



Health
Canada Santé
Canada

*Your health and
safety... our priority.*

*Votre santé et votre
sécurité... notre priorité.*

Objectif pour la qualité de l'eau potable au Canada

Substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées

Objectif pour consultation publique

La période de consultation
prend fin le 12 avril 2023

Canada

Objet de la consultation

Le présent document technique a été élaboré dans le but de fournir aux autorités réglementaires et aux décideurs un objectif pour les substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées dans les sources d’approvisionnement en eau potable au Canada.

Le document est mis à la disposition du public pour une période de consultation de 60 jours. La consultation vise à solliciter des commentaires sur l’objectif proposé, la démarche suivie pour l’élaborer et les répercussions possibles de sa mise en œuvre.

Veillez transmettre vos commentaires (accompagnés d’une justification, le cas échéant) à Santé Canada par courriel (water-eau@hc-sc.gc.ca). Vous pouvez aussi transmettre vos commentaires par la poste à l’adresse suivante :

Bureau de la qualité de l’eau et de l’air, Santé Canada
269, avenue Laurier Ouest, IA 4903D
Ottawa (Ontario) K1A 0K9

Les commentaires doivent nous parvenir avant le 12 avril 2023. Les commentaires reçus dans le cadre de la consultation seront transmis, avec le nom et l’affiliation de leurs auteurs, aux membres du Comité fédéral-provincial-territorial sur l’eau potable (CEP). Les personnes ne souhaitant pas que leur nom et leur affiliation soient communiqués aux membres du CEP doivent joindre à leurs commentaires une déclaration à cet égard.

Il est à noter que le présent document de définition d’objectif sera révisé après l’analyse des commentaires reçus. Ce document devrait donc être considéré strictement comme une ébauche pour commentaires.

Renseignements sur les objectifs pour l'eau potable

La principale responsabilité du CEP consiste à collaborer avec Santé Canada afin d'élaborer et de mettre à jour les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*.

L'élaboration d'une recommandation suit un processus scientifique exhaustif qui s'échelonne sur de nombreuses années. À de rares occasions, de nouveaux renseignements sur un contaminant soulèvent des préoccupations qui doivent être traitées plus rapidement que ne le permet le processus d'élaboration de recommandations. Dans de tels cas, Santé Canada, en collaboration avec les gouvernements provinciaux et territoriaux, peut établir un objectif pour l'eau potable afin de réduire l'exposition pendant la révision ou l'élaboration d'une recommandation. C'est le cas avec les substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (SPFA).

Comme leur nom l'indique, les objectifs pour l'eau potable fixent un objectif de concentration maximale d'un contaminant dans l'eau potable, compte tenu des technologies de traitement et des méthodes d'analyse disponibles. Ils sont établis à la suite d'une recension des publications sur la recherche scientifique et des données réglementaires d'autres pays accessibles au moment de leur établissement. En outre, les objectifs pour l'eau potable font l'objet d'un examen à l'externe par des pairs afin de garantir leur intégrité scientifique.

Table des matières

| | |
|--|----|
| Objet de la consultation..... | i |
| Renseignements sur les objectifs pour l'eau potable..... | ii |
| Valeur proposée pour l'objectif..... | 2 |
| Contexte | 2 |
| Considérations relatives à l'exposition | 2 |
| Considérations relatives à la santé..... | 6 |
| Considérations relatives à l'analyse..... | 7 |
| Considérations relatives au traitement..... | 9 |
| Traitement des eaux municipales..... | 9 |
| Caractère réalisable du traitement..... | 11 |
| Technologies de traitement de l'eau à l'échelle résidentielle (puits privés) | 11 |
| Justification | 12 |
| Références | 15 |
| Annexe A – Liste des SPFA accompagnées des seuils de déclaration et des limites de détection associés aux méthodes d'analyse 533 et 537.1 de l'EPA des États-Unis | 21 |
| Annexe B – Liste des abréviations | 23 |

Valeur proposée pour l'objectif

Afin de réduire l'exposition par l'eau potable, il est proposé de fixer à 30 ng/L l'objectif pour la somme des concentrations de substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (SPFA) totales détectées dans l'eau potable. Les concentrations de SPFA totales devraient être calculées d'après la liste complète des substances figurant dans la méthode 533 ou 537.1 de l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis (U.S. EPA), ou dans les deux (voir l'annexe A). Un secteur de compétence pourrait également valider et appliquer une autre méthode d'analyse qui quantifie un minimum de 18 SPFA. Aux fins de l'objectif proposé, un résultat de non-détection est considéré comme ayant une valeur de zéro. Il est recommandé que les stations de traitement s'efforcent de maintenir les concentrations de SPFA dans l'eau potable au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre (*as low as reasonably achievable*, ALARA).

Contexte

En 2018 et 2019, Santé Canada a établi des recommandations pour la qualité de l'eau potable pour le sulfonate de perfluorooctane (SPFO) et l'acide perfluorooctanoïque (APFO), ainsi que des valeurs préliminaires pour neuf autres SPFA, soit l'acide perfluorobutanoïque (PFBA), l'acide perfluoropentanoïque (PFPeA), l'acide perfluorohexanoïque (PFHxA), l'acide perfluoroheptanoïque (PFHpA), l'acide perfluorononanoïque (PFNA), le sulfonate de perfluorobutane (PFBS), le sulfonate de perfluorohexane (PFHxS), le sulfonate de fluorotélomère 6:2 (6:2 FTS) et le sulfonate de fluorotélomère 8:2 (8:2 FTS). Ces valeurs s'appliquent à l'eau destinée à la consommation humaine. Il convient de noter que les noms complets de toutes les autres SPFA mentionnées dans le présent document figurent à l'annexe A ou B.

Le 24 avril 2021, le gouvernement du Canada a [avisé la population canadienne](#) de son intention d'aller de l'avant avec les activités qui permettraient de traiter les SPFA comme une classe de substances. Conformément à cette stratégie et compte tenu des nouvelles données scientifiques dans le domaine de l'évaluation des dangers et de l'exposition, ainsi que des technologies de traitement et d'analyse, les recommandations et les valeurs préliminaires actuelles pour les SPFA dans l'eau potable sont en cours d'examen.

Afin de réduire l'exposition potentielle aux SPFA par l'eau potable pendant la réévaluation des recommandations et des valeurs préliminaires, il est proposé de fixer un objectif fondé sur la somme de certaines SPFA détectées dans l'eau potable au Canada. Une fois qu'il aura été établi de façon définitive, cet objectif remplacera les deux recommandations précédentes pour la qualité de l'eau potable et les neuf valeurs préliminaires calculées pour des SPFA individuelles. Le présent document technique a été préparé en collaboration avec le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable (CEP).

Considérations relatives à l'exposition

Les SPFA constituent une famille regroupant des milliers de substances qui contiennent des atomes de fluor et de carbone liés. Ce lien chimique donne lieu à une molécule très stable qui est essentiellement non réactive et persistante dans l'environnement. En raison de leurs propriétés uniques, les SPFA sont utilisées dans un large éventail d'applications, notamment comme agents tensioactifs, lubrifiants et répulsifs (pour la saleté, l'eau et la graisse). Les SPFA sont également présentes dans des produits aussi divers que les mousses extinctrices, les textiles

(p. ex. les tapis, les meubles et les vêtements), les cosmétiques et les matériaux d'emballage alimentaire. Au Canada, la fabrication, l'utilisation et l'importation de certaines des SPFA héritées (c.-à-d. l'APFO, le SPFO et les acides perfluorocarboxyliques [APFC] à longue chaîne, leurs sels et leurs précurseurs) sont interdites, à quelques exceptions près. Les SPFA entrent principalement au Canada dans des produits ou en tant que constituants d'articles manufacturés. Certaines SPFA peuvent être utilisées dans des procédés industriels, ce qui peut entraîner des rejets dans l'environnement par les installations industrielles. Les SPFA peuvent également provenir des rejets s'échappant des sites d'enfouissement et des stations de traitement des eaux usées, et de la réutilisation des biosolides produits par les stations de traitement des eaux usées (Guerra et coll., 2014; Hamid et coll., 2018). De nombreuses études ont démontré que les SPFA sont transportées sur de grandes distances dans l'atmosphère, dans les plans d'eau et dans les eaux souterraines. En plus de l'eau potable, les recherches indiquent que les Canadiens peuvent être exposés aux SPFA par les aliments (Tittlemier et coll., 2007), la poussière (De Silva et coll., 2012; Eriksson et Kärrman, 2015; Karaskova et coll., 2016; Kubwabo et coll., 2005; Shoeib et coll., 2011) et l'air intérieur (Beesoon et coll., 2012; Shoeib et coll., 2011).

Au Canada, le gros de la contamination du milieu aquatique par les SPFA provient de sources ponctuelles ou diffuses. Les sources diffuses de contamination par les SPFA peuvent comprendre le ruissellement de surface depuis les zones urbaines et les dépôts atmosphériques humides ou secs (Lalonde et Garron, 2022). Les sources ponctuelles les plus courantes de contamination par les SPFA sont associées aux mousses à formation de pellicule aqueuse (mousses AFFF) utilisées pour l'extinction des incendies de carburant ou les exercices de formation sur la lutte contre les incendies (p. ex. dans les aéroports et les bases militaires) (D'Agostino et Mabury, 2017; Liu et coll., 2021). Les mousses AFFF contiennent des mélanges exclusifs de SPFA et d'autres produits chimiques. Un certain nombre de SPFA sont détectées dans les eaux souterraines des anciennes zones de formation sur la lutte contre les incendies. Des concentrations de SPFA ont également été mesurées dans les eaux souterraines et de surface d'autres types de sites (p. ex. lieux d'intervention d'urgence, bassins pour mousse AFFF, réservoirs de stockage liés à des hangars, zones d'entretien de l'équipement de lutte contre les incendies et canalisations ou infrastructures touchées par les mousses AFFF) (Awad et coll., 2011; Anderson et coll., 2016; Milley et coll., 2018). Les SPFA peuvent migrer sur de longues distances dans le sol et l'eau au-delà du point où elles ont pénétré dans l'environnement.

