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate (Absent de la LIS)
174125-96-3	Méthacrylate de 2-(diméthylamino)éthyle, polymérisé avec l'acrylate de δ - ω -perfluoroalkyle en C ₁₀₋₁₆ et l'acétate de vinyle	Précurseur d'APFC > 8 (Absent de la LIS)
182700-77-2	Siloxanes et silicones, diméthyl-, terminés avec un groupement hydroxy, polymérisés avec l'acide tétradécanedioïque, terminés avec le 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13-tricosafuorotridécan-1-ol	Précurseur d'APFC > 8 (Absent de la LIS)
118102-37-7	γ - ω -perfluoroalcools en C ₈₋₁₄ , produits de réaction avec l'épichlorhydrine, l'éther polyéthylène glycol monométhylique et le diamide N,N',2-tris(6-isocyanatohexyl)imidodicarbonique	Précurseur d'APFC > 8 (Absent de la LIS)
118102-38-8	γ - ω -perfluoroalcools en C ₈₋₁₄ , produits de réaction avec l'épichlorhydrine, le tétrahydrofurane homopolymérisé et le diamide N,N',2-tris(6-	Précurseur d'APFC > 8 (Absent de la LIS)

	isocyanatohexyl)imidodicarbonique diamide	
119973-85-2	2-méthacrylate de 3-chloro-2-hydroxypropyle polymérisé avec l'acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-hénéicosafuorododécyle, l'acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadécafluorodécyle, le N-(hydroxyméthyl)acrylamide, l'acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,16-nonacosafuorohexadécyle, l'acrylate d'octadécyle et l'acrylate de 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,14-pentacosafuorotétradécyle	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate (Absent de la LIS)
178233-67-5	Acrylate d'hexahydroperfluoroalkyle en C ₆₋₁₂ polymérisé avec l'acrylate de lauryle et l'acroylbutyluréthane	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate (Absent de la LIS)
178535-23-4	Esters d'acides gras d'huile de lin et de γ - ω -perfluoroalkyles en C ₈₋₁₄	Précurseur d'APFC > 8 Autres polymères (Absent de la LIS)
s.o.	Esters d'acides gras d'huile de canola et de γ - ω -perfluoroalkyles en C ₈₋₁₄	Précurseur d'APFC > 8 Autres polymères
s.o.	Esters d'acides gras d'huile de soja et de γ - ω -perfluoroalkyles en C ₈₋₁₄	Précurseur d'APFC > 8 Autres polymères

s.o.	Poly{styrène-co-{bis{3-[perfluoroalkyl(C=6,8,10,12,14,16)]-2-hydroxypropyl} maléate}-co-(méthacrylate d'éthyle)-co-(méthacrylate d'éthyle)}	Précurseur d'APFC > 8 Autres polymères
s.o.	Poly(acrylate d'octadécyle)-co-acrylate de 2-[perfluoro[alkyl(C=6,8,10,12,14)]]éthyle-co-hydroxyméthylcarbamoylethylène-co-(méthacrylate de 3-chloro-2-hydroxypropyle)-co-chlorure de vinyle	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate
s.o.	(Diméthyl)(hydrogénométhyl)polysiloxanes, produit de réaction avec des alcools en C ₈₋₁₄ et l'éther monoéthylique d' α - ω -perfluoropolyéthylèneglycol	Précurseur d'APFC > 8 Alcool fluorotélomérique
s.o.	(Diméthyl)(hydrogénométhyl)polysiloxanes, produit de réaction avec des alcools en C ₈₋₁₄ , l'éther monoéthylique d' α - ω -perfluoropolyéthylèneglycol et le 1-octène	Précurseur d'APFC > 8 Alcool fluorotélomérique
375-95-1	Acide heptadécafluorononan-1-oïque	APFC > 8 Acide perfluorocarboxylique (Absent de la LIS)
4149-60-4	Acide heptadécafluorononanoïque, sel d'ammonium	APFC > 8 Acide perfluorocarboxylique (Absent de la LIS)
s.o.2	Acrylate de butyle, polymérisé avec l'acide 2-propénoïque, l'acrylate de 2-hydroxyéthyle, des esters de perfluoroalkyles en C ₈₋₁₄ et le 2-(diméthylamino)éthanol	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroester

s.o.2	1,6-diisocyanatohexane, produit de la réaction de polymérisation avec l' α -fluoro- ω -(2-hydroxyéthyl)poly(difluorométhylène), l' α -méthyl- ω -hydroxypoly(oxy-1,2-éthanediol) et l'eau	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate
65530-65-6	α -fluoro- ω -[2-stéaroyloxy)éthyl]poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroester (Absent de la LIS)
65605-59-6	Méthacrylate de dodécyle polymérisé avec l' α -fluoro- ω -[2-(méthacryloyloxy)éthyl]poly(difluorométhylène) et le N-(hydroxyméthyl)acrylamide	Précurseur d'APFC > 8 Fluoroester (Absent de la LIS)
LIS 132164	Acrylate d'hexadécyle, polymérisé avec l' α -fluoro- ω -[2-((1-oxo-2-propényl)oxy)éthyl]poly(difluorométhylène), l'acrylate d'octadécyle, le 1,1-dichloroéthane, le méthacrylate d'hydroxyéthyle et le 2-propénamide	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate
126927-97-7	1,6-diisocyanatohexane homopolymérisé, produits de réaction avec l' α -fluoro- ω -(2-hydroxyéthyl)poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Autres polymères (Absent de la LIS)
LIS 132175	Oxime de 2-butanone, produit de la réaction de polymérisation avec le 1,6-diisocyanatohexane, l' α -fluoro- ω -(2-hydroxyéthyl)poly(difluorométhylène), l' α -méthyl- ω -hydroxypoly(oxy-1,2-éthanediyle) et l'eau	Précurseur d'APFC > 8 Autres polymères

s.o.	1,1-dichloroéthène, polymérisé avec le 2-propénoate de 2-éthylhexyle et l' α fluoro- ω -[2[(2-méthyl-1-oxo-2-propényl)oxy]éthyl]poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate
s.o.	Diamide <i>N,N'</i> 2-tris(6-isocyanatohexyl)imidodicarbonique, α -fluoro- ω -(2-hydroxyéthyl)poly(difluorométhylène), oxiranemithanol et adduit de 1-octadécanol	Précurseur d'APFC > 8
s.o.	Produit de la réaction de polymérisation de l' α -fluoro- ω -[2-[méthyl-1-oxo-2-propényl)oxy]éthyl]poly(difluorométhylène), du méthacrylate de (diéthylamino)éthyle, de l'acide éthanoïque et du 2,2'-azobis[2,2'-azobis(2,4-diméthylvaléronitrile)]	Précurseur d'APFC > 8 Polymère de fluoroacrylate
s.o.	1,6-diisocyanatohexane, produit de la réaction de polymérisation avec l' α fluoro- ω -(2-hydroxyéthyl)poly(difluorométhylène), l' α -méthyl- ω -hydroxypoly(oxy-1,2-éthanediol) et l'eau	Précurseur d'APFC > 8
s.o.	acide 2-propénoïque, acide butyrique, ester 2-hydroxyéthylrique, esters de perfluoroalkyles en C ₈₋₁₄ et 2-(diméthylamino)éthanol	Précurseur d'APFC > 8
s.o.	α -fluoro- ω -[2-(2-méthyl-1-oxo-2-propényl)oxy]éthyl]poly(difluorométhylène), polymérisé avec le méthacrylate de 2-éthylhexyle et le chlorure de vinylidène	Précurseur d'APFC > 8

678-39-7	3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadécafluorodécan-1-ol	Précurseur d'APFC à longue chaîne
65530-61-2	α -fluoro- ω -[2-(phosphonooxy)éthyl]poly(difluorométhylène)	Précurseur d'APFC à longue chaîne
70969-47-0	γ - ω -perfluorothiols en C ₈₋₂₀ télomérisés avec l'acrylamide	Précurseur d'APFC à longue chaîne

Abréviations : LIS : Liste intérieure des substances; s.o. : sans objet; n° CAS : numéro de registre du Chemical Abstracts Service

Annexe II : Identification des précurseurs d'APFC à longue chaîne

