



Environment and
Climate Change Canada

Environnement et
Changement climatique Canada

Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)

Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement

Perfluorooctanesulfonates (PFOS)

Environnement et Changement climatique Canada

Date de publication: juin 2018

Introduction

Les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) sont des points de référence pour la qualité de l'environnement. Elles sont basées uniquement sur des effets ou des risques toxicologiques de substances ou de groupes de substances spécifiques. Elles ont trois fonctions. En premier lieu, les RFQE peuvent servir d'outil de prévention de la pollution en fournissant des objectifs acceptables pour la qualité de l'environnement. En deuxième lieu, elles peuvent aider à évaluer l'importance des concentrations des substances chimiques présentes actuellement dans l'environnement (p. ex. surveillance des eaux, des sédiments et des tissus biologiques). Enfin, elles peuvent servir de mesures de la performance des activités de gestion du risque. Le recours aux RFQE est volontaire, à moins que celles-ci ne soient exigées en vertu d'un permis ou d'autres outils de réglementation. Par conséquent, ces RFQE s'appliquent à l'environnement ambiant et ne constituent pas des limites pour les effluents ni des valeurs « à ne jamais dépasser », mais peuvent être utilisées pour les calculer. L'élaboration des RFQE relève de la responsabilité du ministre fédéral de l'Environnement en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) [LCPE]. L'objectif est d'élaborer des RFQE pour appuyer l'évaluation/gestion des risques des produits chimiques d'intérêt prioritaire recensés dans le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) ou lors d'autres initiatives fédérales. Dans la présente fiche d'information sur les perfluoroctanesulfonates (PFOS), nous donnons la Recommandation fédérale pour la qualité de l'eau (RFQE_{eau}) (tableau 1 et figure 1), la Recommandation fédérale pour les tissus des poissons (RFTP) pour la protection de la vie aquatique, la Recommandation fédérale pour le régime alimentaire de la faune (RFRAF) pour la protection des mammifères et des oiseaux consommant du biote aquatique et la Recommandation fédérale pour les tissus correspondant aux concentrations de contaminants tolérées dans les œufs d'oiseaux (RFQT-OO).

Ces RFQE pour l'eau, les tissus des poissons, le régime alimentaire de la faune et les œufs d'oiseaux sont similaires aux recommandations du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), étant donné que ce sont des points de référence pour la qualité du milieu ambiant et qu'elles sont basées uniquement sur les données sur les effets toxicologiques. Lorsque les données le permettent, les RFQE sont calculées en suivant les méthodes du CCME. Les RFQE diffèrent des Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (RCQE), car elles sont établies lorsque le gouvernement fédéral a besoin d'une recommandation (p. ex., pour soutenir les activités fédérales en matière d'évaluation, de gestion ou de surveillance des risques) et que la ou les recommandations du CCME pour une substance donnée n'ont pas encore été établies ni ne le seront raisonnablement pas dans un proche avenir. Les RCQE sont préférées, car elles traitent d'une substance d'intérêt national. Des RCQE pour le sol et les eaux souterraines sont actuellement en cours d'élaboration par le CCME.

Identité de la substance

Les perfluoroctanesulfonates (PFOS) appartiennent à un groupe plus vaste de composés fluorés appelés perfluoroalcanes (Kissa, 1994). Cette classification indique que la principale chaîne carbonée de ces composés est entièrement fluorée, comportant donc des liaisons carbone-fluor (C-F) très stables. Bien que les PFOS puissent exister sous forme anionique ($C_8F_{17}SO_3^-$), ils peuvent exister sous forme acide (n° CAS 1763-23-1) ou de sels, de potassium (n° CAS 2795-39-3), d'ammonium (n° CAS 29081-56-9), de 2-(2-hydroxyéthylamino)éthanol (n° CAS 70225-14-8), de lithium (n° CAS 29457-72-5). Les PFOS ne sont pas présents naturellement dans l'environnement, mais sont produits depuis les années 1950 (Lehmler, 2005). En se basant sur le rapport d'évaluation préalable (REP), Environnement Canada (2006) a conclu que le PFOS, ses sels et ses précurseurs (composés contenant les groupes suivants : $C_8F_17SO_2$, $C_8F_17SO_3$ or $C_8F_17SO_2N$) pénétraient dans l'environnement en une quantité qui a ou peut avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. Le PFOS et ses sels et précurseurs répondent à la définition de substances toxiques et le PFOS et ses sels (mais pas ses précurseurs) sont également des substances persistantes en vertu du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (DORS/2000-107) de la LCPE. Ils ont été inscrits à l'Annexe B de la *Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants* (usages restreints) en 2009. En raison de sa répartition préférentielle dans les lipides, le sang et les reins chez les mammifères terrestres et marins, le PFOS est également considéré comme bioaccumulatif. De plus, le PFOS et ses sels ont été inscrits sur la *Liste de quasi-élimination* établie en vertu du paragraphe 65(2) de la LCPE lors de la promulgation de la *Loi sur la quasi-élimination du sulfonate de perfluoroctane*, DORS/2009-15 (gouvernement du Canada 2009).

Tableau 1. Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement pour les perfluorooctanesulfonates (PFOS) pour les eaux de surface, les tissus des poissons, le régime alimentaire de la faune, les œufs d'oiseaux et les sédiments

Eau ($\mu\text{g/L}$)	Tissus des poissons (mg/kg ph)	Régime alimentaire de la faune ($\mu\text{g/kg de nourriture}$ ph)*		Œufs d'oiseaux ($\mu\text{g/g ph}$)
		Mammifères	Oiseaux	
6,8	9,4	4,6	8,2	1,9

* Les recommandations pour le régime alimentaire de la faune visent à protéger les espèces mammifères ou aviaires qui consomment du biote aquatique. Il s'agit de la concentration de PFOS dans la nourriture provenant du biote aquatique, exprimée sur une base de corps entier en poids humide (ph), et qui pourrait être consommé par les mammifères terrestres ou semi-aquatiques et la faune aviaire.

Utilisations

Entre 1997 et 2000, le Canada a importé environ 600 tonnes de composés perfluoroalkylés. Les PFOS et leurs précurseurs (les précurseurs contribuent à la charge globale dans l'environnement) représentaient 43 % de ces composés, tandis que les PFOS seuls en représentaient moins de 2 % (EC 2001). Les PFOS et les composés connexes sont utilisés comme substances résistant à l'eau, aux huiles, aux sols et aux graisses. Leur utilisation peut être classée en trois catégories principales : traitement de surface des appareils et du mobilier, protection du papier, substances chimiques performantes. Par le passé, les traitements de surface au PFOS ont été utilisés pour la fabrication industrielle, notamment dans les usines textiles, les tanneries de cuir, les usines de fabrication de fibres et de tapis (OCDE 2002). Les industries de production alimentaire et non alimentaire utilisaient les PFOS et les substances chimiques connexes pour la fabrication du papier, notamment des contenants alimentaires, des emballages alimentaires, du carton pliable et du papier-cache (OCDE 2002, Dallaire et coll. 2009, Château-Degat et coll. 2010, Clarke et coll. 2010). Plus précisément, le PFOS de potassium, utilisé pour la fabrication de mousses à formation de pellicules aqueuses (MFPA), était le composé perfluoroalkylé le plus important importé au Canada (EC 2013a). En tant que substances chimiques performantes, des substances dérivées de PFOS étaient utilisées de diverses manières, notamment dans des surfactants pour l'exploitation minière et les puits de pétrole, des films photographiques, des additifs pour carburant hydrauliques, des substances chimiques pour l'électronique, des nettoyants pour appareils dentaires et des shampoings. Les sels d'acide PFOS étaient également utilisés spécifiquement comme suppresseurs de brouillards acides dans des bains de placage de métaux et de gravure électronique, produits de polissage pour plancher, nettoyants alcalins, insecticides sous forme de points d'appât et mousses ignifuges (3M Company 2000). En 2002, le principal producteur des États-Unis avait terminé l'élimination complète de la production de PFOS et de produits contenant des PFOS. Cependant, la Chine a commencé la production à grande échelle de PFOS en 2003 (Butt et coll. 2010). En 2006, la Chine a produit plus de 200 tonnes du précurseur fluorure de perfluorooctanesulfonyle (FPFOS) (ministère de l'Environnement de la Chine 2008).

Depuis 2016, la production, utilisation, vente, mise en vente et importation de PFOS, ses sels et précurseurs, ainsi que les produits qui en contiennent, sont visées par le Règlement sur certaines substances toxiques interdites (2012)¹ (gouvernement du Canada 2016a), pris en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999). Auparavant ces substances étaient réglementées par le *Règlement sur le sulfonate de perfluorooctane et ses sels et certains autres composés*.

¹ Disponible à : <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/fra/reglements/DetailReg.cfm?intReq=207>

Concentrations mesurées

Des concentrations de PFOS ont été mesurées dans divers milieux de l'environnement, y compris l'eau, les poissons, la faune, les sédiments, l'air et le sol. Les premières études ont permis de détecter dans l'environnement des concentrations comprises entre quelques pg/m^3 dans l'air (Kim et Kannan 2007) et plusieurs $\mu\text{g}/\text{kg}$ dans la faune (Giesy et Kannan 2001, 2002, Kannan et coll. 2001a, b, 2002a, b, 2005, Tao et coll. 2006). Le PFOS est le composé perfluoré (CPF) le plus courant dans les tissus des espèces sauvages, s'accumulant principalement dans le sang et le foie (Giesy et Kannan 2001). Kannan et coll. (2006) ont rapporté que les concentrations de CPF chez les ours blancs étaient les plus importantes observées chez toute espèce à ce jour. Des concentrations maximales de PFOS dans le foie d'espèces du biote de l'Arctique canadien ont été rapportées pour la loutre (20 $\mu\text{g}/\text{kg}$), le phoque (37 $\mu\text{g}/\text{kg}$), l'omble de fontaine (50 $\mu\text{g}/\text{kg}$), le renard (1 400 $\mu\text{g}/\text{kg}$) (Martin et coll. 2004) et l'ours blanc (3 770 $\mu\text{g}/\text{kg}$) (Smithwick et coll. 2005).

