

Titre: Caractérisation des sources de contamination en PFAS des eaux de surface dans un contexte de protection de l'eau potable
Title:

Auteur: Dorian Berchoux
Author:

Date: 2025

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Berchoux, D. (2025). Caractérisation des sources de contamination en PFAS des eaux de surface dans un contexte de protection de l'eau potable [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/71719/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/71719/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Sarah Dorner
Advisors:

Programme: Génie civil
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Caractérisation des sources de contamination en PFAS des eaux de surface
dans un contexte de protection de l'eau potable**

DORIAN BERCHOUX

Département des génies civil, géologique et des mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

Génie civil

Décembre 2025

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé :

Caractérisation des sources de contamination en PFAS des eaux de surface dans un contexte de protection de l'eau potable

présenté par **Dorian BERCHOUX**

en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Benoit BARBEAU, président

Sarah DORNER, membre et directrice de recherche

Dwight HOUWELLING, membre

REMERCIEMENTS

Je souhaiterais commencer par remercier de tout mon cœur Sarah Dorner, qui a accepté de me confier un sujet de recherche aussi intéressant en me faisant confiance. Merci encore pour ton suivi et ton soutien tout le long de ce projet de recherche.

Un grand merci à Sébastien Sauvé, Justine Fontaine et le reste de votre équipe pour votre collaboration tout le long de ce projet de recherche.

Un grand merci également à toute l'équipe du Service de l'Eau et celle du Service de l'Environnement de la Ville de Montréal pour votre collaboration dans ce projet de recherche.

J'aimerais ensuite remercier toute l'équipe de la Chaire Industrielle en Eau Potable qui m'ont grandement aidé et appris durant ces deux ans et demi. Un grand merci à Jacinthe Mailly, Julie Philibert et Mounia Hachad de l'équipe laboratoire pour votre aide précieuse. Un immense merci aussi à Natasha McQuaid, Raja Kammoun et Mariam Hajj Mohamad pour votre soutien et votre suivi régulier. Merci aussi à Tetiana Elyart et Yves Fontaine de l'équipe terrain, sans qui l'échantillonnage n'aurait pu avoir lieu.

Un immense merci à l'ensemble des étudiant·e·s de la Chaire avec qui j'ai pu discuter et me lier d'amitié. Un merci particulier à Denise avec qui j'ai très souvent travaillé, bon courage pour ton doctorat ! Un merci également à Fany et Olivier qui nous ont aidé durant notre deuxième échantillonnage.

Finalement, je dédie mes derniers remerciements à toute ma famille, mes parents, mes frères et mes grands-mères. Merci beaucoup pour votre soutien durant ce séjour de plus de deux ans sur un autre continent ! Évidemment, un immense merci à tou·te·s mes ami·e·s pour avoir été présent·e·s et grâce à qui je garderai un excellent souvenir de cette maîtrise. Un merci particulier à mes colocataires de cœur Vincent et Auriane.

RÉSUMÉ

Les substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS, en anglais), molécules d'origine anthropique utilisée dans un large panel d'industries depuis le milieu du XXe siècle, sont présentes unilatéralement dans l'environnement et les êtres vivants. Ces composés sont aujourd'hui un enjeu majeur de qualité des eaux à cause de leurs grandes stabilités et leurs toxicités induites sur l'environnement et l'être humain. Bien que certains PFAS soient bannis au Canada comme l'acide sulfonique perfluorooctanoïque (PFOS) et l'acide carboxylique perfluorooctanoïque (PFOA), de nouvelles substances ont été mises au point pour les remplacer et leur présence dans l'eau, les sédiments, l'air et l'être humain a été démontrée dans la littérature. Les études traitant de la contamination en PFAS des eaux de surface comme des rivières ou lacs sont nombreuses, en particulier dans des zones contaminée par des industries, des usines de traitement des eaux usées ou des mousses à filmogène aqueux (AFFF, en anglais). Très peu d'études s'intéressent à la contamination des eaux de surface dans la Région du Grand Montréal, qui abrite pourtant quatre millions d'habitant·e·s.