Il existe peu de données concernant les SPFA dans l'eau potable et les sources d'approvisionnement en eau douce au Canada. Le nombre et le type de SPFA présentes dans une source d'approvisionnement en eau potable donnée varient selon la source de la contamination, les conditions environnementales ainsi que les utilisations nouvelles et passées de la source.

Dans le cadre d'une étude visant à examiner la présence des SPFA dans l'eau douce, les auteurs ont échantillonné, entre 2013 et 2020, un total de 29 sites au Canada pour y déceler la présence de 13 SPFA différentes et ainsi déterminer les concentrations de ces SPFA et les tendances. Les sites et la fréquence d'échantillonnage ont varié au cours de l'étude. Les limites de détection allaient de 0,4 à 1,6 ng/L. Parmi les 13 SPFA détectées dans 566 échantillons d'eau douce, l'étude a révélé que le PFBA, le PFPeA, le PFHxA, le PFHpA, l'APFO et le SPFO ont été détectés plus fréquemment que les autres SPFA. Au sein de ce groupe de SPFA, les concentrations de PFBA et de PFPeA avaient augmenté de manière significative entre 2013 et 2020, tandis que les concentrations de PFHpA, d'APFO et de SPFO avaient diminué. Les concentrations maximales relevées ont été de 138 ng/L pour le PFBS (bien que cette SPFA ait été détectée moins fréquemment que les six SPFA mentionnées ci-dessus) et de 137 ng/L pour le

PFHxA. Les auteurs ont constaté que, dans cette étude, les SPFA de remplacement, notamment le PFBA, le PFPeA, le PFHxA, le PFHpA et le PFBS, ont été détectées plus souvent que ce qui avait été observé dans les études canadiennes précédentes (Lalonde et Garron, 2022).

En Saskatchewan, la Water Security Agency a prélevé des échantillons d'eau potable ($n = 7$) dans sept stations de traitement de l'eau en 2018–2019 afin de mesurer les concentrations d'APFO et de SPFO dans l'eau potable traitée. Aucune de ces deux SPFA n'a été détectée (limite de détection de la méthode [LDM] : 2 ng/L) dans l'eau potable de six des sept collectivités. L'APFO a été détecté dans l'unique échantillon prélevé dans une station de traitement de l'eau potable à une concentration de 3 ng/L (Saskatchewan Water Security Agency, 2022).

Entre 2012 et 2016, le ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario a mesuré la présence et la concentration de 14 SPFA (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, APFO, PFNA, PFDA, PFUnA, PFD_oA, PFBS, PFHxS, SPFO, PFDS et PFOSA) dans 25 systèmes d'approvisionnement en eau potable en Ontario (prises d'eau et eau potable traitée). Les LDM variaient de 0,5 à 1 ng/L, et les résultats inférieurs à la LDM ont été remplacés par des valeurs correspondant à la moitié de la LDM (Kleywegt et coll., 2020). Aucune trace de PFUnA, de PFD_oA, de PFDS et de PFOSA n'a été détectée dans les échantillons d'eau potable. Les composés le plus fréquemment détectés dans l'eau potable de l'Ontario étaient l'APFO (73 %; médiane de 1,1 ng/L, maximum de 6,6 ng/L), le PFBA (67 %; médiane de 2,4 ng/L, maximum de 10 ng/L), le PFHxA (54 %; médiane de 1,3 ng/L, maximum de 13 ng/L), le PFPeA (51 %; médiane de 1,0 ng/L, maximum de 15 ng/L) et le SPFO (50 %; médiane de 0,63 ng/L, maximum de 5,9 ng/L).

Entre 2016 et 2021, le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) du Québec a échantillonné 41 systèmes de traitement de l'eau potable pour y déceler la présence de 18 SPFA (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, APFO, PFNA, PFDA, PFUnA, PFBS, PFHxS, PFHpS, SPFO, PFDS, FHUEA, FOUEA, 4:2 FTS, 6:2 FTS, 8:2 FTS). L'échantillonnage visait à la fois des systèmes alimentés en eaux de surface et des systèmes alimentés en eaux souterraines, ces derniers ayant été ajoutés en 2018 (MELCC, 2022). Les sites d'échantillonnage ont été sélectionnés en fonction des résultats de détection de SPFA antérieurs ou des préoccupations posées par les sites, ou encore en raison de leur proximité avec des sources ponctuelles potentielles connues de SPFA. Les limites de détection étaient comprises entre 0,5 et 5 ng/L pour les échantillons d'eau brute et entre 0,3 et 5 ng/L pour les échantillons d'eau traitée. Parmi les 18 SPFA analysées, 6 (PFPeA, PFHxA, PFHpA, APFO, PFNA et SPFO) ont été détectées dans 10 % ou plus des échantillons prélevés. Les données de 2016 montrent une réduction des concentrations maximales d'APFO et de SPFO (6 ng/L et 3 ng/L, respectivement) par rapport aux concentrations maximales mesurées dans les eaux de surface des mêmes sites échantillonnés en 2007–2008 (66 ng/L pour l'APFO et 8,8 ng/L pour le SPFO). Dans le fleuve Saint-Laurent et certaines rivières, 5 substances (PFHxA, PFHpA, APFO, PFNA et SPFO) ont été détectées dans au moins 30 % des échantillons. Les substances le plus souvent détectées étaient l'APFO et le PFHxA (72 % et 59 %, respectivement); toutes deux présentaient une concentration maximale de 6 ng/L et une concentration médiane de 2 ng/L. Dans le lac Memphrémagog, l'APFO (médiane de 1 ng/L, maximum de 2 ng/L) et le PFHxA (médiane de 1,5 ng/L, maximum de 3 ng/L) ont été détectés dans l'eau brute; les deux substances ont également été détectées dans l'eau potable traitée à une concentration maximale de 1 ng/L et à une concentration médiane de 1 ng/L chacune. Dans les sources d'approvisionnement en eau souterraine, le PFPeA (médiane de 4 ng/L, maximum de 48 ng/L) et le PFHxA (médiane

de 3 ng/L, maximum de 30 ng/L) ont été trouvés dans 14 % et 17 % des échantillons, respectivement, tandis que l'APFO (médiane de 2 ng/L, maximum de 4 ng/L) et le SPFO (médiane de 2 ng/L, maximum de 3 ng/L) ont été trouvés dans 6 % et 4 % des échantillons (MELCC, 2022).

En Nouvelle-Écosse, depuis 2019, les municipalités sont tenues d'analyser l'eau potable brute et traitée pour y détecter la présence d'APFO et de SPFO. À ce jour, aucune de ces deux substances n'a été détectée (LDM : 20 ng/L) dans les neuf systèmes soumis à des analyses (NSECC, 2022).

Des concentrations médianes similaires de PFBA, de PFPeA, de PFHxA, d'APFO et de SPFO ont été signalées dans des échantillons d'eau potable provenant de 19 sites situés autour du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent (n = 8) et d'autres lacs et petites rivières au Canada (n = 11). Les concentrations maximales de SPFA étaient comprises entre 0,1 ng/L (PFDA) et 4,1 ng/L (SPFO) dans les échantillons des Grands Lacs et du Saint-Laurent, et entre 0,1 ng/L (PFUnA) et 4,9 ng/L (APFO) pour le reste des échantillons d'eau du robinet prélevés au Canada. Le PFHxA a été détecté dans tous les échantillons d'eau du robinet prélevés au Canada dans cette étude. D'autres SPFA ont été fréquemment détectées, notamment le PFBA (95 %), le PFHxS et le SPFO (89 % chacun), tandis que le PFPeA, le PFHpA, l'APFO, le PFNA, le PFDA et le PFBS ont été détectés dans au moins 84 % des échantillons. Les composés détectés moins fréquemment dans les eaux canadiennes comprenaient le FOSA (53 %), le 6:2 FTSA (37 %) et le 5:3 FTCA (11 %), ainsi que le PFUnA, le PFD_oA et le 7:3 FTCA, qui ont été chacun détectés dans moins de 10 % des échantillons. Selon les résultats d'une méthode de détection qualitative, le FBSA, le FHxSA, le PFECHS et le PFPeS étaient parfois présents dans l'eau du robinet (les concentrations allaient d'en deçà de la limite de détection à 1,2 ng/L), alors que le PFEtS, le PFPrS et le PFPeS étaient présents à des concentrations inférieures à la limite de détection pour tous les échantillons canadiens. Les limites de détection dans l'eau du robinet variaient de 0,01 à 0,08 ng/L (Kaboré et coll., 2018).

Entre 2013 et 2015, l'U.S. EPA a réalisé la surveillance de six SPFA (PFHpA, APFO, PFNA, PFBS, PFHxS et SPFO) dans l'eau potable en vertu de la troisième règle de surveillance des contaminants non réglementés (*Third Unregulated Contaminant Monitoring Rule*, UCMR 3). Les résultats ont montré qu'il y avait au moins un composé SPFA détectable dans 1,6 % des 36 977 échantillons et dans 4 % des 4 920 systèmes publics d'approvisionnement en eau (Guelfo et Adamson, 2018). Les seuils de déclaration de la méthode (SDM) variaient de 10 à 90 ng/L pour les composés SPFA surveillés et étaient généralement supérieurs à la limite de quantification dans la plupart des études publiées (Hu et coll., 2016). L'APFO (SDM de 20 ng/L) et le SPFO (SDM de 40 ng/L) étaient les SPFA le plus souvent détectées (1,03 % et 0,79 %, respectivement) parmi les systèmes de toute taille et de source de tout type. Les concentrations maximales de SPFO (7 000 ng/L), de PFHxS (1 600 ng/L), de PFHpA (410 ng/L), d'APFO (349 ng/L) et de PFNA (56 ng/L) ont été détectées dans de grands systèmes alimentés par une source d'approvisionnement en eau souterraine. Le PFBS (SDM de 90 ng/L) a été détecté seulement dans de grands systèmes, et la concentration maximale de 370 ng/L a été observée dans un grand système alimenté par une source d'approvisionnement en eau de surface (Crone et coll., 2019). Une analyse des données obtenues en vertu de la règle UCMR3 a révélé qu'environ 50 % des échantillons dans lesquels on avait détecté des SPFA contenaient deux SPFA ou plus et que, dans 72 % des cas, les SPFA avaient été détectées dans des eaux souterraines (Guelfo et Adamson, 2018). Certaines activités étaient des prédicteurs significatifs de la fréquence et des concentrations de détection des SPFA dans les approvisionnements publics

en eau (soit le nombre de sites industriels qui fabriquent ou utilisent des composés SPFA, le nombre de zones militaires de formation sur la lutte contre les incendies et le nombre de stations de traitement des eaux usées) (Hu et coll., 2016).