Plus récemment, dans le cadre du programme de surveillance du PGPC, il a été rapporté des concentrations de PFOS à divers milieux de l'environnement à travers le Canada, au cours de la période 2006-2011 (Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) 2016, gouvernement du Canada 2016b, EC 2013b). Entre 2007 et 2010, Environnement Canada a prélevé des échantillons d'eau ($n = 569$) dans 11 régions de drainage à travers le Canada (côte du Pacifique, vallée du Bas-Fraser, Okanagan-Similkameen, Yukon, Assiniboine-Rouge, Grands Lacs, Ottawa, fleuve Saint-Laurent, St. John-St. Croix, côte des Maritimes et Terre-Neuve-et-Labrador). Tous les échantillons d'eaux de surface présentaient des concentrations de PFOS au moins 200 fois inférieures à la RFQE pour l'eau (6,8 $\mu\text{g}/\text{L}$). La concentration maximale relevée dans les eaux de surface était de 10 ng/L (0,01 $\mu\text{g}/\text{L}$).

Pendant la période de surveillance dans le cadre du PGPC de 2011-2014, les concentrations de PFOS étaient inférieures à la RFQE pour la santé des poissons dans les 11 régions de drainage échantillonnées (gouvernement du Canada 2016b). Il est toutefois important de souligner que dans certains cas les concentrations de PFOS dans le poisson dépassaient la RFQE pour la protection des mammifères et des oiseaux qui consomment du poisson, suggérant que ce composé pourrait représenter un risque potentiel pour les animaux prédateurs dans 7 des 11 régions de drainage (Columbia, Yukon, Assiniboine-Rouge, Winnipeg, Grands Lacs, fleuve Saint-Laurent et côte des Maritimes). L'analyse des concentrations de PFOS chez la truite du lac Ontario, entre 1979 et 2014, a montré que la moyenne géométrique des concentrations dans les tissus de la truite de lac avait augmenté entre 1979 et 2002, pour atteindre en 2002 un plateau d'environ 80 à 110 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ph, puis a semblé décliner à environ 40-60 $\mu\text{g}/\text{kg}$ vers 2013-2014 (ECCC 2016).

De même en 2006 et 2010, Environnement Canada a prélevé des poissons prédateurs au sommet de la chaîne alimentaire (truite de lac et doré) ($n = 441$) sur 21 sites dans 13 régions de drainage et a mesuré la concentration de PFOS dans leurs tissus (gouvernement du Canada 2016b, EC 2013b). Les concentrations de PFOS variaient considérablement, les concentrations les plus élevées ayant été mesurées dans les zones urbaines par rapport aux lacs en région éloignée. Les concentrations les plus élevées dans la truite de lac ont été mesurées dans le lac Érié (moyenne géométrique = 90 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ph) et le lac Ontario (moyenne géométrique = 62 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ph), et étaient généralement faibles (< 3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ph) dans les poissons provenant de plans d'eau situés dans le nord du Canada, les régions du Pacifique, de l'Atlantique et du lac Supérieur. L'analyse a notamment montré que la concentration de PFOS était inférieure à la RFQE pour la santé des poissons (c.-à-d. inférieure à 8,3 mg/kg ph = 8300 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ph) dans toutes les régions de drainage échantillonnées (côte du Pacifique, Okanagan-Similkameen, Columbia, Yukon, Paix-Athabasca, cours inférieur du Mackenzie, Assiniboine-Rouge, Winnipeg, cours inférieur de la rivière Saskatchewan-Nelson, Churchill, Grands Lacs, fleuve Saint-Laurent et côte des Maritimes). Cependant, étant donné que dans les études plus récentes les concentrations de PFOS dans le poisson dépassaient la RFQE pour la protection des mammifères et des oiseaux qui consomment du poisson, il est permis de croire que ce composé pourrait représenter un risque potentiel pour les animaux prédateurs. Pour cette période, il a été mesuré dans 8 des 13 régions de drainage échantillonnées (Okanagan-Similkameen, Columbia, Assiniboine-Rouge, Winnipeg, cours inférieur de la Saskatchewan, Grands Lacs, fleuve Saint-Laurent et côte des Maritimes) des concentrations de PFOS dépassant la RFQE pour la faune (c.-à-d. 4,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ d'aliments ph pour les mammifères et 8,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ d'aliments ph pour les oiseaux).

Afin de caractériser la présence de PFOS chez des oiseaux aquatiques et terrestres, des concentrations de PFOS ont été mesurées dans les œufs de mouettes et d'étourneaux sansonnets entre 2008 et 2011 dans le cadre du PGPC (EC 2013b). Dans des œufs de goéland individuels, les concentrations de PFOS étaient relativement élevées dans les régions des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, avec des concentrations $> 0,260 \text{ } \mu\text{g/g ph}$. Les concentrations étaient plus faibles (0,007 à 0,115 $\mu\text{g/g ph}$) dans les zones non urbaines, ainsi que dans les colonies maritimes sur les côtes de l'Atlantique et du Pacifique. Les échantillons regroupés recueillis entre 2009 et 2011 montraient que les concentrations les plus élevées étaient dans les œufs de goéland du lac Érié (0,676 $\mu\text{g/g ph}$). Les étourneaux sansonnets sont des oiseaux terrestres qui s'alimentent à un niveau plus faible de la chaîne alimentaire que les goélands et, même si les concentrations les plus élevées de PFOS dans les œufs d'étourneaux sansonnets provenaient de la décharge de Brantford en Ontario (0,702 $\mu\text{g/g ph}$), qui est située dans une région densément urbanisée du sud de l'Ontario, les concentrations dans les sites urbains et les sites de décharge se chevauchaient généralement. Les concentrations de PFOS dans les œufs d'étourneaux sansonnets dans des sites urbains étaient les suivantes : Indus, Alberta (0,199 $\mu\text{g/g ph}$), Delta, Colombie-Britannique (0,075 $\mu\text{g/g ph}$), Hamilton, Ontario (0,041 $\mu\text{g/g ph}$), comparativement à celles des œufs d'étourneaux sansonnets prélevés dans des décharges situées à Halton, Ontario (0,029 $\mu\text{g/g ph}$), Stoney Creek, Ontario (0,028 $\mu\text{g/g ph}$) et Otter Lake, Nouvelle-Écosse (0,018 $\mu\text{g/g ph}$), ainsi qu'à Langley, Colombie-Britannique (0,0056 $\mu\text{g/g ph}$). Dans tous les cas, les concentrations dans les œufs des oiseaux s'alimentant sur terre et sur l'eau étaient inférieures à la RFQE pour les œufs d'oiseaux (1,9 $\mu\text{g/g ph}$).

Il n'existe pas de RFQE pour les PFOS pour les sédiments.

En 2008, 65 échantillons de sédiments de surface ont été prélevés dans 18 sites à travers le Canada (EC 2013b). La concentration de PFOS la plus élevée a été mesurée dans le lac Ontario (0,010 $\mu\text{g/g poids sec}$). Des concentrations allant de 0,00016 à 0,0024 $\mu\text{g/g}$ de sédiments ps ont également été rapportées pour le lac Érié, le lac Huron, le lac Supérieur, le port de Hamilton, le port de Toronto, près de Thunder Bay, le lac Saint Pierre, la rivière Nappan (Nouveau-Brunswick), le lac Kejimikujik (Nouvelle-Écosse), la rivière Little Sackville (Nouvelle-Écosse) et le lac Osoyoos (Colombie-Britannique). Les PFOS n'ont pas été détectés sur les autres sites surveillés. Les concentrations moyennes de PFOS dans les sédiments en suspension de la rivière Niagara, prélevés tous les ans à Niagara-on-the-Lake pendant 22 ans (de 1980 à 2002), sont passées de $< 0,0004 \text{ } \mu\text{g/g}$ ($< 400 \text{ pg/g}$) au début des années 1980 à plus de 0,001 $\mu\text{g/g}$ (1000 pg/g) en 2002 (Lucaci et coll. 2005).

Il n'existe pas de RFQE pour les PFOS pour l'air.

Toutefois, la surveillance des PFOS dans l'air à travers le Canada a fourni des renseignements sur les concentrations de PFOS au pays, ainsi que sur les quantités qui pénètrent au Canada en provenance de l'étranger (EC 2013b). Les mesures dans l'air ont été obtenues en suivant deux méthodes : échantillonnage d'air à grand volume et échantillonnage d'air passif. Les échantilleurs d'air à grand volume font des mesures avec de plus grands volumes d'air et conviennent donc mieux pour la détection des faibles concentrations de PFOS souvent présentes dans l'environnement. Cependant, les échantilleurs d'air passifs peuvent être avantageux dans de nombreuses circonstances, en raison de leur simplicité, de leur facilité de transport jusqu'aux sites éloignés, et parce qu'ils ne nécessitent pas d'alimentation. Les échantillonnages à grand volume ont été réalisés à trois endroits au Canada en 2009 (EC 2013b), il a été observé que les concentrations de PFOS dans l'air (moyenne géométrique) étaient plus de trois fois supérieures à Toronto (1,5 pg/m^3) que sur le site du lac Supérieur (0,43 pg/m^3). Les concentrations de PFOS étaient inférieures à la limite de détection de 0,2 pg/m^3 à la station d'Alert (Nunavut), dans l'extrême-Arctique canadien. Cependant, ses précurseurs ont été détectés à des concentrations atteignant plusieurs pg/m^3 .

L'échantillonnage à l'aide échantilleurs passifs a été réalisé à huit endroits à travers le Canada pendant une période de trois mois en 2009 (EC 2013b). Des concentrations de PFOS ont été mesurées à Toronto, Ontario (8 pg/m^3), sur un site agricole en Saskatchewan (5 pg/m^3), à Whistler, Colombie-Britannique (4 pg/m^3) et à Alert, Nunavut (2 pg/m^3). Dans un site du nord de l'Ontario, des concentrations élevées de PFOS, 18 pg/m^3 , ont été mesurées. Cependant, ces données n'étaient basées que sur un seul échantillon. Des PFOS n'ont pas été détectés sur d'autres sites canadiens. Les concentrations de PFOS mesurées au Canada au moyen d'échantilleurs passifs étaient beaucoup plus faibles que celles mesurées à Paris, France (150 pg/m^3), mais comparables à celles mesurées à Sydney, Floride (3,4 pg/m^3), Tudor Hill, Bermudes (6,1 pg/m^3), Malin Head, Irlande (3,3 pg/m^3) et Hilo, Hawaï (6,6 pg/m^3).