Ce mémoire a pour objectif de caractériser les sources de contamination des eaux de surface de l'île de Montréal, dans un contexte de protection de l'eau potable.

Deux ruisseaux urbains drainant un aéroport et une zone industrielle ont été échantillonnés en 2024, ainsi qu'un parc éponge de l'île de Montréal en 2025. Ces ruisseaux se jettent dans des cours d'eau servant de prise d'eau potable. Au total 77 PFAS ont été suivis dans ces sites. Le parc éponge draine les eaux de ruissellement d'une zone résidentielle alentour. Au total, 49 PFAS ont été détectés dans ces sites avec des concentrations variant entre sous la limite de détection (LOD variait entre <0.001-3.64 ng/L) du laboratoire et un maximum de 282 ng/L (pour le 6:2 FTS). Bien que les concentrations sommées des 25 PFAS selon Santé Canada pour le parc était en moyenne sous la valeur recommandée de 30 ng/L, trois valeurs extrêmes dépassaient largement ce seuil avec des concentrations sommées de 25 PFAS excédant 86 ng/L. Pour les ruisseaux urbains la recommandation de Santé Canada était rarement respectée, ce qui était attendu d'après la littérature sur la contamination en PFAS des aéroports.

Tandis que le profil de contamination du parc était similaire à celui de la région du Saint-Laurent avec une prédominance d'acides carboxyliques perfluoroalkylés (PFCAs), la contamination des ruisseaux était répartie entre des précurseurs de PFAS, des acides sulfoniques perfluoroalkylés

(PFSAAs) et des PFCAs. Notamment, des bétaines fluorotélomères (FTB) et acides sulfoniques fluorotélomères (FTS), des précurseurs, des acides perfluoroalkylés (PFAAs) comme les PFOS, PFHxS, PFPeA et PFBA dominaient la contamination des ruisseaux, indiquant une pollution de ces derniers par des AFFFs ou des industries. Pour le parc, le précurseur 6 :2 FTS était responsable des pics de concentration, soulignant une contamination ponctuelle probablement due au rejet de produits d'entretien par des habitant·e·s alentour. Le PFECHS, un composé utilisé dans les fluides hydrauliques et retrouvés dans les eaux du Saint-Laurent était mesuré dans tous les échantillons de cette étude, et de fortes concentrations allant jusqu'à 52 ng/L étaient atteintes dans une portion d'un des ruisseaux urbains.

Ces résultats précisent les sources de contamination des ruisseaux urbains étudiés et fournissent un profil de contamination de référence, avec le parc éponge, pour la Région du Grand Montréal.

ABSTRACT

Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) are anthropic compounds produced since mid twentieth century. They are used in a large specter of industries and are ubiquitous in the environment and living beings. Because of their great stability and induced toxicity, these substances are one of the main actual issues regarding water quality. Some PFAS have been phased out in Canada, such as perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS), but new compounds have been created to replace them and are now found in water, sediment, in the air and in human beings. Various studies assessed the contamination of PFAS in surface water – such as lakes or streams – induced by industries, wastewater treatment plants (WWTPs) or aqueous film forming foam (AFFF). Although the Greater Montreal Area is home to four million people, very few studies have monitored contamination in surface water of this area. This dissertation aims to characterize sources of PFAS contamination in surface water located in Montreal in the prism of drinking water source protection.

Two urban streams draining an airport and an industrial area and one sponge park located in Montreal were sampled in 2024 and 2025. The sponge park collects runoff water from nearby residential area. Globally 49 PFAS have been measured in the samples with concentrations ranging from below the limit of detection (LOD range: <0.001-3.64 ng/L) of the laboratory and up to 282 ng/L (for 6:2 FTS). Even if cumulative concentrations of 25 PFAS – according to Health Canada – were below the recommendation of 30 ng/L on average, three outliers had cumulative concentrations above 86 ng/L. This recommendation was seldom respected for both streams, which was corroborated by the literature about PFAS contamination of airports.