Considérations relatives à la santé

De nombreuses substances et de nombreux groupes appartenant à la classe des SPFA sont peu étudiés et présentent des propriétés différentes; toutefois, on sait que les SPFA bien étudiées sont persistantes dans l'environnement et qu'elles ont été détectées chez les humains, dans la faune et dans les milieux environnementaux du monde entier (Wang et coll., 2017). Certaines SPFA se bioamplifient dans les réseaux trophiques et peuvent nuire à la santé de la faune et des humains. Chez les humains, certaines SPFA bien étudiées, comme l'acide perfluorocarboxylique et l'acide sulfonique, sont facilement absorbées par l'organisme et se lient à des protéines du sang ce qui consiste en un mécanisme de transport primaire (Kudo, 2015; Forsthuber et coll., 2020). Une fois distribuées dans l'organisme, ces substances s'accumulent dans le sang et les tissus bien perfusés tels que le foie et les reins (Kudo, 2015). Quelques-unes de ces substances peuvent traverser la barrière placentaire, ce qui peut entraîner une exposition in utero du fœtus en développement (Mamsen et coll., 2019; Wang et coll., 2019; Li et coll., 2020), et peuvent également être transmises aux nourrissons et aux enfants par le lait maternel (VanNoy et coll., 2018). Les données disponibles montrent que certaines SPFA sont éliminées très lentement de l'organisme, probablement en raison de leur forte affinité de liaison aux protéines et des processus de réabsorption internes (Yang et coll., 2010; EFSA, 2020). Ainsi, certaines SPFA (p. ex. l'APFO, le PFNA, le PFHxS et le SPFO) peuvent s'accumuler et persister dans l'organisme pendant des années (ATSDR, 2021). D'autres SPFA à chaîne plus courte (p. ex. le PFBA et le PFHxA) sont éliminées plus rapidement, avec des demi-vies estimées allant de plusieurs jours à plusieurs semaines (Chang et coll., 2008; Russell et coll., 2015).

On dispose de renseignements toxicologiques (in vitro et in vivo) et épidémiologiques pour un nombre limité de SPFA seulement. Les SPFA les plus étudiées sont le SPFO et l'APFO. Des données limitées existent pour plusieurs autres SPFA (p. ex. les SPFA à base d'éther et les substances à base de fluorotélomère), tandis qu'aucune donnée n'est disponible pour la grande majorité des SPFA (Pelch et coll., 2021). Sur la base des renseignements dont on dispose, il est évident que l'exposition à certaines SPFA est susceptible de nuire à plusieurs systèmes et organes (ATSDR, 2021). De plus, il a été déterminé que de nombreuses SPFA affectent les mêmes systèmes et organes. Chez les humains, les principales cibles sont le foie, le système immunitaire, le système endocrinien (thyroïde), la fertilité, le développement et le métabolisme (cholestérol, poids corporel) (Sanexen, 2021). En outre, des cas de cancers des testicules et des reins ont été explicitement liés à l'exposition à l'APFO (IARC, 2017), et l'EPA de la Californie a ajouté le SPFO à sa liste des produits chimiques connus pour causer le cancer (OEHHA, 2021). Bon nombre des effets observés chez l'humain sont étayés par des études expérimentales réalisées sur des modèles animaux. De nouveaux renseignements sur les SPFA bien étudiées montrent des effets qui se produisent à des concentrations inférieures à celles qui ont été établies dans les études précédentes (p. ex. le HFPO-DA et son sel d'ammonium [U.S. EPA, 2021a]) et font ressortir d'importants effets préoccupants qui, auparavant, n'étaient pas considérés comme étant critiques (Sanexen, 2021). À l'heure actuelle, seul un petit nombre de SPFA est surveillé dans les enquêtes de biosurveillance humaine. Ces SPFA ont été détectées dans le sang (plasma ou sérum) de la population générale au Canada et à l'étranger. Les Canadiens sont exposés

simultanément à plusieurs SPFA, comme le montrent les données de biosurveillance (Santé Canada, 2021a). Les dangers de l'exposition à des mélanges de SPFA sont en grande partie inconnus, bien que des effets antagonistes, synergiques et additifs aient tous été observés dans un nombre limité d'études in vitro et in vivo (Ojo et coll., 2021). Les études indiquent également que, dans les régions où l'eau potable est une source d'exposition importante aux SPFA, le traitement de l'eau potable en vue de réduire les concentrations de SPFA peut diminuer les concentrations sériques de SPFA et, éventuellement, les effets néfastes sur la santé (Herrick et coll., 2017; Waterfield et coll., 2020).

Considérations relatives à l'analyse

L'objectif proposé pour les SPFA dans l'eau potable fait référence à deux méthodes validées et normalisées de l'U.S. EPA qui permettent la quantification d'un total combiné de 29 composés, soit les méthodes 533 et 537.1 de l'U.S. EPA (U.S. EPA 2019 et U.S. EPA 2020, respectivement). Ces méthodes d'analyse sont spécifiques, sensibles et pratiques pour une application dans des laboratoires commerciaux. Les SDM établis dans le cadre du 5e cycle de la règle UCMR (UCMR5) (U.S. EPA, 2021b) pour l'analyse des SPFA à l'aide de ces méthodes vont de 2 à 20 ng/L et sont présentés à l'annexe A. Les secteurs de compétence concernés pourraient également valider et appliquer une autre méthode d'analyse qui quantifie un minimum de 18 SPFA.

La méthode 533 de l'EPA est une méthode de chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (CL-SM/SM) avec dilution isotopique, échange d'anions et extraction en phase solide (EPS) pour la détermination de certaines SPFA dans l'eau potable. Elle requiert l'utilisation de la SM/SM en mode détection des réactions multiples (*multiple-reaction-monitoring*, MRM) afin d'améliorer la sélectivité et la spécificité de la méthode pour la détection des composés d'intérêt. La méthode 533 de l'EPA permet de mesurer 25 SPFA précises (aucune ne comptant plus de 12 atomes de carbone) comprenant des acides perfluorés, des sulfonates, des sulfonates de fluorotélomère et des acides carboxyliques d'éther poly- et perfluorés.

La méthode 537.1 de l'EPA est une méthode CL-SM/SM avec dilution isotopique et EPS hydrophobe pour la détermination de certaines SPFA dans l'eau potable. Elle permet de mesurer 18 SPFA précises, dont des acides perfluorocarboxyliques pouvant contenir jusqu'à 14 atomes de carbone. Elle diffère de la méthode 533, car la technique de concentration utilisée repose sur des interactions hydrophobes et, à ce titre, elle ne convient pas pour les SPFA plus hydrophiles à chaîne carbonée plus courte, comme le PFBA et le PFPeA.

La méthode 533 de l'EPA complète la méthode 537.1, car elle incorpore 14 des 18 SPFA visées par la méthode 537.1, et il n'y a aucune différence inhérente dans les SDM des deux méthodes. Cependant, la méthode 533 permet de mesurer 11 SPFA de plus que la méthode 537.1, dont des substances chimiques plus hydrophiles comme le PFBA. En combinant les deux méthodes, il est possible de mesurer efficacement un total de 29 SPFA différentes dans l'eau potable. De nombreux laboratoires peuvent déclarer de manière fiable des seuils de 2 ng/L pour la plupart des SPFA et un seuil de 5 ng/L pour les autres SPFA (voir l'annexe A). Comme elles reposent sur des techniques de concentration des échantillons différentes, les deux méthodes nécessitent des procédures de préparation des échantillons distinctes et ne peuvent être combinées en une seule analyse. Au Canada, les laboratoires sont généralement accrédités pour la méthode 537.1 de l'EPA (CALA, 2022). Cependant, il est reconnu que la méthode 533 de

l'EPA permettrait une analyse plus complète des SPFA observées dans les données canadiennes dont il est question dans la section « Considérations relatives à l'exposition ».

Étant donné le chevauchement entre les deux méthodes de l'EPA, et pour éviter le dédoublement des efforts, les autorités responsables de l'eau potable peuvent préciser qu'une seule méthode soit utilisée. Les responsables de systèmes de distribution d'eau potable doivent prendre en considération les sources potentielles de SPFA et choisir une méthode qui fournira des analyses incluant les SPFA susceptibles d'être présentes dans l'eau potable. Des conseils sur la caractérisation des sites sont disponibles ailleurs (U.S. EPA, 2022a; ITRC, 2020, 2022a).

Les SPFA totales doivent inclure toutes les SPFA répertoriées dans une méthode et détectées dans un échantillon. Toute valeur supérieure à la LDM doit être incluse dans la somme des concentrations de SPFA totales, sachant qu'une valeur de zéro est attribuée pour toute valeur inférieure à la limite de détection. Dans la mesure du possible, les responsables de systèmes de distribution d'eau potable devraient s'efforcer d'analyser le plus grand nombre possible de SPFA afin de mieux comprendre les SPFA présentes dans l'eau potable et de choisir le traitement qui réduira le plus possible l'exposition. Les concentrations de toutes les SPFA détectées par l'ensemble des analyses réalisées doivent être additionnées, et la somme obtenue ne doit pas dépasser l'objectif proposé de 30 ng/L. Lorsque plus d'une méthode est utilisée pour l'analyse et qu'il y a chevauchement entre les méthodes, il n'est pas nécessaire de faire une double analyse. Cependant, si une double analyse est effectuée, on doit tenir compte, pour le calcul de la somme, du résultat le plus élevé pour chacune des SPFA analysées en double.