En général, les résultats indiquaient que les concentrations de PFOS dans l'air sur des sites urbains (p. ex., Toronto) étaient du même ordre de grandeur que celles mesurées sur des sites éloignés (p. ex., lac Supérieur), indiquant une distribution à grande échelle du PFOS dans l'atmosphère au Canada. Les précurseurs de PFOS mesurés dans l'air à Toronto ont mis en évidence des concentrations moyennes de 101 pg/m³ de *N*-méthylperfluorooctanesulfonamidoéthanol (*N*-MeFOSE) et de 205 pg/m³ de *N*-éthylperfluorooctanesulfonamidoéthanol (*N*-EtFOSE) (Martin et coll., 2002). Boulanger et coll. (2004) ont rapporté des concentrations moyennes dans les eaux de surface (à 4 m de profondeur) de 31 ng/L (écart-type = 6,9) dans le lac Érié, et de 54 ng/L (écart-type = 18) dans le lac Ontario.

Devenir, comportement et répartition dans l'environnement

La compréhension du devenir des PFOS dans l'environnement continue de s'améliorer, grâce à des avancées dans les données expérimentales et les méthodes prédictives, bien que les propriétés physiques et chimiques de ces composés, notamment leur nature hydrophobe/oléophobe, restent toujours un défi (Rayne et Forest 2009a, Jing et coll., 2009). Compte tenu de leurs tensio-activités élevées, le coefficient de partage octanol-eau (K_{ow}) ne peut pas être mesuré directement (OCDE 2002), bien qu'une mesure indirecte par voltampérométrie cyclique de transfert d'ions ait permis de déterminer un log P de 2,45, indiquant un caractère lipophile (Jing et coll. 2009). De plus, les coefficients de partage carbone organique-eau dans les sédiments (K_{co}) pour les composés perfluorés (CPF) (Rayne et Forest 2009b) montrent que, même si les carboxylates et les sulfonates non ramifiés plus longs avaient tendance à se répartir dans la matière organique, il y avait une grande variabilité dans la répartition en termes de congénères et d'isomères. Le PFOS est persistant dans l'environnement et la force de la liaison carbone-fluor le rend résistant à l'hydrolyse, à la photolyse et à la biodégradation. Par conséquent, cette substance est considérée comme substance stable dans l'environnement (EC 2006). Le PFOS semble être le métabolite final ou le produit de décomposition final de plusieurs composés fluorés produits au moyen du fluorure de perfluorooctanesulfonyle (Giesy et Kannan 2002). Par conséquent, les précurseurs des PFOS contribuent à la charge globale de PFOS dans l'environnement.

Les PFOS devraient réagir différemment des polluants hydrophobes traditionnels, car il contient des groupes fonctionnels hydrophobes et hydrophiles. Le PFOS de potassium a une solubilité d'environ 680 mg/L dans l'eau pure, 370 mg/L dans l'eau douce et 12,4 mg/L dans l'eau de mer (OCDE 2002). En tant qu'acide fort, PFOS se dissociera complètement pour former des ions dans l'eau neutre (Jones et coll. 2003). De plus, PFOS ne devrait pas se volatiliser, compte tenu de sa pression de vapeur et de sa constante de Henry prédictive (OCDE 2002). Un certain nombre d'études ont rapporté une importante sorption de PFOS dans les sédiments (Higgins et Luthy 2006, Nakata et coll. 2006, Nakata et coll. 2006, Ahrens et coll. 2010, 2011, Kwadjik et coll. 2010, Labadie et Chevreuil 2011, Chen et coll. 2012), tandis que d'autres ne le signalaient pas (Hansen et coll. 2002, Senthilkumar et coll. 2007). Par conséquent, il a été suggéré que la sorption et la désorption du PFOS puissent être grandement affectées par différentes conditions de sorption, comme les caractéristiques physico-chimiques du sorbant et les conditions environnementales du système aqueux (Liu et coll. 2001). You et coll. (2010) ont indiqué que le PFOS serait largement éliminé de la colonne d'eau en cas d'augmentation de la salinité ou du pH, et qu'il serait piégé dans les sédiments avec une faible biodisponibilité. De plus, ces chercheurs ont trouvé des corrélations entre les coefficients de distribution (K_d) et la fraction de carbone organique, montrant que, malgré ses propriétés tensio-actives, la répartition hydrophobe est importante pour la sorption du PFOS dans les sols et les sédiments.

Les facteurs de bioconcentration (FBC – exposition dans l'eau seulement) du PFOS allaient de 31,6 à 3614 L/kg pour les mesures du corps entier, avec une valeur moyenne de 779 L/kg. La valeur la plus élevée provenait d'une étude en laboratoire avec le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) (Drottar et coll. 2002). Les FBC allaient de 484 à 5400 L/kg dans certains tissus, avec une valeur moyenne de 2660 L/kg. La valeur maximale de 5400 L/kg a été calculée pour le foie de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Martin et coll. 2003). Les facteurs de bioaccumulation (FBA pour l'exposition dans l'eau et alimentaire, ou mesuré sur le terrain) pour le corps entier allaient de 113 à 11150 L/kg, la valeur maximale de 11150 L/kg ayant été observée chez la moule africaine (*Perna perna*) (Quinete et coll. 2009). Les FBA spécifiques de tissus (foie) allaient de 460 à 275 000 L/kg, la valeur la plus élevée ayant été observée dans le foie de la sotalie de l'Amazone (*Sotalia guianensis*) (Quinete et coll. 2009). D'après les données présentées dans le REP (EC 2006), une moyenne géométrique de 1614 L/kg pour le FBA a été calculée pour les organismes aquatiques. Cette valeur était basée sur des données pour six espèces de poissons et quatre d'invertébrés. Dans le cas des organismes d'eau douce, les facteurs de bioamplification (FBA) pour le corps entier allaient de 0,17 à 7,5, avec une valeur moyenne de 2,6. La valeur maximale de 7,5 a été observée par Houde et

coll. (2008) et représente le transfert trophique d'un invertébré (*Diporeia hoyi*) à un poisson fourrage, le chabot visqueux (*Cottus cognatus*). Par conséquent, Environnement Canada (2006) a conclu que PFOS est bioaccumulatif en se basant sur sa répartition préférentielle dans les lipides, le sang et les reins des mammifères terrestres et marins.

Mode d'action

Bien que les modes d'action du PFOS ne soient pas entièrement compris, il semble que ces modes sont diversifiés. Les modes d'action suggérés comprennent l'activation du récepteur activé de la prolifération des peroxysomes (PPAR- α) (Berthiaume et Wallace 2002, Hickey et coll. 2009, Rosen et coll. 2010). Ces récepteurs modifient l'expression génique associée à un champ d'action étendu, mais comprennent le métabolisme et le transport des acides gras, le transport du cholestérol (Feige et coll. 2006), le métabolisme du glucose, la réponse et le développement des inflammations. À l'opposé, il a aussi été montré que les effets toxiques ne font pas intervenir des mécanismes PPAR (O'Brien et coll. 2009). On pense également que le PFOS interfère au niveau mitochondrial, grâce au désaccouplement de la phosphorylation oxydative. Ce désaccouplement provoque une baisse de la production d'ATP, réduisant ainsi les réserves d'énergie. D'autres modes d'action envisagés comprennent les fuites indépendantes des inflammations des membranes cellulaires des poissons, entraînant une nécrose des cellules (Hoff et coll. 2003), une interférence avec l'homéostasie du métabolisme de l'ADN (Hoff et coll. 2003), l'inhibition de la synthèse du glycogène, une augmentation de la répartition du glycogène (Hagenaars et coll. 2008) et l'inhibition des processus de communication intercellulaire impliquant des jonctions communicantes (Hu et coll. 2002). L'altération de la neurochimie suivant l'administration d'une dose unique de PFOS chez des souris néonatales a entraîné une neurotoxicité pour le développement (Johansson et coll. 2008). Finalement, des effets de la modulation endocrinienne sur le récepteur des œstrogènes et le récepteur des hormones thyroïdiennes ont été observés chez le poisson zèbre (Du et coll. 2013).

Toxicité en milieu aquatique

Les valeurs de toxicité pour une exposition chronique (à long terme) dans le milieu aquatique au PFOS (87-99 % d'ingrédient actif) allaient de 10 à 53 000 $\mu\text{g/L}$, avec des sensibilités se chevauchant parmi les taxons (tableau 2). À une concentration de 10 $\mu\text{g/L}$, il n'y avait aucun effet sur la survie des demoiselles après 320 jours d'exposition, tandis que la croissance du médaka était plus lente après 14 jours d'exposition (tableau 2). Les données sur les plantes étaient plus diversifiées. L'espèce végétale la plus sensible était le myriophylle verticillé (*Myriophyllum sibiricum*), avec une CE₁₀ à 42 jours (croissance réduite) de 100 $\mu\text{g/L}$. Des données ont été trouvées pour deux amphibiens. Il n'y avait aucun effet sur la survie du xénope commun (*Xenopus laevis*) à 100 $\mu\text{g/L}$, tandis que la concentration maximale acceptable de substance toxique sur 60 jours pour la croissance chez la grenouille léopard (*Rana pipiens*) était de 1732 $\mu\text{g/L}$. La CL₁₀ à 21 jours pour la survie de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) était de 470 $\mu\text{g/L}$ (EC 2014).