The PFAS profile in the sponge park corresponded to those in the St-Lawrence area, with a majority of perfluoro carboxylic acids (PFCA). However, the profiles in the streams were divided between PFCAs, perfluoro sulfonic acids (PFSA) and precursors of PFAS. More precisely, fluorotelomer betaines (FTB) and fluorotelomer sulfonic acids (FTS), two groups of precursors, and several perfluoroalkyl acids (PFAA) such as PFOS, PFHxS, PFPeA and PFBA were the dominant species. This finding indicates of the streams from industries and AFFFs.

The precursor 6:2 FTS was responsible for the three outliers in the sponge park, underlining a potential local contamination from consumer products such as cleaning products. Perfluoroethylcyclohexanesulfonate (PFECHS) is a cyclic compound used in hydraulic fluids and

frequently found in St-Lawrence River. It was measured in all samples with concentration ranging up to 52 ng/L in one part of the urban streams.

These findings specify the contamination sources of these urban streams and provides a reference PFAS contamination of the Greater Montreal Area.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ.....	IV
ABSTRACT	VI
LISTE DES TABLEAUX.....	XI
LISTE DES FIGURES.....	XIV
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XVI
LISTE DES ANNEXES.....	XXI
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Les contaminants persistants organiques	1
1.2 Les substances per- et polyfluoroalkylées.....	1
1.3 Objectifs du mémoire	3
1.4 Structure du mémoire	4
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	5
2.1 Les substances per- et polyfluoroalkylées.....	5
2.1.1 Définition et caractéristiques.....	5
2.2 L'utilisation des PFAS	10
2.2.1 Produits industriels.....	10
2.2.2 Produits du quotidien	14
2.3 Suivis de la contamination en PFAS	16
2.3.1 Eau potable.....	17
2.3.2 Eau de surface (ruisseaux, lacs)	19
2.3.3 Eau souterraine.....	21
2.4 Les préoccupations envers les PFAS	22

2.4.1	Écotoxicité, bioaccumulation	22
2.4.2	Élimination/Traitement	24
2.5	Règlementations	27
2.5.1	Historique global	27
2.5.2	Le Canada.....	29
2.5.3	Les États-Unis	31
2.5.4	L'Union Européenne	31
2.5.5	L'Asie.....	31
CHAPITRE 3	ÉCHANTILLONNAGE ET SITES ÉTUDIÉS	33
3.1	Caractéristiques de la région	33
3.1.1	Bassin versant du Saint-Laurent.....	33
3.1.2	La région du Grand Montréal.....	33
3.2	Présentation des sites étudiés	34
3.2.1	Les ruisseaux urbains	34
3.2.2	Le parc éponge	35
3.3	Échantillonnage.....	38
3.3.1	Ruisseaux R1 et R2	38
3.3.2	Parc éponge	40
3.3.3	Protocole.....	41
3.4	Analyses	42
3.4.1	Laboratoire	42
3.4.2	Statistiques	46
CHAPITRE 4	ANALYSE DES DONNÉES	48
4.1	Le parc éponge	48

4.1.1	Résultats préliminaires	49
4.1.2	Analyse générale et statistique	50
4.1.3	Analyse détaillée et graphiques	55
4.1.4	Analyse en composantes principales	59
4.2	Les ruisseaux urbains	61
4.2.1	Analyses préliminaires	61
4.2.2	Analyse générale de la contamination	66
4.2.2.1	Contribution des différentes espèces	66
4.2.2.2	Étude de certains composés	69
4.2.3	Analyse point par point	70
4.2.3.1	Ruisseau R1	70
4.2.3.2	Ruisseau R2	72
4.2.3.2.1	Branche Ouest	73
4.2.3.2.2	Branche Ouest et branche Est	75
4.2.3.2.3	L'aval et le point R2-2.9	77
4.2.4	Analyse en composantes principales	78
4.3	Comparaison avec le site de référence	81
CHAPITRE 5 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS		83
RÉFÉRENCES		85
ANNEXES		94