Méthodes de dépistage

Dans des conditions environnementales propices, les précurseurs des SPFA peuvent se dégrader en acides perfluoroalkylés (APFA). Le test des précurseurs oxydables totaux (test TOP) permet d'oxyder les précurseurs des SPFA et de les transformer en leurs APFA correspondants, lesquels peuvent ensuite être mesurés à l'aide des méthodes de l'EPA ou d'autres méthodes. Il s'agit d'un outil de dépistage utile qui permet de mieux comprendre la quantité de SPFA présente dans un échantillon, y compris les espèces inconnues de précurseurs qui, autrement, auraient pu passer inaperçues (c.-à-d. la charge totale en SPFA). Comme l'essai TOP n'identifie pas les précurseurs individuels, les données sont généralement exprimées en termes de variation nette dans les concentrations d'APFA avant et après l'oxydation (Rodowa et coll., 2020). Le test TOP peut sous-quantifier les précurseurs des APFA à chaîne courte à base de télomères (ITRC, 2022b).

L'analyse de la teneur en fluor organique total (test TOF) est une autre méthode d'analyse de substitution courante que l'on peut utiliser pour détecter les SPFA dans l'eau potable. Bien qu'il puisse être utile, le test TOF est de nature indifférenciée en ce sens qu'il peut capter le fluor de composés qui ne sont pas des SPFA. Jusqu'à présent, il n'existe pas de méthode démontrée qui permet d'éviter les étapes de préparation des échantillons et la perte d'une partie du TOF. L'U.S. EPA (2022b) a publié une ébauche de méthode pour l'analyse du fluor organique adsorbable (AOF) (EPA Draft Method 1621) dans les eaux usées; la méthode a recours à l'adsorption sur charbon pour préparer l'échantillon au rinçage du fluorure, puis à la chromatographie ionique à combustion. Cependant, l'application de cette méthode à l'eau potable est limitée, car la limite minimale de détection est bien supérieure aux concentrations généralement observées dans les sources d'eau potable.

Les tests TOP et TOF peuvent évaluer de manière plus complète la concentration de SPFA au-delà des 29 substances énumérées dans les méthodes ci-dessus. Toutefois, il s'agit de

techniques qualitatives qui ne sont pas encore normalisées et qui n'ont pas fait l'objet d'une validation par plusieurs laboratoires. Malgré leurs limites, ces tests peuvent permettre de mieux comprendre les SPFA qui sont présentes ou qui peuvent être présentes dans l'eau et les effets qu'elles ont sur l'exploitation des systèmes de traitement. Ces SPFA supplémentaires peuvent présenter des temps de percée plus courts, ce qui nécessite de régénérer ou de remplacer les milieux plus souvent. Les données issues de ces tests pourraient être utilisées pour bonifier les données obtenues par des méthodes quantitatives (ITRC, 2022b).

Considérations relatives au traitement

Traitement des eaux municipales

Généralement, les études sur l'efficacité du traitement sont réalisées avec une série limitée de SPFA, à des concentrations beaucoup plus élevées que celles qui sont observées dans les eaux potables brutes et traitées (Crone et coll., 2019). L'efficacité de l'enlèvement peut varier grandement pour les SPFA ayant des propriétés physicochimiques différentes (p. ex. la longueur de la chaîne carbonée) lorsqu'elles sont évaluées à des concentrations applicables à l'eau potable. On devrait effectuer une évaluation de la vulnérabilité pour déterminer les dangers, ce qui comprend les sources potentielles de contamination et la vulnérabilité de la source d'approvisionnement en eau à la contamination par les SPFA (Santé Canada, 2021b). Il faut procéder à une caractérisation approfondie de la source d'approvisionnement en eau pour évaluer la présence, l'identité et la concentration de toute SPFA; ces renseignements sont essentiels pour établir les conditions opérationnelles et pour estimer la durée d'utilisation du milieu de traitement avant la percée. Les technologies de traitement les plus efficaces (efficacité d'enlèvement > 90 % pour certaines SPFA) sont le charbon actif granulaire (CAG), la filtration sur membrane (osmose inverse [OI] et nanofiltration [NF]) et l'échange d'anions (AIX) (Appleman et coll., 2013, 2014; Dickenson et Higgins, 2016; Sanexen, 2022). En général, les principaux points à prendre en compte lors du choix des technologies de traitement pour l'enlèvement des SPFA sont la présence d'espèces de SPFA et d'anions en compétition, la présence de matière organique et la fréquence de régénération ou de remplacement requise pour le milieu sorbant utilisé (Appleman et coll., 2013). L'efficacité du traitement de l'eau potable du point de vue de l'enlèvement des SPFA dépend de plusieurs facteurs, notamment les caractéristiques de la source d'approvisionnement en eau, la concentration et le type de SPFA, les objectifs du traitement et le bon fonctionnement du système en tout temps.

Les technologies courantes de traitement de l'eau potable (p. ex. la coagulation, la floculation et l'oxydation) ne sont pas efficaces pour enlever les SPFA. Bien qu'il existe des technologies de traitement qui permettent d'enlever efficacement certaines SPFA, aucun traitement ne peut à lui seul enlever une large gamme de SPFA dans toutes les conditions. Chaque technologie de traitement présente des avantages et des inconvénients. L'atteinte de l'objectif proposé peut nécessiter le recours à une chaîne de traitement comprenant plus d'une technologie, ou encore l'utilisation d'une technologie plusieurs fois de suite pour traiter l'ensemble des SPFA présentes dans l'eau brute. Pour assurer un enlèvement continu et efficace, chaque installation doit établir des conditions et des paramètres opérationnels fondés sur la ou les technologies de traitement choisies et les caractéristiques de l'eau brute, dont le type de SPFA, la concentration de SPFA et les objectifs de traitement.

L'élimination et la manipulation des milieux sorbants, des concentrés et des résidus sont également des éléments à considérer lors du choix d'une technologie de traitement pour l'enlèvement des SPFA. Le traitement et l'élimination des milieux filtrants au CAG utilisés et de l'eau sale de lavage à contre-courant, des résines échangeuses d'ions et des concentrés de régénération, ainsi que des concentrés de membrane et des eaux de lavage, lesquels contiennent des concentrations élevées de SPFA, sont des points importants dont il faut tenir compte dans le choix et l'utilisation d'une technologie de traitement des SPFA. Par exemple, les milieux filtrants (comme le CAG) et d'échange d'ions utilisés doivent être éliminés de manière appropriée, à l'aide de techniques spécialisées (p. ex. régénération ou destruction à haute température), pour éviter le rejet des SPFA dans l'environnement. De même, les technologies membranaires nécessitent le traitement et l'élimination du concentré, des eaux de lavage ou des produits résiduels (U.S. EPA, 2022c). La disponibilité des options d'élimination des résidus de traitement (y compris des milieux) peut également limiter le choix d'une technologie de traitement. En outre, le choix peut également être restreint par les exigences des autorités compétentes en matière d'élimination.

Un nombre limité d'études à l'échelle de banc d'essai ont évalué l'enlèvement des perfluorocarboxylates et des perfluorosulfonates par le charbon actif en poudre (CAP). D'après les résultats de ces études, l'efficacité médiane de l'enlèvement de SPFA individuelles par le CAP était de 64,5 % (Sanexen, 2022). En raison d'inefficacités, le CAP doit être combiné à d'autres technologies de traitement pour atteindre un taux d'élimination de 90 % ou plus. Il faut également tenir compte de la manière dont les boues décantées contenant le CAP chargé en SPFA seront éliminées.

C'est pour le CAG que l'on dispose du plus grand nombre de données pertinentes sur le terrain obtenues à l'échelle pilote et à grande échelle (Sanexen, 2022); cette méthode s'est d'ailleurs avérée efficace pour enlever les SPFA de l'eau potable à des concentrations relativement faibles (Appleman et coll., 2014). De plus, le CAG peut être utilisé avec de l'eau de différentes compositions chimiques et conserver ses caractéristiques de performance. Toutefois, le CAG a démontré une affinité plus grande pour les SPFA dont la chaîne carbonée compte plus de six atomes de carbone que pour les SPFA à chaîne plus courte (Gagliano et coll., 2020). En outre, les sulfonates perfluorés sont adsorbés plus facilement par le CAG que les acides carboxyliques perfluorés en raison de leur hydrophobicité accrue (Du et coll., 2014). Par conséquent, les milieux au CAG doivent être régénérés ou remplacés plus souvent lors du traitement de certaines SPFA (Rodowa et coll., 2020). Les paramètres opérationnels tels que le type de CAG (p. ex. charbon bitumineux), la taille du fût et le taux de chargement hydraulique influent également sur la durée de fonctionnement du filtre (Belkouteb et coll., 2020). Les propriétés des résines échangeuses d'anions, notamment la porosité, le groupe fonctionnel et la matrice polymère, influent sur l'efficacité du traitement des SPFA (Gagliano et coll., 2020). Étant donné que de nombreuses SPFA existent sous forme d'anions à des pH applicables à l'eau potable, les résines AIX à base forte sont capables d'enlever ces espèces de SPFA (Crone et coll., 2019). Le procédé AIX enlève également de manière préférentielle les SPFA à longue chaîne et les perfluorosulfonates (Appleman et coll., 2014). Cependant, la modification des caractéristiques des résines AIX (p. ex. l'hydrophobicité du groupe fonctionnel) peut augmenter la capacité de sorption des SPFA moins hydrophobes (Chularueangaksorn et coll., 2014; Zaggia et coll., 2016). Bien que les résines AIX offrent l'avantage d'une plus grande capacité d'adsorption que le CAG, elles sont généralement limitées à une seule utilisation pour les applications liées à l'eau potable (Crone et coll., 2019; Ross et coll., 2018). On a toutefois réussi

à régénérer les résines AIX dans certaines études (Crone et coll., 2019), mais il a fallu recourir à des procédures complexes ou non standard.

Les technologies membranaires que sont l'OI et la NF permettent toutes les deux d'enlever très efficacement de nombreuses SPFA. L'OI enlève efficacement les SPFA de toutes les longueurs de chaîne selon un mécanisme d'exclusion par la taille et un mécanisme de rejet selon la charge. La NF repose principalement sur la répulsion électrostatique et l'hydrophobie, en particulier pour enlever les SPFA à chaîne courte (Dickenson et Higgins, 2016; Zeng et coll., 2017). Le taux de rejet par OI et par NF peut varier d'une SPFA à l'autre, et il peut être sensiblement plus faible pour les SPFA à charge neutre comme le FOSA (Steinle-Darling et Reinhard, 2008; Steinle-Darling et coll., 2010; Sanexen, 2022). Les deux technologies membranaires sont sujettes à des problèmes d'encrassement et d'entartrage, ce qui limite leur application à grande échelle.