Toxicité pour la faune

Le PFOS est hépatotoxique et ses effets comprennent une augmentation du poids du foie, observée chez le canard colvert, le colin de Virginie et des rats de laboratoire (Gallagher et coll. 2003a, Luebker et coll. 2005, York 1999), ainsi que des adénomes hépatocellulaires (EC 2006) et une prolifération de peroxysomes (Luebker et coll. 2005). McNabb et coll. (2005) ont étudié les effets du PFOS sur la fonction thyroïdienne du colin de Virginie. Après sept jours d'exposition à une dose de 5 mg/kg de poids corporel (pc), les concentrations d'hormones thyroïdiennes dans le plasma avaient diminué, indiquant une hypothyroïdie au niveau de l'organisme. Des doses de PFOS administrées à des macaques de Buffon (0,03, 0,15 ou 0,75 mg/kg pc pendant 26 semaines), ont conduit à une réduction des concentrations de lipoprotéines à haute densité et du cholestérol (Thomford 2000). D'autres effets toxiques du PFOS observés précédemment comprenaient une réduction de la taille des testicules et une altération de la spermatogenèse chez les cailles et les canards colverts, une baisse de la survie des cailleteaux exposés *in ovo* seulement (Gallagher et coll. 2003a, b, Newsted et coll. 2007), et une baisse de la masse corporelle des femelles chez le rat (York 1999). Les seuils d'effets sont identiques chez les mammifères et les oiseaux (Newsted et coll. 2007).

Détermination des Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement

Recommandation fédérale pour la qualité de l'eau (RFQE_{eau})

La Recommandation fédérale pour la qualité de l'eau (RFQE_{eau}) élaborée dans le présent document définit des points de référence pour les écosystèmes aquatiques, dont l'objectif est de protéger toutes les formes de vie aquatique durant des périodes d'exposition indéfinies. Une courbe de distribution de la sensibilité des espèces (DSE) a été mise au point au moyen des données de toxicité à long terme pour deux espèces d'amphibiens, cinq de poissons, cinq d'invertébrés et huit de plantes (figure 1 et tableau 2). Chacune des espèces pour lesquelles il existait des données de toxicité appropriées a été classée selon sa sensibilité, et sa position dans la DSE a été déterminée. La présente recommandation ne s'applique qu'à la vie aquatique en eau douce, premièrement parce qu'il n'existe pas de données pour le milieu marin et, deuxièmement, parce que le PFOS devrait réagir différemment compte tenu de sa solubilité réduite dans l'eau de mer, tel que discuté. Quand une substance peut se bioaccumuler à des niveaux trophiques plus élevés, les recommandations pour les tissus des poissons ou pour l'alimentation de la faune (voir ci-après) devraient être utilisées conjointement avec celles sur la qualité de l'eau.

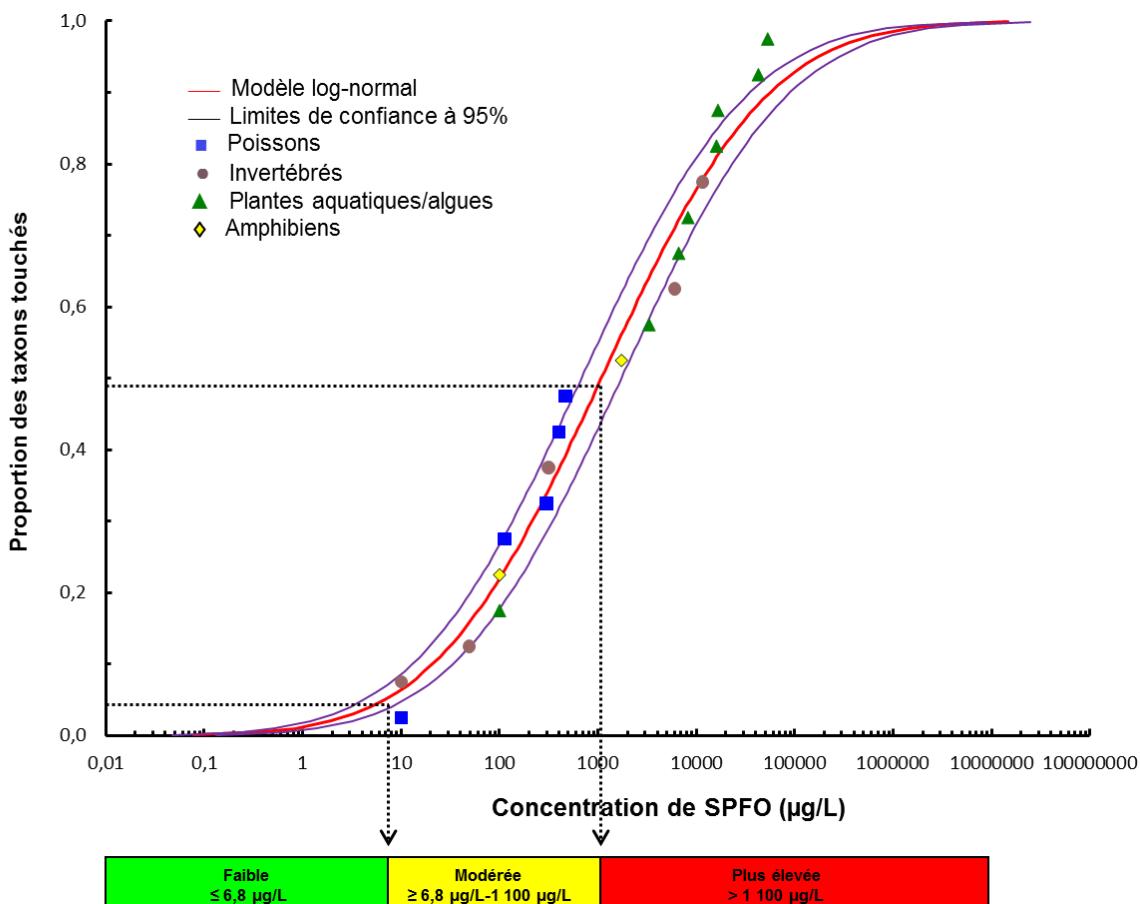


Figure 1. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour la toxicité chronique du PFOS et probabilité relative d'effets nocifs du PFOS sur la vie aquatique en eau douce

Le protocole pour les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau (CCME 2007) a été suivi pour élaborer la RFQE_{eau} pour le PFOS, à l'exception près que des données supplémentaires sur six espèces de remplacement fiables ont été incluses. Bien qu'il existe suffisamment de données sans celles sur les six espèces de remplacement,

l'inclusion de ces données fournit une plus grande profondeur de vue pour la compréhension de la toxicité du PFOS pour les organismes aquatiques, pour lesquels très peu d'espèces parmi le nombre total d'espèces aquatiques sont en général testées. Plusieurs fonctions de distribution cumulatives ont été adaptées aux données à l'aide des méthodes de régression et le meilleur modèle a été retenu en se basant sur la qualité de l'adéquation. Le modèle log-normal s'adaptait le mieux à ces données et le 5^e percentile de la DSE est de 6,8 µg/L, avec des limites de confiance supérieure et inférieure de 4,2 et 11 µg/L (figure 1).

Tableau 2. Données sur la toxicité aquatique chronique utilisées pour l'élaboration de la Recommandation fédérale pour la qualité de l'eau pour le PFOS (les abréviations dans la colonne des paramètres sont présentées après la section sur les références).

Spèce	Groupe	Paramètre	Concentration (µg/L)	Référence
Médaka (<i>Oryzias latipes</i>)	■	CMEO sur 14 j (croissance)	10	Ji et coll. (2008)
Demoiselle (<i>Enallagma cyathigerum</i>)	●	CSEO sur 320 j (survie)	10	Bots (2010)
Diptère (<i>Chironomus tentans</i>)	●	CSEO sur 10 j (croissance, survie)	49	MacDonald et coll. (2004)
Myriophylle verticillé (<i>Myriophyllum sibiricum</i>)	▲	CE ₁₀ sur 42 j (croissance)	100	Hanson et coll. (2005)
Xénope commun (<i>Xenopus laevis</i>)	◆	CSEO sur 67 j (survie)	100	Cheng et coll. (2011)
Poisson-zèbre (<i>Danio rerio</i>)	■	CMAT sur 40 j (croissance)	112	Du et coll. (2009)
Crapet arlequin (<i>Lepomis macrochirus</i>)	■	CMAT sur 35 j (survie)	300	Drottar et coll. (2002)
Cladocère (<i>Moina macrocopa</i>)	●	CMEO sur 7 j (reproduction)	313	Ji et coll. (2008)
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	■	CMAT sur 42 j (survie)	400	Drottar and Krueger (2000a)
Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	■	CL ₁₀ sur 21 j (survie)	470	EC (2014)
Grenouille léopard (<i>Rana pipiens</i>)	◆	CMAT sur 60 j (développement)	1 732	Ankley et coll. (2004)
Myriophylle à épi (<i>Myriophyllum spicatum</i>)	▲	CE ₁₀ sur 28 j (poids sec)	3 300	Hanson et coll. (2005)
Cladocère (<i>Daphnia pulicaria</i>)	●	CE ₁₀ sur 21 j (survie)	6 000	Sanderson et coll. (2004)
Lenticule bossue (<i>Lemna gibba</i>)	▲	CI ₁₀ sur 7 j (p.h.)	6 600	Boudreau et coll. (2003)
Algue verte (<i>Chlorella vulgaris</i>)	▲	CI ₁₀ sur 96 h (densité des cellules)	8 200	Boudreau et coll. (2003)
Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	●	CE ₁₀ sur 21 j (survie) ^a	12 000	Boudreau et coll. (2003) Sanderson et coll. (2004)
Algue verte (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> , auparavant appelé <i>Seleniastrum capricornutum</i>)	▲	CI ₁₀ sur 96 h (densité des cellules) ^a	16 000	Boudreau et coll. (2003) Drottar and Krueger (2000b)
Diatomée (<i>Navicula pelliculosa</i>)	▲	CMAT sur 96 h (croissance)	16 500	Sutherland and Krueger (2001)
Algue bleu-vert (<i>Anabaena flos-aquae</i>)	▲	CI ₁₀ sur 96 h (densité des cellules)	42 600	Desjardins et coll. (2001)
Algue verte (<i>Scenedesmus obliquus</i>)	▲	CI ₁₀ sur 72 h (croissance) ^a	53 000	Liu et coll. (2008)

Légende : ♦ =Amphibien; ■ = Poisson; ● = Invertébré; ▲ = Plante

^a La concentration ayant un effet est la moyenne géométrique des paramètres comparables.