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Noms et caractéristiques des PFAS non-polymériques et exemples, adapté de (Buck et al., 2011) et de (Wang et al., 2017)	8
Tableau 2.2 Exemples de produits de dégradation des différentes familles de PFAS	9
Tableau 2.3 Liste non exhaustive des secteurs industriels utilisant des PFAS, avec des exemples d'espèces et leurs utilisations	11
Tableau 2.4 Liste non exhaustive d'autres secteurs utilisant des PFAS, avec des exemples d'espèces et leurs utilisations, adapté de Buck et al. (2011); Gluge et al. (2020); ITRC (2023)	13
Tableau 2.5 Composition chimique des différentes AFFFs utilisées, regroupée en classes d'espèces, adapté de Liu et al. (2022); Yan et al. (2024)	14
Tableau 2.6 Liste non exhaustive des types d'utilisation des PFAS dans des produits du quotidien, avec des exemples d'espèces présentes	15
Tableau 2.7 Ordres de grandeur de la contamination en PFAS de différents types d'eau, avec ou sans présence de source de contamination globale. Les données traitent du Canada et du Reste du monde.	17
Tableau 2.8 Effets potentiels sur la santé humaine de différents PFAS, avec leur dose de référence calculée	25
Tableau 2.9 Concentrations totales moyennes des PFAAs en amont et aval de différents traitement, selon Zhang et al. (2015)	27
Tableau 2.10 Récapitulatifs des valeurs seuils actuels de charges en PFAS pour différents pays. Les cases colorées représentent les PFAS utilisés pour le calcul du paramètre Somme de PFAS	28
Tableau 3.1 Description des points d'échantillonnage des ruisseaux urbains	39
Tableau 3.2 Caractéristiques de l'échantillonnage des ruisseaux urbains	40
Tableau 3.3 Caractéristiques de l'échantillonnage du parc éponge	41
Tableau 3.4 Paramètres mesurés lors des campagnes d'échantillonnage	43

Tableau 3.5 Liste et classification des 77 PFAS mesurés par le laboratoire de Prof. Sébastien Sauvé, adapté de Ceballos (2024)	44
Tableau 4.1 Liste des 77 PFAS analysés par le laboratoire situé au campus MIL de l'Université de Montréal	48
Tableau 4.2 Fréquence de détection des principaux PFAS retrouvés dans les eaux du parc éponge	50
Tableau 4.3 Concentration totale des 77 PFAS et concentration sommée de 25 PFAS pour chaque échantillon du parc éponge.....	51
Tableau 4.4 Présentation des tests statistiques utilisés pour caractériser des valeurs extrêmes d'un jeu de données	52
Tableau 4.5 Résultats des tests d'identification de valeurs extrêmes pour les données du parc éponge	53
Tableau 4.6 Valeurs moyennes et médianes des concentrations totales (77 PFAS) et de la somme de 25 PFAS pour les échantillons du parc Éponge, hors valeurs extrêmes	53
Tableau 4.7 Valeurs moyennes et médianes des concentrations totales (77 PFAS) pour les échantillons du parc éponge regroupées par point de prélèvement, hors valeurs extrêmes..	54
Tableau 4.8 Description et résultat du test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour les données du parc éponge	54
Tableau 4.9 Concentrations minimale, moyenne et maximale pour les PFAS majoritaires des échantillons du parc éponge	56
Tableau 4.10 Fraction molaire du composé 6:2 FTS pour les échantillons ayant une concentration totale jugée extrême	56
Tableau 4.11 Fréquence de détection des principaux PFAS retrouvés dans les eaux des ruisseaux R2 et R1.....	63
Tableau 4.12 Concentration totale des 77 PFAS et concentration sommée de 25 PFAS pour chaque point des ruisseaux urbains	64