Caractère réalisable du traitement

Des études évaluant le caractère réalisable du traitement des SPFA à l'échelle pilote et à grande échelle ont démontré que le CAG, l'AIX et l'OI peuvent tous réduire efficacement les concentrations d'APFC et de SPFA à chaîne courte en deçà des limites de détection allant d'une valeur inférieure à 1 à 2 ng/L pour les SPFA individuelles. Cependant, pour obtenir ces concentrations, les systèmes de traitement doivent être configurés et exploités comme il se doit. L'obtention de concentrations aussi faibles peut également se traduire par des conditions d'exploitation difficiles, notamment des temps de contact en fût vide très longs ou la nécessité de régénérer ou de remplacer fréquemment les milieux, ce qui peut s'avérer irréaliste sur le plan pratique ou économique pour certaines installations de traitement de l'eau (Sanexen, 2022).

Technologies de traitement de l'eau à l'échelle résidentielle (puits privés)

Dans les cas où l'on souhaite enlever les SPFA à l'échelle résidentielle ou des petits systèmes, par exemple, quand un ménage s'approvisionne en eau potable par un puits privé, un dispositif de traitement de l'eau potable peut réduire la concentration d'un nombre limité de SPFA dans l'eau potable.

Les dispositifs de traitement peuvent être certifiés conformes à la norme NSF 53 (pour le CAG) et à la norme NSF 58 (pour l'OI) (NSF International, 2021a, b) pour ce qui est de la réduction des concentrations de "SPFA totales" dans l'eau potable pour les sept SPFA suivantes : PFHpA, APFO, PFNA, PFDA, PFBS, PFHxS et SPFO. Les critères révisés devraient être publiés dans les normes NSF 53 et NSF 58 au début de 2023. L'utilisation de dispositifs de traitement certifiés conformes aux critères révisés aidera les propriétaires à réduire davantage leur exposition aux SPFA par l'eau potable. L'utilisation de dispositifs de traitement certifiés selon les critères révisés permettra aux ménages de réduire davantage leur exposition aux SPFA par l'eau potable.

Lorsqu'un système de traitement de l'eau potable certifié n'est pas disponible, Santé Canada recommande fortement que tout produits chimiques utilisés dans ces systèmes de traitement (par exemple, échangeurs d'ions) soient certifiés conformes à la norme NSF/ANSI 60. De plus, les matériaux et composants utilisés dans ces systèmes de traitement devraient être certifiés à la norme NSF/ANSI 61 (pour le relargage) ainsi que la norme NSF/ANSI 372 (pour la teneur en plomb).

Les ménages devraient consulter les responsables locaux afin de déterminer les options qui s'offrent à eux pour l'élimination des milieux de traitement et des résidus qui pourraient contenir des concentrations élevées de SPFA.

Justification

Étant donné le risque d'exposition simultanée à plusieurs SPFA, le risque d'effets nocifs sur la santé, ainsi que les données incertaines et limitées pour de nombreuses SPFA, il est justifié d'appliquer aux SPFA une approche de précaution par groupe de substances. Plus les concentrations de SPFA sont faibles, plus le risque pour la santé publique est faible. Par conséquent, l'objectif proposé pour les SPFA dans l'eau potable est établi en fonction des concentrations de SPFA totales détectées dans l'eau potable. Pour calculer les concentrations de SPFA totales, on devrait utiliser la liste complète des substances figurant dans la méthode 533 ou la méthode 537.1 de l'EPA (ou les deux) (voir l'annexe A), ou utiliser une méthode validée par d'autres secteurs de compétence qui permet de mesurer au moins 18 SPFA, de sorte que la somme de leurs concentrations ne dépasse pas 30 ng/L. Aux fins de l'objectif proposé, un résultat de non-détection est considéré comme ayant une valeur de zéro. Pour les raisons susmentionnées, il est également recommandé que les stations de traitement s'efforcent de maintenir les concentrations de SPFA dans l'eau potable au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre (ALARA).

L'objectif proposé de 30 ng/L a été établi en fonction des points suivants :

- les données de traitement publiées sur l'efficacité médiane de l'enlèvement des SPFA énoncées pour diverses qualités d'eau par des opérations de traitement à l'échelle pilote et à grande échelle (Sanexen, 2022);
- les concentrations de SPFA obtenues de façon constante à l'échelle pilote et à grande échelle pour chacune des technologies de traitement CAG, AIX et OI, et des concentrations dans l'influent qui sont semblables à celles que l'on trouve dans les eaux canadiennes;
- les seuils de déclaration des SPFA pour lesquelles on dispose d'une méthode d'analyse validée et reconnue (U.S. EPA, 2019, 2020);
- les données de surveillance au Canada (MELCC, 2022; Kleywegt et coll., 2020; Lalonde et Garron, 2022; Kaboré et coll., 2018; Saskatchewan Water Security Agency, 2022);
- les concentrations les plus faibles qu'il est techniquement possible d'atteindre pour un grand nombre de SPFA quantifiables afin de réduire l'exposition potentielle aux SPFA dans l'eau potable.

L'objectif proposé offre au secteur canadien de l'eau potable une méthode efficace de gestion du risque fondée sur une seule valeur cible pour la concentration totale de ce groupe de substances chimiques dans le but de réduire l'exposition aux SPFA (et, de ce fait, de réduire le risque pour la santé). D'autres instances (notamment la Commission européenne, la Suède, le Danemark et certains États américains) ont fixé une valeur recommandée unique similaire qui s'applique à une combinaison de SPFA dans l'eau potable. Par exemple, le Conseil de l'Union européenne a adopté une directive qui prévoit une limite de 100 ng/L pour la somme de 20 SPFA et une limite de 500 ng/L pour la somme de toutes les SPFA dans l'eau potable (UE, 2020). Dans la version préliminaire de son document d'information sur l'APFO et le SPFO dans l'eau

potable, l'Organisation mondiale de la Santé propose une valeur recommandée provisoire individuelle de 100 ng/L pour l'APFO et le SPFO pris séparément, et une valeur recommandée provisoire combinée de 500 ng/L pour les SPFA totales (OMS, 2022).

L'établissement de l'objectif proposé ne s'est pas fait selon une approche classique axée sur la santé, en partie en raison de l'évolution rapide de la science. En outre, la science est complexe, il n'y a actuellement aucun consensus concernant les effets les plus sensibles sur la santé, et les méthodes d'évaluation des dangers et des risques sont variées. Par conséquent, les valeurs fondées sur la santé qui ont été fixées par divers secteurs de compétence diffèrent entre elles, et bon nombre de ces valeurs sont plus rigoureuses que les recommandations et les valeurs préliminaires établies précédemment au Canada pour les SPFA dans l'eau potable. Les nouvelles données qui sont publiées sur la toxicité indiquent qu'un nombre croissant d'effets sur la santé sont associés à l'exposition aux SPFA, et les valeurs toxicologiques de référence (VTR) pour ces substances sont établies à des concentrations inférieures. De plus, les Canadiens sont exposés simultanément à plusieurs SPFA, et le danger potentiel associé à l'exposition à ces mélanges est inconnu. Ainsi, une évaluation substance par substance des VTR disponibles pour chaque SPFA ne constitue pas une approche durable pour gérer les SPFA dans l'eau potable. Bien que l'approche ne soit pas axée sur la santé, les données sur la toxicité appuient généralement l'objectif proposé. Selon un examen de certaines des données actuelles pour les SPFA les plus étudiées, lorsque ces VTR sont combinées à des valeurs de référence standards (comme le poids corporel et l'apport en eau potable), les valeurs fondées sur la santé qui en résultent pour les SPFA individuelles dans l'eau potable sont souvent de l'ordre de quelques ng/L.

Bon nombre des SPFA visées par l'objectif proposé font partie des SPFA les plus étudiées (soit les acides perfluorocarboxyliques et les acides sulfoniques) et des SPFA qui sont actuellement considérées comme ayant le plus fort potentiel toxicologique (p. ex. l'APFO, le PFNA, le PFDA, le PFHxS et le SPFO) (Bil et coll., 2021; Sanexen, 2021). Ce groupe comprend aussi les SPFA le plus souvent détectées dans l'eau potable (p. ex. le PFHxA, l'APFO et le SPFO). Bien qu'il existe des données limitées sur la surveillance des SPFA dans l'eau potable au Canada (Kleywegt et coll., 2020; Kaboré et coll., 2018; MELCC, 2022; NSECC, 2022; Saskatchewan Water Security Agency, 2022), les données obtenues ailleurs montrent que bon nombre de ces substances sont détectées dans l'eau et d'autres milieux environnementaux et indiquent qu'elles peuvent être transférées ou lessivées dans l'eau potable (Reade et Pelch, 2020).

L'objectif proposé comprend les SPFA ciblées par les méthodes d'analyse validées disponibles, ou par une autre méthode validée par un secteur de compétence, de façon à réduire l'exposition aux SPFA qui peuvent être quantifiées, tout en offrant une certaine latitude dans le choix de la méthode. Toutefois, la présence d'une SPFA donnée dans un échantillon d'eau potable peut varier grandement. Compte tenu de cette variabilité, l'utilisation exclusive d'un petit groupe de SPFA sélectionnées pour les besoins de l'objectif proposé pourrait ne pas réduire l'exposition au même degré que l'utilisation de la somme totale d'un groupe plus large de SPFA pouvant être analysées de façon fiable dans l'eau potable. Dans la mesure du possible, les responsables de systèmes de distribution d'eau potable devraient analyser autant de SPFA que possible à l'aide de méthodes validées pour mieux comprendre les SPFA présentes dans l'eau potable et choisir les méthodes de traitement en conséquence.