Le 5^e percentile calculé à partir de la DES, 6,8 µg/L, est la Recommandation fédérale pour la qualité de l'eau pour la protection des organismes d'eau douce (figure 1). Cette recommandation représente la concentration à partir de laquelle la probabilité d'effets nocifs sur la vie aquatique est nulle ou très faible. En plus de cette recommandation, deux autres gammes de concentrations sont fournies à des fins d'utilisation pour la gestion des risques. Aux concentrations comprises entre la RFQE_{eau} et le 50^e percentile de la DSE (entre > 6,8 et 1100 µg/L), il existe une probabilité modérée d'effets nocifs sur la vie aquatique. La probabilité que les concentrations supérieures au 50^e percentile (> 1100 µg/L) aient des effets nocifs est élevée. Les points de référence « modérés » et « élevés » peuvent être utilisés pour fixer des cibles provisoires offrant une protection moindre lorsque les eaux sont déjà dégradées ou lorsque des considérations d'ordre socioéconomique peuvent rendre difficile le respect de la RFQE_{eau}. Cette valeur ne vise pas à assurer une protection contre une éventuelle exposition par bioaccumulation aux niveaux trophiques supérieurs. Nous présentons plutôt les concentrations de résidus dans les tissus ci-dessous.

Recommandation fédérale pour les tissus de poissons

La Recommandation fédérale pour les tissus de poissons (RFTP) constitue un point de référence pour les écosystèmes aquatiques, dont l'objectif est de protéger les poissons contre les effets nocifs directs dus à la bioaccumulation de contaminants. La RFTP s'ajoute aux recommandations sur la qualité de l'eau, étant donné qu'elles fournissent différentes valeurs avec lesquelles évaluer les effets nocifs potentiels. Les RFTP s'appliquent aux espèces de poissons marins et d'eau douce, et elles spécifient la concentration de PFOS présente dans les tissus de poissons entiers (poids humide) qui ne devrait conduire à des effets nocifs sur les poissons. Cette recommandation pourrait ne pas être appropriée pour évaluer les effets du PFOS dans d'autres biotes aquatiques (amphibiens, invertébrés ou plantes).

Il est préférable d'élaborer des recommandations sur les tissus à partir d'études ayant établi un lien entre les concentrations dans les tissus et les effets toxiques. Une étude avec le crapet arlequin, conçue pour mesurer la bioaccumulation, a également fourni des renseignements sur des résidus liés à des effets toxiques (Drottar et coll. 2002). Les crapets arlequins exposés à 0,086 mg/L de PFOS pendant 62 jours avaient accumulé 81 mg/kg ph sans exhibé d'effet significatif sur leur survie. Par contre, une mortalité élevée a été mise en évidence chez les poissons exposés à 0,87 mg/L dont les résidus dans les tissus allaient de 159 ± 16 à 241 ± 29 mg/kg ph au jour 28, et à ce moment la mortalité était quasi complète. En divisant la valeur sans effet par un facteur de sécurité de 10, on obtient une RFTP de 8,1 mg/kg corps entier ph.

Cette valeur a été corroborée en suivant une approche de partage à l'équilibre pour estimer la concentration dans le corps entier à partir de la Recommandation fédérale pour la qualité de l'eau et le degré d'accumulation de PFOS par les poissons, que ce soit directement à partir de l'eau (FBC) ou à partir des aliments et de l'eau (FBA). Bien que le PFOS s'accumule dans le foie et est hépatotoxique, les efforts de surveillance ont été orientés vers la mesure des concentrations de PFOS dans le corps entier des poissons. Par conséquent, bien que des valeurs de FBA dans le foie étaient disponibles pour le PFOS, la Recommandation fédérale pour les tissus des poissons utilisée ici est basée sur l'accumulation de cette substance dans tout le corps.

Les facteurs d'accumulation, résumés dans EC 2006, comprenaient des valeurs tirées d'études sur les poissons, les invertébrés et les algues de mer et d'eau douce, réalisées en laboratoire ou sur le terrain. Ils ont été rapportés sur une base de poids humide. Les moyennes géométriques sélectionnées pour le calcul étaient les FBC du crapet arlequin (Drottar et coll. 2002) et de la carpe (Inoue et coll. 2012). Les valeurs FBC/FBA pour les poissons de mer étaient généralement plus élevées, mais n'ont pas été prises en compte.

La RFTP a été calculée de la façon suivante :

$$\text{RFTP} = (\text{RFQE}_{\text{eau}}) (\text{FBA}_{\text{moyenne géométrique}}) = (6,8 \text{ µg/L}) (1378 \text{ L/kg}) = 9,4 \text{ mg/kg ph}$$

Par conséquent, la RFTP est de 9,4 mg/kg pc pour les poissons.

Cette recommandation présente plusieurs incertitudes. La corrélation directe entre les résidus dans les tissus et les effets toxiques n'a été mise en évidence que pour une espèce de poisson, en utilisant deux concentrations de substances toxiques, mais cette étude était cependant d'une qualité élevée et sur une longue durée. Les incertitudes comprennent aussi celles de la RFQE_{eau} présentées plus haut, et celles de l'estimation des FBC et des FBA (estimations ponctuelles des concentrations dans les tissus et dans l'eau). Peu de données étaient disponibles pour les poissons d'eau douce.

Recommandation fédérale sur le régime alimentaire de la faune

La Recommandation fédérale sur le régime alimentaire de la faune (RFRAF) vise à protéger les mammifères et les oiseaux consommant le biote aquatique. Il s'agit de points de référence pour les concentrations de substances toxiques dans le biote aquatique (corps entier, poids humide) consommé par la faune terrestre et semi-aquatique. Il se peut que ces recommandations ne puissent pas être utilisées pour une extrapolation des effets du PFOS dans le cas des consommateurs terrestres autres que les mammifères et les oiseaux (p. ex. les reptiles).

La RFRAF pour le PFOS a été établie à partir de données de toxicité provenant d'études en laboratoire et des valeurs critiques de toxicité (VCT) connexes. La VCT d'une étude était la dose de traitement la plus faible à partir de laquelle on observait des effets nocifs chez les organismes suite à l'ingestion de PFOS. Les VCT ont été divisées par un facteur d'incertitude (FI) de 100 pour obtenir un ensemble de doses journalières admissibles (DJA). Le facteur d'incertitude de 100 a été retenu pour tenir compte de l'extrapolation des conditions en laboratoire à celles sur le terrain et de l'extrapolation des niveaux avec effet observé aux niveaux sans effet observé. Enfin, les concentrations de référence ont été calculées pour un certain nombre d'espèces en se basant sur la DJA minimale pour les mammifères ou les oiseaux et sur le rapport consommation alimentaire/poids corporel (CA/pc) spécifique de cette espèce.

Mammifères : nous avons évalué neuf études portant sur quatre espèces distinctes, à savoir le macaque de Buffon (*Macaca fascicularis*), le lapin (*Oryctolagus cuniculus*), la souris et le rat. Les DJA, obtenues en divisant les VCT par un facteur d'incertitude de 100, allaient de 1,1 à 112 µg/kg pc/j. La DJA la plus faible, 1,1 µg/kg pc/j, rapportée pour le rat est tirée d'une étude de deux ans sur la toxicité chronique due au régime alimentaire (Covance Laboratories 2002). La RFRAF de 4,6 µg/kg d'aliments a été obtenue en divisant la DJA minimale observée de 1,1 µg/kg pc/j par le rapport maximal CA/pc pour les mammifères, 0,24 kg d'aliments/kg pc/j, celui du vison d'Amérique (CCME 1998).

Oiseaux : nous avons évalué la toxicité du PFOS due à l'alimentation chez trois espèces d'oiseaux : le canard colvert (*Anas platyrhynchos*), le colin de Virginie (caille) (*Colinus virginianus*) et la caille du Japon (*Coturnix coturnix japonica*). Pour l'élaboration de la RFRAF pour les oiseaux, la VCT retenue est la dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) pour le colin de Virginie de 772 µg/kg pc/j, basée sur la survie réduite des oisillons après exposition. En utilisant un facteur d'incertitude de 100, une DJA de 7,7 µg/kg pc/j est obtenue et une RFRAF pour les oiseaux de 8,2 µg/kg aliments est obtenue en divisant cette DJA par le rapport maximal CA/p.c. (oiseaux) de 0,94 kg aliments/pc/j, celui de l'océanite de Wilson (CCME 1998). Étant donné la longue durée des études sur les oiseaux et les mammifères, les principales incertitudes sont dues au manque de connaissances sur la sensibilité d'une espèce à l'autre, résultat du faible nombre d'espèces sauvages dans l'ensemble de données. Par conséquent, un facteur d'incertitude de 100 a été retenu (CCME 1998) pour les RFRAF pour les oiseaux et les mammifères.

Recommandation fédérale sur la qualité des tissus pour les œufs d'oiseaux

Les études de laboratoire ont permis d'obtenir des données sur la toxicité pour les œufs de trois espèces d'oiseaux : le colin de Virginie, le canard colvert et la poule Leghorn blanche. Dans les cas des études réalisées sur le colin et le canard, le contaminant a été administré par transfert maternel par l'entremise du régime alimentaire, une voie d'exposition plus naturelle que celle des études avec les poules pour lesquelles le FPOS était administré par injection directe dans la chambre à air des œufs.

Les études sur le transfert maternel ont permis d'obtenir une DSENO de 53 µg de PFOS/mL par jaune d'œuf chez le canard colvert, une DMENO n'a pas pu être déterminée dans ce cas. Dans le cas des cailles, une DMENO de

62 µg/mL par jaune d'œuf a été établie en se basant sur le nombre de survivants exprimé en pourcentage du nombre d'œufs. La DSENO de l'étude pilote sur les cailles était de 33 µg/mL par jaune d'œuf (Newsted et coll. 2005).