Tableau 4.13 Description et résultat des tests de Wilcoxon-Mann-Whitney pour les données des ruisseaux urbains	65
Tableau 4.14 Concentrations minimale, moyenne et maximale pour les PFAS majoritaires des échantillons des ruisseaux urbains	68
Tableau 4.14 Concentrations minimale, moyenne et maximale pour les PFAS majoritaires des échantillons des ruisseaux urbains	69
Tableau 4.15 Comparaison des concentrations totales entre le point amont (R1-3.7) et aval (R1-3.3) du ruisseau R1	72
Tableau 4.16 Concentration de certains PFAS pour les points du ruisseau R2	73
Tableau A.1 Limites de détection des 77 PFAS mesurés par le laboratoire de Prof. Sébastien Sauvé pour la campagne d'échantillonnage du parc Éponge	94
Tableau A.2 Concentrations totales (77 PFAS), sommées de 25 PFAS et individuelles pour les blancs de terrain du parc Éponge	96
Tableau A.3 Concentrations totales (77 PFAS), sommées de 25 PFAS et individuelles pour les événements A et B du parc Éponge	99
Tableau A.4 Concentrations totales (77 PFAS), sommées de 25 PFAS et individuelles pour l'événement C du parc Éponge	102
Tableau A.5 Limites de détection des 77 PFAS mesurés par le laboratoire de Prof. Sébastien Sauvé pour la campagne d'échantillonnage des ruisseaux R1 et R2	104
Tableau A.6 Concentrations totales (77 PFAS), sommées de 25 PFAS et individuelles pour les blancs de terrain des ruisseaux R1 et R2	107
Tableau A.7 Concentrations totales (77 PFAS), sommées de 25 PFAS et individuelles pour les points du ruisseau R1	109
Tableau A.8 Concentrations totales (77 PFAS), sommées de 25 PFAS et individuelles pour les points du ruisseau R2	112

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Arbre des différentes familles de PFAS, adapté de Buck et al. (2011) et de (ITRC, 2023)	7
Figure 3.1 Carte du bassin versant du Saint-Laurent, tiré de (Gouvernement du Canada, 2024).	34
Figure 3.2 Bassin de drainage urbain des ruisseaux R1 (en vert) et R2 (en orange)	36
Figure 3.3 Carte indiquant le ruissellement urbain autour du parc éponge.....	37
Figure 3.4 Plan des conduites du parc étudié fourni par le Service de l'Eau de la Ville de Montréal en 2025	38
Figure 3.5 Carte des points d'échantillonnage des ruisseaux R1 et R2, élaborée par Mme Denise Brunoro De Barros Mello en 2025	39
Figure 3.6 Carte des points d'échantillonnage du parc éponge, élaborée par Mme Denise Brunoro De Barros Mello en 2025	41
Figure 4.1 Graphique en boîtes des concentrations sommées de 25 PFAS en amont et aval du parc éponge	55
Figure 4.2 Graphique en barres des concentrations cumulées des PFAS majoritaires pour chaque événement de pluie, pour le parc éponge	59
Figure 4.3 <i>Biplot</i> de type 1 des résultats du PCA sur les concentrations totales en PFAS pour le parc Éponge.....	60
Figure 4.4 Graphique en boîtes des concentrations sommées de 25 PFAS pour les ruisseaux R1 et R2	65
Figure 4.5 Graphiques en boîtes des concentrations en PFOA, PFOS, PFHxS et GenX pour les points des ruisseaux R1 et R2	70
Figure 4.6 Graphique en barres des concentrations cumulées des PFAS majoritaires pour les points du ruisseau R1	71
Figure 4.7 Graphique en barres des concentrations cumulées des PFAS majoritaires pour les points de la branche Ouest du ruisseau R2	74