L'adoption d'un objectif par groupe de substances nécessite la prise en compte de plusieurs points importants, ce qui a été fait pour les SPFA. Les SPFA étudiées à ce jour se sont avérées extrêmement persistantes, mobiles et difficiles, voire impossibles à enlever de

l'environnement une fois qu'elles y sont libérées. Ces propriétés rendent l'exposition aux SPFA inévitable et potentiellement continue. Les effets néfastes associés à chaque SPFA sont actuellement inconnus. Cependant, pour les SPFA bien étudiées (notamment l'APFO et le SPFO), de plus en plus d'effets nocifs sont mis au jour à des concentrations toujours plus faibles. Dans le cas des SPFA moins bien étudiées, des effets nocifs supplémentaires sont constatés au fur et à mesure que les recherches progressent. Par conséquent, d'après les connaissances que l'on possède sur les SPFA bien étudiées et la possibilité que d'autres SPFA se comportent de manière similaire, le groupe des SPFA représente des préoccupations potentielles pour la santé humaine. Une approche de précaution par groupe de substances est donc justifiée.

Compte tenu de tous les facteurs susmentionnés, l'objectif proposé est considéré comme étant l'approche la plus appropriée pour réduire l'exposition potentielle des Canadiens à de nombreuses SPFA par l'eau potable, pendant que les recommandations officielles sont en cours de révision. La révision complète des recommandations pour les SPFA dans l'eau potable comprendra un examen exhaustif des nouvelles données toxicologiques (p. ex. les VTR) et des évaluations des risques, comme les avis sanitaires de 2022 de l'U.S. EPA pour quatre SPFA (U.S. EPA, 2022d, e, f, g). La révision comprendra également un examen complet des nouveaux renseignements sur les méthodes d'analyse et de traitement des SPFA, et elle tiendra compte des nouvelles découvertes concernant la gestion des résidus de traitement.

Références

- Anderson, R.H., Long, G.C., Porter, R.C. et Anderson, J.K. (2016). Occurrence of select perfluoroalkyl substances at U.S. air force aqueous film-forming foam release sites other than fire-training areas: Field-validation of critical fate and transport properties. *Chemosphere*, 150: 678–685.
- Appleman, T.D., Dickenson, E.R.V., Bellona, C. et Higgins, C.P. (2013). Nanofiltration and granular activated carbon treatment of perfluoroalkyl acids. *J. Hazard. Mater.*, 260(15): 740–746.
- Appleman, T.D., Higgins, C.P., Quiñones, O., Vanderford, B.J., Kolstad, C., Zeigler-Holady, J.C. et Dickenson, E.R.V. (2014). Treatment of poly- and perfluoroalkyl substances in U.S. full-scale water treatment systems. *Water Res.*, 51: 246–255.
- ATSDR (2021). Toxicological profile for perfluoroalkyls. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. US Department of Health and Human Services. Disponible à <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp200.pdf>
- Awad, E., Zhang, X., Bhavsar, S.P., Petro, S., Crozier, P.W., Reiner, E.J., Fletcher, R., Tittlemier, S.A. et Braekevelt, E. (2011). Long-term environmental fate of perfluorinated compounds after accidental release at Toronto airport. *Environ. Sci. Technol.*, 45(19): 8081–8089.
- Beeson, S., Genuis, S.J., Benskin, J.P. et Martin, J.W. (2012). Exceptionally high serum concentrations of perfluorohexanesulfonate in a Canadian family are linked to home carpet treatment applications. *Environ Sci Technol.* 46(23): 12960–7.
- Belkouteb, N., Franke, V., McCleaf, P., Köhler, S. et Ahrens, L. (2020). Removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in a full-scale drinking water treatment plant: Long-term performance of granular activated carbon (GAC) and influence of flow rate. *Water Res.*, 182: 115913–115913.
- Bil, W., Zeilmaker, M., Fragki, S., Lijzen, J., Verbruggen, E. et Bokkers, B. (2021). Risk assessment of per- and polyfluoroalkyl substance mixtures: A relative potency factor approach. *Environ Toxicol Chem. Mar*; 40(3): 859–870.
- CALA (Canadian Association for Laboratory Accreditation Inc.) (2022). CALA Directory of laboratories. Ottawa, ON. Disponible à: <https://directory.cala.ca/#>
- Chang, S.C., Das, K., Ehresman, D.J., Ellefson, M.E., Gorman, G.S., Hart, J.A., Noker, P.E., Tan, Y.M., Lieder, P.H., Lau, C., Olsen, G.W. et Butenhoff, J.L. (2008). Comparative pharmacokinetics of perfluorobutyrate in rats, mice, monkeys, and humans and relevance to human exposure via drinking water. *Toxicol. Sci.*, 104(1): 40–53.
- Chularueangaksorn, P., Tanaka, S., Fujii, S. et Kunacheva, C. (2014). Adsorption of perfluorooctanoic acid (PFOA) onto anion exchange resin, non-ion exchange resin, and granular-activated carbon by batch and column. *Desalin. Water Treat.*, 52(34–36): 6542–6548.
- Crone, B.C., Speth, T.F., Wahman, D.G., Smith, S.J., Abulikemu, G., Kleiner, E.J. et Pressman, J.G. (2019). Occurrence of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in source water and their treatment in drinking water. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 49(24): 2359–2396.
- D'Agostino, L.A. et Mabury, S.A. (2017). Certain perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances associated with aqueous film forming foam are widespread in Canadian surface waters. *Environ. Sci. Technol.*, 51(23): 13603–13613.
- De Silva, A.O., Allard, C.N., Spencer, C., Webster, G.M. et Shoeib, M. (2012). Phosphorus-containing fluorinated organics: Polyfluoroalkyl phosphoric acid diesters (diPAPs), perfluorophosphonates (PFPA), and perfluorophosphinates (PFPIAs) in residential indoor dust. *Environ Sci Technol.* 46(22): 12575–12582.

Dickenson, E.R.V. et Higgins, C. (2016). Treatment Mitigation Strategies for Poly- and Perfluoroalkyl Substances. Water Research Foundation, 4322, Denver, CO.

Du, Z., Deng, S., Bei, Y., Huang, Q., Wang, B., Huang, J. et Yu, G. (2014). Adsorption behavior and mechanism of perfluorinated compounds on various adsorbents—A review. *J. Hazard. Mater.*, 274: 443–454.

EFSA (2020). Scientific Opinion on the Risk to Human Health Related to the Presence of Perfluoroalkyl Substances in Food. L'Autorité européenne de Sécurité des aliments. *EFSA Journal*. Disponible à <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2020.6223>

Eriksson, U. et Kärrman, A. (2015). World-wide indoor exposure to polyfluoroalkyl phosphate esters (PAPs) and other PFASs in household dust. *Environ Sci Technol.* 49(24): 14503–14511.

Forsthuber, M., Kaiser, A.M., Granitzer, S., Hassl, I., Hengstschläger, M., Stangl, H. et Gundacker, C. (2020). Albumin is the major carrier protein for PFOS, PFOA, PFHxS, PFNA and PFDA in human plasma. *Environ. Int.*, 137: 105324.

Gagliano, E., Sgroi, M., Falciglia, P.P., Vagliasindi, F.G.A. et Roccaro, P. (2020). Removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) from water by adsorption: Role of PFAS chain length, effect of organic matter and challenges in adsorbent regeneration. *Water Res.*, 171: 115381–115381.

Guelfo, J. L. et Adamson, D.T. (2018). Evaluation of a national data set for insights into sources, composition, and concentrations of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in US drinking water. *Environ Pollut.*, 236: 505–513.

Guerra, P., Kim, M., Kinsman, L., Ng, T., Alaei, M. et Smyth, S.A. (2014). Parameters affecting the formation of perfluoroalkyl acids during wastewater treatment. *J. Hazard. Mater.*, 272: 148–154.

Hamid, H., Li, L.Y. et Grace, J.R. (2018). Review of the fate and transformation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in landfills. *Environ. Pollut.*, 235: 74–84.

Herrick, R.L., Buckholz, J., Biro, F.M., Calafat, A.M., Ye, X. Xie, C. et Pinney, S.M. (2017). Polyfluoroalkyl substance exposure in the Mid-Ohio River Valley. *Environ Pollut.* 228:50–60.

Hu, X.C., Andrews, D.Q., Lindstrom, A.B., Bruton, T.A., Schaidler, L.A., Grandjean, P., Lohmann, R., Carignan, C.C., Blum, A., Balan, S.A., Higgins, C.P. et Sunderland, E.M. (2016). Detection of Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFASs) in US Drinking Water Linked to Industrial Sites, Military Fire Training Areas, and Wastewater Treatment Plants. *Environ. Sci. Technol. Lett.*, 3(10): 344–350.

IARC (2017). Some chemicals used as solvents and in polymer manufacture. Perfluorooctanoic acid, tetrafluoroethylene, dichloromethane, 1,2-dichloropropane, and 1,3-propane sultone. International Agency for Research on Cancer. *IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum.* 110: 37–98.