Les études pour lesquelles le PFOS a été injecté dans la chambre à air d'œufs de poule fraîchement pondus, puis incubés, ont montré que le bêchage (première fissure de l'œuf créée par le poussin lors de l'éclosion) était réduit d'environ 67 % à 5 µg/g de PFOS par œuf entier, comparativement aux témoins ou aux œufs ayant reçu 0,1 µg/g par œuf entier (O'Brien et coll. 2009). Peden-Adams et coll. (2009) n'ont observé aucun cas de mortalité chez les œufs ayant reçu par injection 1, 2,5 ou 5 µg/g par œuf, ni aucun effet sur la croissance. Cependant, ils ont observé des effets importants au niveau des tissus, à toutes les concentrations, sur le développement (asymétrie du cerveau, effet important à partir de la concentration la plus faible, aucune réponse/dose) et le système immunitaire (aucune réponse/dose). L'importance écologique de ces effets n'est pas connue à ce jour. Une troisième étude avec injection de PFOS dans des œufs de poule (Molina et coll. 2006) a été jugée inacceptable (voir O'Brien et coll. 2009).

Lors d'une étude de terrain, la réussite de la reproduction chez les hirondelles bicolores vivant autour d'un lac contaminé d'une zone urbaine a été comparée à celle autour d'un lac de référence (Custer et coll. 2012). Les auteurs ont conclu que les concentrations de PFOS supérieures à 0,15 µg/g par œuf avaient des effets sur le succès de l'éclosion. Toutefois, cette étude n'a pu être prise en compte pour l'élaboration des recommandations, en raison de la variabilité importante de la réussite de l'éclosion entre les deux campagnes sur le terrain, des variations importantes dans les concentrations de PFOS entre les pontes et de l'exposition simultanée à d'autres substances perfluorées. Néanmoins, cette étude devrait être gardée à l'esprit lors de l'interprétation de la présence de résidus de PFOS dans des œufs d'oiseaux.

La recommandation pour les résidus dans les tissus d'œufs de 6,2 µg/mL a été obtenue en divisant la DMENO de la caille, 62 µg/mL par jaune d'œuf, par un facteur de sécurité de 10. Cette valeur a ensuite été convertie en concentration par œuf entier pour faciliter la comparaison avec les valeurs archivées sur les œufs entiers. La plupart du PFOS se retrouve dans le jaune de l'œuf (Newsted et coll. 2007, Gebbink et Letcher 2012). En utilisant un rapport jaune d'œuf/albumine de 3/7 (Gebbink et Letcher 2012) et en assumant une densité d'œuf d'environ 1, la recommandation finale est de 1,9 µg/g par œuf entier.

Références

- 3M Company. 2000. *Voluntary use and exposure information profile for perfluorooctane sulfonic acid and various salt forms*. numéro de dossier de l'EPA des États-Unis : AR226-043.
- Ahrens L., Leung L.W.Y., Taniyasu S., Lam P.K.S. et Yamashita N. 2011. « Partitioning of perfluorooctanoate (PFOA), perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctane sulfonamide (PFOSA) between water and sediment ». *Chemosphere* vol. 85 no 5, p.731-737.
- Ahrens L., Taniyasu S., Yeung L.W.Y., Yamashita N., Lam P.K.S. et Ebinghaus R. 2010. « Distribution of polyfluoroalkyl compounds in water, suspended particulate matter and sediment form Tokyo Bay, Japan ». *Chemosphere* vol. 79, p 266-272.
- Ankley G.T., Kuehl D.W., Kahl M.D. et Jensen K.M. 2004. « Partial life-cycle toxicity and bioconcentration modeling of perfluorooctanesulfonate in the northern leopard frog (*Rana pipiens*) ». *Environ Toxicol Chem* vol. 23, p. 2745-2755.
- Berthiaume J. et Wallace K.B. 2002. « Perfluorooctane, perfluorooctane sulfonate, and N-ethyl perfluorooctane sulfonamido ethanol; peroxisome proliferation and mitochondrial biogenesis ». *Toxicology Letters* vol. 129, p. 23-32.
- Bots J., Bruyn L.D., Snijkers T., Branden B.V.D. et Gossom H.V. 2010. « Exposure to perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) adversely affects the life-cycle of the damselfly *Enallagma cyathigerum* ». *Environmental Pollution* vol. 158, p. 901-905.
- Boudreau T.M., Sibley P.K., Muir D.C.G., Mabury S.A. et Solomon K.R. 2003. « Laboratory evaluation of the toxicity of perfluorooctane sulfonate (PFOS) on *Selenastrum capricornutum*, *Chlorella vulgaris*, *Lemna gibba*, *Daphnia magna* and *Daphnia pulicaria* ». *Archives of Environmental Contamination Toxicology* vol. 44, p. 307-313.
- Boulanger B., Vargo J., Schnoor J.L. et Hornbuckle K.C. 2004. « Detection of perfluorooctane surfactants in Great Lakes water ». *Environmental Science and Technology* vol. 38, p. 4064-4070.
- Butt C.M., Berger U., Bossi R. et Tomy G.T. 2010. « Levels and trends of poly- and perfluorinated compounds in the Arctic environment ». *Sci. Total Environ.* vol. 408, no 15, p. 2936-2965.
- Château-Degat M.L., Pereg D., Dallaire R., Ayotte P., Dery S. et Dewailly E. 2010. « Effects of perfluorooctanesulfonate exposure on plasma lipid levels in the Inuit population of Nunavik (Northern Québec) ». *Environ. Res.* vol. 110, no 7, p. 710-717.
- Chen H., Zhang C., Yu Y. et Jianbo J. 2012. « Sorption of perfluorooctane sulfonate (PFOS) on marine sediments ». *Marine Poll. Bull.* vol. 64, no 5, p. 902-906.
- Cheng Y., Cui Y., Chen H. et Xie W. 2011. « Thyroid disruption effects of environmental level perfluorooctane sulfonates (PFOS) in *Xenopus laevis* ». *Ecotoxicology* vol. 20, p. 2069-2078.
- Clarke D.B., Bailey V.A., Routledge A., Lloyd A.S., Hird S., Mortimer D.N. et Gem M. 2010. « Dietary intake estimate for perfluorooctanesulphonic acid (PFOS) and other perfluorocompounds (PFCs) in UK retail foods following determination using standard addition LC-MS/MS ». *Food Additives and Contaminants: Part A*, vol. 27, no 4, p. 530-545.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 1998. *Protocole d'élaboration de recommandations pour les résidus dans les tissus en vue de protéger les espèces fauniques consommant le biote aquatique au Canada*. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. Conseil canadien des ministres de l'environnement. Conseil Canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Manitoba). En ligne : <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/202>.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). 2007. *Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique*. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Manitoba). En ligne : <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/fr/index.html>.
- Covance Laboratories, Inc. 2002. *Final report: 104-week dietary chronic toxicity and carcinogenicity study with perfluorooctane sulfonic acid potassium salt (PFOS; T-6295) in rats*. #6329-183. Cité dans par Santé Canada, 2010; OECD, 2002.
- Custer C.M., Custer T.W., Schoenfuss H.L., Poganski B.H. et Solem L. 2012. « Exposure and effects of perfluoroalkyl compounds on tree swallows nesting at Lake Johanna in east central Minnesota, USA ». *Reprod Toxicol* vol. 33, p. 556-562.
- Dallaire R., Ayotte P., Pereg D., Dery S., Dumas P., Langlois E. et Dewailly E. 2009. « Determinants of plasma concentrations of perfluorooctanesulfonate and brominated organic compounds in Nunavik Inuit adults (Canada) ». *Environ.Sci.Tech.* vol. 43, no 13, p. 5130-5136.
- Desjardins D., Sutherland C.A., VanHoven R.L. et Krueger H.O. 2001. *PFOS: A 96-hour toxicity test with the freshwater algae, with *Anabena flos-aquae*, with protocol*. Wildlife International Ltd. Numéro de projet 454A-110B.
- Drottar K.R. et Krueger H.O. 2000a. *PFOS: An early life stage toxicity tests with the fathead minnow (Pimephales promelas)*. Wildlife International Ltd. AR226-0097.
- Drottar K.R. et Krueger H.O. 2000b. *PFOS: A 96-hour toxicity test with the freshwater algae *Selenastrum capricornutum*, with protocol*. Wildlife International Ltd. Numéro de projet 454A-103A.
- Drottar K.R., VanHoven R.L. et Krueger H.O. 2002. *Perfluorooctane sulfonate, potassium salt (PFOS): a flow-through bioconcentration test with the bluegill (Lepomis macrochirus) - amended*. Wildlife International Ltd. Numéro de projet 454A-134 USEPA docket AR226-1108.
- Du G., Hu J., Huang H., Qin Y., Han X., Wu D., Song L., Xia Y., et Wang X. 2013. « Perfluorooctane sulfonate (PFOS) affects hormone receptor activity, steroidogenesis, and expression of endocrine-related genes in vitro and in vivo ». *Environ. Toxicol. Chem.* vol. 32, p. 353-360.
- Du Y., Shi X., Liu C., Yu K. et Zhou B. 2009. « Chronic effects of water-borne PFOS exposure on growth, survival and hepatotoxicity of zebrafish : a partial life-cycle test ». *Chemosphere* vol. 74, p. 723-729.
- [EC] Environnement Canada. 2001. *Primary report on PFAs from Section 71 survey*, produit par la Section de l'utilisation des produits, Division du contrôle des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Gatineau, Canada.
- [EC] Environnement Canada. 2006. *Rapport d'évaluation écologique préalable sur le sulfonate de perfluorooctane, ses sels et ses précurseurs, qui contiennent le groupement C₈F₁₇SO₂, C₈F₁₇SO₃ ou C₈F₁₇SO₂N*. Gatineau (Québec). Environnement Canada, Division de l'évaluation environnementale. Disponible sur demande.
- [EC] Environnement Canada. 2013a. *Rapport d'évaluation écologique préalable sur le sulfonate de perfluorooctane, ses sels et ses précurseurs, qui contiennent le groupement C₈F₁₇SO₂, C₈F₁₇SO₃ ou C₈F₁₇SO₂N*. Consulté le 24 novembre. En ligne : <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=98B1954A-1&offset=1&toc=show>.
- [EC] Environnement Canada. 2013b. *Sulfonate de perfluorooctane dans l'environnement canadien. Suivi et surveillance de l'environnement à l'appui du plan de gestion des produits chimiques*. Ottawa, Canada. 22 p. En14-96/2013E-PDF. ISBN 978-1-100-22426-8.
- [EC] Environnement Canada. 2014. *Perfluorooctane sulfonate (PFOS) Toxicology Project Report*. Produit par Environmental Toxicology Section, Pacific and Yukon Laboratory for Environmental Testing, Environnement Canada, North Vancouver (C-B). 47 p. En ligne : <http://www.ec.gc.ca/toxiques-toxic/default.asp?lang=En&n=7331A46C-1>.