ITRC (2020). Factsheet: Site characterization considerations and media-specific occurrence for per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, PFAS Team. Disponible à https://pfas-1.itrcweb.org/wp-content/uploads/2020/10/site_char_508_2020Aug.pdf

ITRC (2022a). PFAS Technical and Regulatory Guidance Document and Fact Sheets PFAS-1: Chapter 10. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, PFAS Team. Disponible à <https://pfas-1.itrcweb.org/10-site-characterization/>

ITRC (2022b). PFAS Technical and Regulatory Guidance Document and Fact Sheets PFAS-1: Chapter 11. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, PFAS Team. Disponible à https://pfas-1.itrcweb.org/11-sampling-and-analytical-methods/#11_2

- Kaboré, H.A., Vo Duy, S., Munoz, G., Méité, A., Desrosiers, M., Liu, J., Sory, T.K. et Sauvé, S. (2018). Worldwide drinking water occurrence and levels of newly identified perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances. *Sci. Total Environ.*, 616–617: 1089–1100.
- Karaskova, P., Venier, M., Melymuk, L., Becanova, J., Vijta, S., Prokes, R., Diamond, M.L. et Klanova, J. (2016). Perfluorinated alkyl substances (PFASs) in household dust in Central Europe and North America. *Environ Int.* 94: 315–324.
- Kleywegt, S., Raby, M., McGill, S. et Helm, P. (2020). The impact of risk management measures on the concentrations of per- and polyfluoroalkyl substances in source and treated drinking waters in Ontario, Canada. *Sci. Total Environ.*, 748: 141195.
- Kubwabo, C., Stewart, B., Zhu, J. et Marro L. (2005). Occurrence of perfluorosulfonates and other perfluorochemicals in dust from selected homes in the city of Ottawa, Canada. *J Environ Monit.* 7(11): 1074–8.
- Kudo N. (2015). Metabolism and pharmacokinetics. In: Dewitt J., editor. *Toxicological effects of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances*. Switzerland: Springer International Publishing. pp. 151–175.
- Lalonde, B. et Garron, C. (2022). Perfluoroalkyl substances (PFASs) in the Canadian freshwater environment. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 82: 581–591.
- Li, J., Cai, D., Chu, C., Li, Q., Zhou, Y., Hu, L., Yang, B., Dong, G., Zeng, X. et Chen, D. (2020). Transplacental transfer of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs): Differences between preterm and full-term deliveries and associations with placental transporter mRNA expression. *Environ. Sci. Technol.*, 54: 5062–5070.
- Liu, M., Munoz, G., Vo Duy, S., Sauvé, S. et Liu, J. (2021). Per- and polyfluoroalkyl substances in contaminated soil and groundwater at airports: A Canadian case study. *Environ. Sci. Technol.*, 56(2): 885–895.
- Mamsen, L.S., Björvang, R.D., Mucs, D., Vinnars, M.T., Papadogiannakis, N., Lindh, C.H., Andersen, C.Y. et Damdimopoulou, P. (2019). Concentrations of perfluoroalkyl substances (PFASs) in human embryonic and fetal organs from first, second, and third trimester pregnancies. *Environ. Int.*, 124: 482–492.
- Milley, S.A., Koch, I., Fortin, P., Archer, J., Reynolds, D. et Weber, K.P. (2018). Estimating the number of airports potentially contaminated with perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances from aqueous film forming foam: A Canadian example. *J. Environ. Manage.*, 222: 122–131.
- MELCC (2022). *Composés perfluorés dans l'eau potable au Québec*. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Disponible à <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/composes-perfluores/rapport-composes-perfluores-eau-potable-2016-2021.pdf>
- NSECC (2022). Communication personnelle avec A. Polegato. Nova Scotia Department of Environment and Climate Change.
- NSF International (2021a). NSF International/American National Standards Institute Standard 53: Drinking water treatment units—health effects. NSF International, Ann Arbor, Michigan.
- NSF International (2021b). NSF International/American National Standards Institute Standard 58: Reverse osmosis drinking water treatment systems. NSF International, Ann Arbor, Michigan.
- OEHHA (2021). Notice to Interested Parties Chemicals Listed Effective December 24, 2021 As Known to the State of California to Cause Cancer: Perfluorooctane Sulfonic Acid (PFOS) and Its Salts and Transformation and Degradation Precursors – OEHHA. Office of Environmental Health Hazard Assessment.
- Ojo, A.F., Peng, C. et Ng, J.C. (2021). Assessing the human health risks of per- and polyfluoroalkyl substances: A need for greater focus on their interactions as mixtures. *J. Hazard Mater.*, 407: 124863.

OMS (2022). PFOS and PFOA in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. 29 September 2022. Version for Public Review. (seulement en anglais) Organisation mondiale de la Santé. Disponible à https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/wash-chemicals/pfos-pfoa-gdwq-bd-working-draft-for-public-review-29.9.22.pdf?sfvrsn=eac28c23_3

Pelch, K.E., Reade, A, Kwiatkowski, C.F., Wolffe, T., Merced-Nieves, F.M., Cavalier, H., Schultz, K., Rose, K. et Varshavsky J. (2021). PFAS-Tox Database. Disponible à <https://pfastoxdatabase.org>. DOI : 10.17605/OSF.IO/F9UPX

Reade, A. et Pelch, K.E. (2020). Technical Comments to the Vermont Agency of Natural Resources Re: Advance Notice on the Regulation of Perfluoroalkyl, Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) as a Class. Disponible à <https://www.nrdc.org/sites/default/files/pfas-class-technical-comments-20201116.pdf>

Rodowa, A.E., Knappe, D.R.U., Chiang, S.D., Pohlmann, D., Varley, C., Bodour, A. et Field, J.A. (2020). Pilot-scale removal of per- and polyfluoroalkyl substances and precursors from AFFF-impacted groundwater by granular activated carbon. *Environ. Sci.: Water Res. Technol.*, 6(4): 1083-1094.

Ross, I., McDonough, J., Miles, J., Storch, P., Thelakkat Kochunarayanan, P., Kalve, E., Hurst, J., S. Dasgupta, S. et Burdick, J. (2018). A review of emerging technologies for remediation of PFASs. *Remediation*, 28(2): 101–126.

Russell, M.H., Himmelstein, M.W. et Buck, R.C. (2015). Inhalation and oral toxicokinetics of 6:2 FTOH and its metabolites in mammals. *Chemosphere.*, 120: 328–35.

Sanexen (2021). High-level overview to inform a class approach for per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS), health hazards and other considerations. Sanexen Environmental Services Inc., rapport préparé pour Santé Canada et accessible sur demande auprès du Ministère.

Sanexen (2022). Review of Available Effective Treatment Technologies to Determine a Practical Approach for Removing a Class/Group of PFAS in Drinking Water. Sanexen Environmental Services Inc., rapport préparé pour Santé Canada et accessible sur demande auprès du Ministère.

Santé Canada (2021 a). Sixième rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada. Résultats de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé Cycle 6 (2018 à 2019). Disponible à <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/contaminants-environnementaux/sixieme-rapport-biosurveillance-humaine.html>

Santé Canada (2021b). Conseils pour un approvisionnement en eau potable salubre dans les secteurs de compétence fédérale. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario) (n° H144-94/2021F-PDF au catalogue).

Saskatchewan Water Security Agency (2022). Communication personnelle avec O.S. Thirunavukkarasu, Science & Licensing Division.

Shoeib, M., Harner, T., Webster, G.M. et Lee, S.C. (2011). Indoor sources of poly- and perfluorinated compounds (PFCs) in Vancouver, Canada: Implications for human exposure. *Environ Sci Technol.* 45(19): 7999–8005.

Steinle-Darling, E., Litwiller, E. et Reinhard, M. (2010). Effects of sorption on the rejection of trace organic contaminants during nanofiltration. *Environ. Sci. Technol.*, 44(7): 2592–2598.

Steinle-Darling, E. et Reinhard, M. (2008). Nanofiltration for trace organic contaminant removal: Structure, solution, and membrane fouling effects on the rejection of perfluorochemicals. *Environ. Sci. Technol.*, 42(14): 5292–5297.

Tittlemier, S.A., Pepper, K., Seymour, C., Moisey, J., Bronson, R., Cao, X.L. et Dabeka, R.W. (2007). Dietary exposure of Canadians to perfluorinated carboxylates and perfluorooctane sulfonate via consumption of meat, fish, fast foods, and food items prepared in their packaging. *J Agric Food Chem.* 55(8): 3203–10.

UE (2020). Directive (UE) 2020/2184 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (refonte) JO L 435 du 23.12.2020, p. 1–62 (proposition adoptée). Union européenne. Disponible à <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj?locale=fr>

U.S. EPA (2019). EPA Method 537.1: Determination of Selected Per- and Polyfluorinated Alkyl Substances in Drinking Water by Solid Phase Extraction and Liquid Chromatography/Tandem Mass Spectrometry (LC/MS/MS). Version 2.0. United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, OH. EPA Document No. EPA/600/R-20/006.

U.S. EPA (2020). EPA Method 533: Determination of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Drinking Water by Isotope Dilution Anion Exchange Solid Phase Extraction and Liquid Chromatography/Tandem Mass Spectrometry. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C. EPA Document No. 815-B-19-020.

U.S. EPA (2021a). Human Health Toxicity Values for Hexafluoropropylene Oxide (HFPO) Dimer Acid and Its Ammonium Salt (CASRN 13252-13-6 and CASRN 62037-80-3) Also Known as “GenX Chemicals.” United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C. EPA Document No. 822R-21-010.

U.S. EPA (2021b). Revisions to the Unregulated Contaminant Monitoring Rule (UCMR 5) for Public Water Systems. 40 CFR Part 141 Vol 46 Issue 86 March 11, 2021 p. 13846 ([EPA–HQ–OW–2020–0530; FRL 10019–46–OW] RIN 2040–AF89). United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

U.S. EPA (2022a). Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) Site Characterization and Analytical Methods. United States Environmental Protection Agency, Technology Innovation and Field Services Division, Washington, D.C. Disponible à [https://clu-in.org/contaminantfocus/default.focus/sec/Per-_and_Polyfluoroalkyl_Substances_\(PFASs\)/cat/Site_Characterization_and_Analytical_Methods/](https://clu-in.org/contaminantfocus/default.focus/sec/Per-_and_Polyfluoroalkyl_Substances_(PFASs)/cat/Site_Characterization_and_Analytical_Methods/)

U.S. EPA (2022b). EPA Draft Method 1621: Screening Method for the Determination of Adsorbable Organic Fluorine (AOF) in Aqueous Matrices by Combustion Ion Chromatography (CIC). United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C. EPA Document No. 821-D-22-002.

U.S. EPA (2022c). Managing PFAS containing materials and waste. United States Environmental Protection Agency, Office of Science Information Management, Durham, NC. Disponible à <https://www.epa.gov/chemical-research/research-and-polyfluoroalkyl-substances-pfas#7>

U.S. EPA (2022d). Interim Drinking Water Health Advisory: Perfluorooctanoic Acid (PFOA) CASRN 335-67-1. June 2022, United States Environmental Protection Agency. EPA/822/R-22/003. Disponible à <https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-06/interim-pfoa-2022.pdf>

U.S. EPA (2022e). Interim Drinking Water Health Advisory: Perfluorooctane Sulfonic Acid (PFOS) CASRN 1763-23-1. June 2022, United States Environmental Protection Agency. EPA/822/R-22/004. Disponible à <https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-06/interim-pfos-2022.pdf>

U.S. EPA (2022f). Drinking Water Health Advisory: Hexafluoropropylene Oxide (HFPO) Dimer Acid (CASRN 13252-13-6) and HFPO Dimer Acid Ammonium Salt (CASRN 62037-80-3), Also Known as “GenX Chemicals.” June 2022, United States Environmental Protection Agency. EPA/822/R-22/005. Disponible à <https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-06/drinking-water-genx-2022.pdf>

U.S. EPA (2022g). Drinking Water Health Advisory: Perfluorobutane Sulfonic Acid (CASRN 375-73-5) and Related Compound Potassium Perfluorobutane Sulfonate (CASRN 29420-49-3). June 2022, United States

Environmental Protection Agency. EPA/822/R-22/006. Disponible à
<https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-06/drinking-water-pfbs-2022.pdf>

VanNoy, B.N., Lam, J. et Zota, A.R. (2018). Breastfeeding as a predictor of serum concentrations of per- and polyfluorinated alkyl substances in reproductive-aged women and young children: A rapid systematic review. *Curr. Environ. Health Rep.*, 5(2): 213–224.