- [ECCC] Environnement et changement climatique Canada. 2016 (en préparation). *National Assessment of FEQG exceedances of PFOS since the last update (2011-2014). Monitoring of Perfluorooctane Sulfonate in the Environment under the Chemicals Management Plan*. Ébauche du rapport au Programme des Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement, Division des nouvelles priorités, 7 juin 2016.
- Feige J.N., Gelman L., Michalik L., Desvergne B. et Wahli W. 2006. « From molecular action to physiological outputs: peroxisome proliferator-activated receptors are nuclear receptors at the crossroads of key cellular functions ». *Progress in Lipid Research* vol. 45, p. 120-159.
- Gallagher S.P., Van Hoven R.L. et Beavers J.B. 2003b. *PFOS: A pilot reproduction study with the mallard*. Wildlife International Ltd. Numéro de projet : 454-105.
- Gallagher S.P., Van Hoven R.L., Beavers J.B. et Jaber M. 2003a. *PFOS: A reproduction study with the northern bobwhite*. Wildlife International Ltd. Numéro de projet 454-103.
- Gebbink WA, RJ Letcher. 2012. « Comparative tissue and body compartment accumulation and maternal transfer to eggs of perfluoroalkyl sulfonates and carboxylates in Great Lakes herring gulls ». *Environ Pollut* vol. 162, p. 40-47.
- Giesy J.P. et Kannan K. 2001. « Global distribution of perfluorooctane sulfonate in wildlife ». *Environmental Science Technology* vol. 35, p. 1339-1342.
- Giesy J.P. et Kannan K. 2002. « Perfluorochemical surfactants in the environment ». *Environmental Science and Technology* vol. 36, p. 147A-152A.
- Gouvernement du Canada. 2016a. Règlement sur certaines substances toxiques interdites (2012), modifié par DORS/2016-252. Gazette du Canada, Partie II. 2016. En ligne : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2012-285/index.html>. Consulté le 12 juin 2018.
- Gouvernement du Canada 2016b. *Sulfonate de perfluorooctane (PFOS) dans les poissons et l'eau*. Indicateurs canadiens de la durabilité de l'environnement (ICDE). en ligne : <https://www.ec.gc.ca/indicateurs-indicators/default.asp?lang=Fr&n=9AA98870-1>. Dernière version : 17 février 2016, Consulté le 7 juin 2016.
- Gouvernement du Canada. 2008. *Règlement sur le sulfonate de perfluorooctane et ses sels et certains autres composés*, DORS/2008-178. *Gazette du Canada*, Partie II. 2008. En ligne : <http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-2008-178.pdf>. Consulté le 5 août 2015.
- Gouvernement du Canada. 2009. *Règlement inscrivant le sulfonate de perfluorooctane et ses sels sur la Liste de quasi-élimination*, DORS/2009-15. *Gazette du Canada*, Partie II. 2009. vol. 143, no 3, p. 76-79. En ligne : <http://laws-lois.justice.gc.ca/eng/regulations/SOR-2009-15/page-1.html#ord>. Consulté le 5 août 2015.
- Hagenaars A., Knapen D., Meyer J.J., van der Ven K., Hoff P. et De Coen E. 2008. « Toxicity of perfluorooctane sulfonate (PFOS) in the liver of common carp (*Cyprinus carpio*) ». *Aquatic Toxicology* vol. 88, p. 155-163.
- Hansen K.J., Johnson H.O., Eldridge J.S., Butenhoff J.L. et Dick L.A. 2002. « Quantitative characterization of trace levels of PFOS and PFOA in the Tennessee River ». *Environmental Science and Technology* vol. 36, p. 1681-1685.
- Hanson M.L., Sibley P.K., Brain R.A., Mabury S.A. et Solomon K.R. 2005. « Microcosm evaluation of the toxicity and risk to aquatic macrophytes from perfluorooctane sulfonic acid ». *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* vol. 48, p. 329-337.
- Hickey N.J., Crump D., Jones S.P. et Kennedy S.W. 2009. « Effects of 18 perfluoroalkyl compounds on mRNA expression in chicken embryo hepatocyte cultures ». *Toxicological Sciences*. vol. 111, p. 311-320.
- Higgins C.P. et Luthy R.G. 2006. « Sorption of perfluorinated surfactants on sediments ». *Environmental Science and Technology* vol. 40, p. 7251-7256.
- Higgins C.P. et Luthy R.G. 2007. « Modeling sorption of anionic surfactants onto sediment materials: an a priori approach for perfluoroalkyl surfactants and linear alkylbenzene sulfonates ». *Environ Sci Technol*. vol. 41, no 9, p. 3254-3261.
- Hoff P.T., Van Dongen W., Esmans E.L., Blust R., et De Coen W.M. 2003. « Evaluation of the toxicological effects of perfluorooctane sulfonic acid in the common carp (*Cyprinus carpio*) ». *Aquatic Toxicology* vol. 62, p. 349-359.
- Houde M., Gertje C., Small J.M., Backus S., Wang X., Alaee M., et Muir D.C.G. 2008. « Fractionation and bioaccumulation of perfluorooctane sulfonate (PFOS) isomers in a Lake Ontario food web ». *Environmental science and technology* vol. 42, p. 9397-9403.
- Hu W.Y., Jones P.D., Upham B.L., Trosko J.E., Lau C. et Giesy J.P. 2002. « Inhibition of gap-junction intercellular communication by perfluorinated compounds in rat liver and dolphin kidney epithelial cell lines in vitro and Sprague-Dawley rats in vivo ». *Toxicological Sciences*, vol. 68, p. 429-436.
- Inoue Y., Hashizume N., Yakata N., Murakami H., Suzuki Y., Kikushima E. et Otsuka M. 2012. Unique physicochemical properties of perfluorinated compounds and their bioconcentration in common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Arch Environ. Contam. Toxicol.* 63(2), p. 272-280.
- Ji K., Kim Y., S.Oh, Ahn B., Jo H. et Choi K. 2008. Toxicity of sulfonic acid and perfluorooctanoic acid on freshwater macroinvertebrates (*Daphnia magna*) and fish (*Oryzias latipes*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 27, p. 2159-2168.
- Jing P., Rodgers P.J. et Amemiya, S. 2009. High lipophilicity of perfluoroalkyl carboxylate and sulfonate: Implications for their membrane permeability. *J. Am. Chem. Soc.* 131, p. 2290-2296.
- Johansson N., Friedriksson A. et Eriksson P. 2008. « Neonatal exposure to perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) causes neurobehavioural defects in adult mice ». *Neurotoxicology*, vol. 29, p. 160-169.
- Jones P.D., Hu W., De Coen W., Newsted J.L. et Giesy J.P. 2003. « Binding of perfluorinated fatty acids to serum proteins ». *Environmental Toxicology and Chemistry* vol. 22, p. 2639-2649.
- Kannan K., Corsolini S., Falandysz J., Oehme G., Focardi S. et Giesy J.P. 2002b. « Perfluorooctane sulfonate and related fluorinated hydrocarbons in marine mammals, fishes and birds from coasts of the Baltic and the Mediterranean seas ». *Environmental Science and Technology* vol. 36, p. 3210-3216.
- Kannan K., Franson J.C., Bowerman W.W., Hansen K.J., Jones P.D. et Giesy J.P. 2001b. « Perfluorooctane sulfonate in fish-eating birds including bald eagles and albatrosses ». *Environmental Science and Technology*, vol. 35, p. 3065-3070.
- Kannan K., Koistinen J., Beckmen K., Evans T., Gorzelany J.F., Hansen K.J., Jones P.D., Helle E., Nyman M. et Giesy J.P. 2001a, « Accumulation of perfluorooctane sulfonate in marine mammals ». *Environmental Science Technology* vol. 35, p. 1593-1598.
- Kannan K., Newstead J., Halbrook R.S. et Giesy J.P. 2002a. « Perfluorooctane sulfonate and related fluorinated hydrocarbons in mink and river otters from the United States ». *Environmental Science and Technology*, vol. 36, p. 2566-2571.
- Kannan K., Perrotta E. et Thomas N.J. 2006. « Association between perfluorinated compounds and pathological conditions in southern sea otters ». *Environmental Science and Technology* vol. 40, p. 4943-4948.
- Kannan K., Tao L., Sinclair E., Pastva S.D., Jude D.J. et Giesy J.P. 2005. « Perfluorinated compounds in aquatic organisms at various trophic levels in a Great Lakes food chain ». *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* vol. 48, p. 559-566.
- Kim S.K. et Kannan K. 2007. « Perfluorinated acids, in air, rain, snow, surface runoff, and lakes: relative importance of pathways to contamination of urban lakes ». *Environmental Science and Technology* vol. 41, p. 8328-8334.
- Kissa E. 1994. *Fluorinated surfactants, synthesis, properties, applications*. Marcel Dekker. New York (NY).