Wang, Z., DeWitt, J.C., Higgins, C.P. et Cousins, I.T. (2017). A never-ending story of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs)? *Environ. Sci. Technol.*, 51(5):2508–2518.

Wang, Y., Han, W., Wang, C., Zhou, Y., Shi, R., Bonefeld-Jørgensen, E.C., Yao, Q., Yuan, T., Gao, Y., Zhang, J., et coll. (2019). Efficiency of maternal-fetal transfer of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 26(3): 2691–2698.

Waterfield, G., Rogers, M., Grandjean, P., Auffhammer, M. et Sunding, D. (2020). Reducing exposure to high levels of perfluorinated compounds in drinking water improves reproductive outcomes: evidence from an intervention in Minnesota. *Environ Health*. 22;19(1):42.

Yang, C.H., Glover, K.P. et Han, X. (2010). Characterization of cellular uptake of perfluorooctanoate via organic anion-transporting polypeptide 1A2, organic anion transporter 4, and urate transporter 1 for their potential roles in mediating human renal reabsorption of perfluorocarboxylates. *Toxicol. Sci.*, 117(2): 294–302.

Zaggia, A., Conte, L., Falletti, L., Fant, M. et Chiorboli, A. (2016). Use of strong anion exchange resins for the removal of perfluoroalkylated substances from contaminated drinking water in batch and continuous pilot plants. *Water Res.*, 91: 137–146.

Zeng, C., Tanaka, S., Suzuki, Y., Yukioka, S. et Fujii, S. (2017). Rejection of trace level perfluorohexanoic acid (PFHxA) in pure water by loose nanofiltration membrane. *J. Water Environ. Technol.*, 15(3): 120–127.

Annexe A – Liste des SPFA accompagnées des seuils de déclaration et des limites de détection associés aux méthodes d'analyse 533 et 537.1 de l'U.S. EPA

| Abréviation | SPFA (longueur de la chaîne carbonée) | N° CAS | Visée par la méthode 533 de l'U.S. EPA? (O/N) | Visée par la méthode 537.1 de l'U.S. EPA? (O/N) | SDM ^a (LD) ^b de la méthode 533 (ng/L) | LD ^b de la méthode 537.1 (ng/L) |
|----------------------|--|-------------|---|--|--|--|
| 11Cl-PF3OUdS | acide 11-chloroicosafuoro-3-oxaundécane-1-sulfonique (C9) | 763051-92-9 | O | O | 5 (1,5) | 1,5 |
| 9Cl-PF3ONS | acide 9-chlorohexadécafluoro-3-oxanonane-1-sulfonique (C8) | 756426-58-1 | O | O | 2 (1,4) | 1,8 |
| ADONA | acide 4,8-dioxa-3H-perfluorononanoïque (C7) | 919005-14-4 | O | O | 3 (0,88) | 0,55 |
| HFPO-DA ^c | acide dimère d'oxyde d'hexafluoropropylène (C6) | 13252-13-6 | O | O | 5 (1,9) | 1,9 |
| PFBS | acide perfluorobutanesulfonique (C4) | 375-73-5 | O | O | 3 | 1,8 |
| PFDA | acide perfluorodécanoïque (C10) | 335-76-2 | O | O | 3 (1,6) | 1,6 |
| PFDoA | acide perfluorododécanoïque (C12) | 307-55-1 | O | O | 3 (1,2) | 1,2 |
| PFHpA | acide perfluoroheptanoïque (C7) | 375-85-9 | O | O | 3 (0,71) | S.O. |
| PFHxS | acide perfluorohexanesulfonique (C6) | 355-46-4 | O | O | 3 (1,4) | 1,4 |
| PFHxA | acide perfluorohexanoïque (C6) | 307-24-4 | O | O | 3 (1,7) | 1,0 |
| PFNA | acide perfluorononanoïque (C9) | 375-95-1 | O | O | 4 (0,70) | 0,70 |
| SPFO | acide perfluorooctanesulfonique (C8) | 1763-23-1 | O | O | 4 (1,1) | 1,1 |
| APFO | acide perfluorooctanoïque (C8) | 335-67-1 | O | O | 4 (0,53) | 0,53 |
| PFUnA | *acide perfluoroundécanoïque (C11) | 2058-94-8 | O | O | 2 (1,6) | 1,6 |
| NFDHA | acide nonafluoro-3,6-dioxaheptanoïque (C7) | 151772-58-6 | O | N | 20 (16)* | S.O. |
| PFBA | acide perfluorobutanoïque (C4) | 375-22-4 | O | N | 5 (13)* | S.O. |
| 8:2 FTS | acide 1H,1H,2H,2H-perfluorodécanesulfonique (C8) | 39108-34-4 | O | N | 5 (9,1)* | S.O. |
| PFEESA | acide perfluoro(2-éthoxyéthane)sulfonique (C4) | 113507-82-7 | O | N | 3 (2,6)* | S.O. |
| PFHpS | acide perfluoroheptanesulfonique (C7) | 375-92-8 | O | N | 3 (5,1)* | S.O. |

| Abréviation | SPFA (longueur de la chaîne carbonée) | N° CAS | Visée par la méthode 533 de l'U.S. EPA? (O/N) | Visée par la méthode 537.1 de l'U.S. EPA? (O/N) | SDM ^a (LD) ^b de la méthode 533 (ng/L) | LD ^b de la méthode 537.1 (ng/L) |
|-------------|--|-------------|---|--|--|--|
| 4:2 FTS | acide 1 <i>H</i> ,1 <i>H</i> ,2 <i>H</i> ,2 <i>H</i> - perfluorohexanesulfonique (C4) | 757124-72-4 | O | N | 3 (4,7)* | S.O. |
| PFMPA | acide perfluoro-3-méthoxypropanoïque (C4) | 377-73-1 | O | N | 4 (3,8)* | S.O. |
| PFMBA | acide perfluoro-4-méthoxybutanoïque (C5) | 863090-89-5 | O | N | 3 (3,7)* | S.O. |
| 6:2 FTS | acide 1 <i>H</i> ,1 <i>H</i> ,2 <i>H</i> ,2 <i>H</i> - perfluorooctanesulfonique (C6) | 27619-97-2 | O | N | 5 (14)* | S.O. |
| PFPeA | acide perfluoropentanoïque (C5) | 2706-90-3 | O | N | 3 (3,9)* | S.O. |
| PFPeS | acide perfluoropentanesulfonique (C5) | 2706-91-4 | O | N | 4 (6,3)* | S.O. |
| PFTA | acide perfluorotétradécanoïque (C14) | 376-06-7 | N | O | 8 (1,1) | 1,1 |
| PFTTrDA | acide perfluorotridécanoïque (C13) | 72629-94-8 | N | O | 7 (0,72) | 0,72 |
| NEtFOSAA | acide <i>N</i> - éthylperfluorooctanesulfonamidoacétique (C8) | 2991-50-6 | N | O | 5 (2,8) | 2,8 |
| NMeFOSAA | acide <i>N</i> - méthylperfluorooctanesulfonamidoacétique (C8) | 2355-31-9 | N | O | 6 (2,4) | 2,4 |

N – non; O – oui; SPFA – substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées; S.O – sans objet.

^a SDM = seuil de déclaration de la méthode (U.S. EPA, 2021b)

^b LD = limite de détection (U.S. EPA, 2020)

^c Le HFPO-DA et son sel d'ammonium sont des composants de la technologie d'aide au traitement GenX, et ces deux substances sont mesurées par cette méthode sous la forme de l'anion du HFPO-DA.

* SDMFC = seuil de déclaration de la méthode de la plus faible concentration (U.S. EPA, 2019)

Tableau adapté de l'EPA des États-Unis (U.S. EPA, 2021b)

Annexe B – Liste des abréviations

(Veuillez noter que cette liste ne comprend que les SPFA dont le nom n'est pas écrit au long dans l'annexe A.)

| | |
|---------------|--|
| AFFF | mousse à formation de pellicule aqueuse |
| AIX | échange d'anions |
| ALARA | niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre |
| AOF | fluor organique adsorbable |
| APFA | acides perfluoroalkylés |
| CAG | charbon actif granulaire |
| CAP | charbon actif en poudre |
| CL-SM/SM | chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem |
| EPS | extraction en phase solide |
| FHUEA | acide 2 <i>H</i> -perfluoro-2-octénoïque |
| FOSA ou PFOSA | perfluorooctanesulfonamide |
| FOUEA | acide 2 <i>H</i> -perfluoro-2-décénoïque |
| FTCA | acide carboxylique fluorotélomérique |
| FTSA | acide sulfonique fluorotélomérique |
| LDM | limite de détection de la méthode |
| NF | nanofiltration |
| OI | osmose inverse |
| PFDS | acide perfluorodécane sulfonique |
| PFECHS | acide perfluoroéthylcyclohexane sulfonique |
| PFEtS | acide perfluoroéthane sulfonique |
| PFOSA ou FOSA | perfluorooctanesulfonamide |
| PFPrS | acide perfluoropropane sulfonique |
| SPFA | substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées |
| TOF | fluor organique total |
| TOP | précurseurs oxydables totaux |
| UCMR | Unregulated Contaminants Monitoring Rule |
| U.S. EPA | Environmental Protection Agency des États-Unis |
| VTR | valeur toxicologique de référence |