- Kwadijk C.J.A.F., Kortyrt P. et Koelmans A.A. 2010. « Distribution of perfluorinated compounds in aquatic systems in The Netherlands ». *Environ. Sci. Technol.* vol. 44, p. 3746-3751.
- Labadie P. et Chevreuil M. 2011. « Partitioning behaviour of perfluorinated alkyl contaminants between water, sediment and fish in the Orge River (nearby Paris, France) ». *Environ. Poll.* vol. 159, p. 391-397.
- Lehmller H.J. 2005. « Synthesis of environmentally relevant fluorinated surfactants—a review ». *Chemosphere* vol. 5, p. 1471-1496.
- Liu R., Liu X., Tang H. et Su Y. 2001. « Sorption behaviour of dye compounds onto natural sediment of Qinghe River ». *Journal of Colloid and Interface Science* vol. 239, p. 475-482.
- Liu W., Chien S., Quan X. et Jin Y.H. 2008. « Toxic effect of serial perfluorosulfonic and perfluorocarboxylic acids on the membrane system of a freshwater alga measured by flow cytometry ». *Environmental Toxicology and Chemistry* vol. 27, p. 1597-1604.
- Lucaciù, C., Furdui V., Crozier P., Marvin C., Reiner E., Wania F. et Mabury S. 2005. *Temporal study of perfluorinated alkyl substances in Niagara River suspended sediments*. Abstract SETAC 2005, Baltimore (Maryland), novembre 2005. En ligne : <http://abstracts.co.allenpress.com/pweb/setac2005/document/57070>.
- Luebker D.J., Case M.T., York R.G., Moore J.A., Hansen K.J. et Butenhoff J.L. 2005. « Two-generation reproduction and cross-foster studies of perfluorooctane sulfonate (PFOS) in rats ». *Toxicology* vol. 215, p. 126-148.
- MacDonald M.M., Warne A.L., Stock N.L., Mabury S.A., Solomon K.R. et Sibley P.K. 2004. « Toxicity of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid to Chironomus tentans ». *Environmental Toxicology and Chemistry* vol. 23, p. 2116-2123.
- Martin J.W., Mabury S.A., Solomon K.R. et Muir D.C.G. 2003. « Dietary accumulation of perfluorinated acids in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) ». *Environmental Toxicology and Chemistry* vol. 22, p. 189-195.
- Martin J.W., Muir D.C.G., Moody C.A., Ellis D.A., Kwan W.C., Solomon K.R. et Mabury S.A. 2002. « Collection of airborne fluorinated organics and analysis by gas chromatography/chemical ionization mass spectrometry ». *Anal. Chem.* vol. 74, p. 584-590.
- Martin J.W., Smithwick M.M., Braune B., Hoekstra P.F., Muir D.C.G. et Mabury S.A. 2004. « Identification of long-chain perfluorinated acids in biota from the Canadian Arctic ». *Environmental Science Technology* vol. 38, p. 373-380.
- McNabb F.M.A., Smith L. et Clark K. 2005. « Effects of perfluorooctane sulfonate (PFOS) on thyroid function in quail ». Présentation à la 26^e réunion annuelle de la SETAC, Baltimore (Maryland), 13 novembre 2005.
- Ministère chinois de la protection environnementale. 2008. *Comments on the revised draft risk profile for SCCP*. 7.
- Molina E.D., Balander R., Fitzgerald S.D., Giesy J.P., Kannan K., Mitchell R. et Bursian S.J. 2006. « Effects of air cell injection of perfluorooctane sulfonate before incubation on the development of the white leghorn chicken (*Gallus domesticus*) embryo ». *Environmental Toxicology and Chemistry* vol. 25, p. 227-232.
- Nakata H., Kannan K., Nasu T., Cho H.S., Sinclair E. et Takemura A. 2006. « Perfluorinated contaminants in sediments and aquatic organisms collected from shallow water and tidal flat areas of the Ariake Sea, Japan: Environmental fate of perfluorooctane sulfonate in aquatic ecosystems ». *Environmental Science and Technology* vol. 40, p. 4916-4921.
- Newsted J.L., Coady K.K., Beach S.A., Butenhoff J.L., Gallagher S. et Giesy J.P. 2007. « Effects of perfluorooctane sulfonate on mallard and northern bobwhite quail exposed chronically via the diet ». *Environmental Toxicology and Pharmacology* vol. 23, p. 1-9.
- Newsted J.L., Jones P.D., Coady K. et Giesy J.P. 2005. « Avian Toxicity Reference Values for Perfluorooctane Sulfonate ». *Environ Sci Technol* vol. 39, p. 9357-9362.
- O'Brien J.M., Carew A.C., Chu S., Letcher R.J. et Kennedy S.W. 2009. « Perfluorooctane sulfonate (PFOS) toxicity in domestic chicken (*Gallus gallus domesticus*) embryos in the absence of effects on peroxisome proliferator activated receptor alpha (PPAR α)-regulated genes ». *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*. vol. 149, p. 524-530.
- OCDE 2002. *Hazard assessment of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and its salts*. ENV/JM/RD(2002)17/FINAL, 21 novembre 2002, Paris, 362 p.
- Peden-Adams M.M., Stuckey J.E., Gaworecki K.M., Berger-Ritchie J., Bryant K., Jodice P.G., Scott T.R., Ferrario J.B., Guan B., Vigo C., Boone J.S., McGuinn W.D., DeWitt J.C. et Keil D.E. 2009. « Developmental toxicity in white leghorn chickens following in ovo exposure to perfluorooctane sulfonate (PFOS) ». *Reproductive Toxicology* vol. 27, p. 307-318.
- Quinete N., Wu Q., Zhang T., Yun S.H., Moreira I. et Kannan K. 2009. « Specific profiles of perfluorinated compounds in surface and drinking waters and accumulation in mussels, fish, and dolphins from southeastern Brazil ». *Chemosphere* 77, p. 863-869.
- Rayne S. et Forest K. 2009a. « Perfluoroalkyl sulfonic and carboxylic acids: a critical review of physicochemical properties, levels and patterns in waters and wastewaters, and treatment method ». *J Environ Sci Health Part A*, vol. 44, p. 1145-1199.
- Rayne, S. et Forest K. 2009b. « Congener-specific organic carbon-normalized soil and sediment-water partitioning coefficients for the C1 through C8 perfluoroalkyl carboxylic and sulfonic acids ». *J Environ Sci Health Part A* vol. 44, p. 1374-1387.
- Rosen M.B., Schmid J.R., Corton J.C., Zehr R.D., Das K.P., Abbott B.D. et Lau C. 2010. « Gene expression profiling in wild-type and PPAR α -null mice exposed to perfluorooctane sulfonate reveals PPAR α -independent effects ». *PPAR Research*. 2010. 23 p.
- Sanderson H., Boudreau T.M., Mabury S.A. et Solomon K.R. 2004. « Effects of perfluorooctanoic acid on the zooplankton community ». *Ecotoxicity and Environmental Safety* vol. 58, p. 68-76.
- Senthilkumar K., Ohi E., Sajwan K., Takasuga T. et Kannan K. 2007. « Perfluorinated compounds in river water, river sediment, market fish, and wildlife samples from Japan ». *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* vol. 79, p. 427-431.
- 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., Gabrielsen G.W., Nagy J., Stirling I., Taylor M.K. et Muir D.C.G. 2005. « Circumpolar study of perfluoroalkyl contaminants in polar bears (*Ursus maritimus*) ». *Environmental Science and Technology* vol. 39, p. 5517-5523.
- Sutherland C.A. et Krueger H.O. 2001. *A 96-hour toxicity test with the freshwater diatom (Navicula pelliculosa)*. Wildlife International Ltd. Numéro de projet 454A-112.
- Tao L., Kannan K., Kajiwara N., Costa M.M., Fillmann G., Takahashi S. et Tanabe S. 2006. « Perfluorooctane sulfonate and related fluoroochemicals in albatrosses, elephant seals, penguins, and polar skuas from the Southern Ocean ». *Environmental Science and Technology* vol. 40, p. 7642-7648.
- Thomford P.J. 2000. *Four-Week capsule toxicity study with perfluorooctane sulfonic acid potassium salt (PFOS; T-6295) in cynomolgus monkeys*. Covance Laboratories Inc. Covance 6329-223. No d'étude de 3M : T-6295.7.
- York R. 1999. *PFOS rat two-generation reproduction study*. Argus Research Laboratories, Inc. US EPA OPPT AR226-0569.
- You C., Chengxia J. et Gang P. 2010. « Effect of salinity and sediment characteristics on the sorption and desorption of perfluorooctane sulfonate at sediment-water interface ». *Environmental Pollution* vol. 158, p. 1343-1347.

Liste des acronymes et des abréviations

CA/p.c.	Rapport consommation d'aliments/poids corporel
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CE	Concentration effective
CI	Concentration d'inhibition
CMAT	Concentration maximale acceptable de toxiques
CPF	Composé perfluoré
CSEO	Concentration sans effet observé
DMENO	Dose minimale entraînant un effet nocif observé
DQT	Dose quotidienne tolérable
DSE	Distribution de la sensibilité des espèces
DSENO	Dose sans effet nocif observé
DSEO	Dose sans effet observé
FBA	Facteur de bioaccumulation : Rapport de la concentration d'un composé chimique dans un organisme par rapport à la concentration dans le milieu d'exposition, d'après l'absorption depuis le milieu environnant et la nourriture
FBAm	Facteur de bioamplification : Mesure de la bioaccumulation par laquelle les concentrations tissulaires de composés chimiques accumulés sont déterminés par rapport aux concentrations tissulaires dans deux ou plusieurs concentrations trophiques
FBC	Facteur de bioconcentration : Rapport de la concentration d'un composé chimique dans un organisme par rapport à la concentration du composé dans le milieu d'exposition (p.ex., sol ou eau)
FE	Facteur d'évaluation
K _d	Coefficient de distribution
K _{oe}	Coefficient de partage octanol-eau
LCPE	<i>Loi canadienne sur la protection de l'environnement</i>
MFPA	Mousse à formation de pellicule aqueuse
N-EtFOSE	2-(N-éthylperfluoro-1-octanesulfonamido)-éthanol
N-MeFOSE	2-(N-méthylperfluoro-1-octanesulfonamido)-éthanol
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
PFOS	Perfluorooctanesulfonate
PGPC	Plan de gestion des produits chimiques
REP	Rapport d'évaluation préalable
RFQE	Recommandation fédérale pour la qualité de l'environnement
RFQE _{eau}	Recommandation fédérale pour la qualité de l'eau
RFRAF	Recommandation fédérale pour le régime alimentaire de la faune
RFTP	Recommandation fédérale pour les tissus des poissons
TIA	Taux d'ingestion d'aliments
VCT	Valeur critique de toxicité