Figure 4.8 Graphique en barres des concentrations cumulées des PFAS majoritaires pour les points R2-2.9 et R2-2.9P3, soit l'aval de la branche Ouest et l'aval de la branche Est.....	76
Figure 4.9 Graphique en barres des concentrations cumulées des PFAS majoritaires pour les points R2-2.9 et R2-2.1	78
Figure 4.10 Diagramme d'éboulis de la variance expliquée par chaque composante principale ..	79
Figure 4.11 <i>Biplot</i> de type 1 des résultats du PCA sur les concentrations totales en PFAS pour les ruisseaux R1 et R2.....	80
Figure 4.12 3 <i>Biplot</i> de type 0 des résultats du PCA sur les concentrations totales en PFAS pour les ruisseaux R1 et R2.....	81

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

Les abréviations anglaises des molécules chimiques ont été utilisés par soucis d'homogénéité avec la littérature.

FTAB Alkylbétaine sulfonamide fluorotélomère

FTB Bétaine fluorotélomère

FTCA Acides carboxyliques fluorotélomères

FTOH Alcools télomères

FTSA Acides fluorotélomères sulfoniques

FTUA Acides fluorotélomères insaturés

FTUCA Acides carboxyliques insaturés fluorotélomères

10:2 FTCA 10:2 Acide carboxylique saturé fluorotélomère

10:2 FTS 10:2 Acide sulfonique saturé fluorotélomère

10:2 FTUCA 10:2 Acide carboxylique insaturé fluorotélomère

4:2 FTS 4:2 Acide sulfonique saturé fluorotélomère

6:2 FTAB 6:2 fluorotélomère sulfonamidoalkyle bétaine

6:2 FTCA 6:2 Acide carboxylique saturé fluorotélomère

6:2 FTS 6:2 Acide sulfonique saturé fluorotélomère

6:2 FTUCA 6:2 Acide carboxylique insaturé fluorotélomère

8:2 FTCA 8:2 Acide carboxylique saturé fluorotélomère

8:2 FTS 8:2 Acide sulfonique saturé fluorotélomère

8:2 FTUCA 8:2 Acide carboxylique insaturé fluorotélomère

3:3 Acide 3:3 Acide polyfluoré

4:3 Acide 4:3 Acide polyfluoré

5:3 Acide 3-perfluoropentyle propanoïque

7:3 Acide 3-perfluorhepthyle propanoïque

5:1:2FTB Octanaminium, N-(carboxyméthyl)-N,N-diméthyl-3,3,4,4,5,6,6,7,7,8,8,8-tridécafluoro, hydroxyde, sel intérieur

5:3 FTB 5:3 Bétaïne fluorotélomère

3,6-OPFHpA Acide perfluoro-3,6-dioxaheptanoïque

6:2 Cl-PFESA Sulfonate de potassium de 9-chlorohexadécafluoro-3-oxanonane

6:6 PFPi Acide bis(tridécafluorohexyl)phosphinique

6:8 PFPi Acide(heptadécafluorooctyle)(tridécafluorohexyle) phosphinique

8:2 Cl-PFESA Sulfonate de potassium 11-chloroeicosafluoro-3-oxaundecane

8:8 PFPi Acide bis(heptadécafluorooctyl)phosphinique

ADONA Dodécafluoro-3H-4,8-dioxanonanoate de sodium

AFFF Mousse à formation de pellicule aqueuse

ECF Fluoration électrochimique

FT Fluorotélomère

CAP Carbon actif en poudre

CAG Charbon actif en grain

Cl-PFOS Sulfonate de chloro-perfluorooctane

COT Carbone organique total

COD Carbone organique dissous

Cl-PFESA Acide perfluoroéther sulfonique chloré

EtFOSA Acide N-éthylperfluorooctane sulfonamide

EtFOSAA Acide N-éthylperfluorooctane sulfonamidoacétique

FASA Sulfonamide de perfluoroalcane

FBSA Sulfonamide de perfluorobutane

FDSA Perfluorodécanesulfonamide

FHpSA Sulfonamide de perfluoroheptane
FHxSA Sulfonamide de perfluorohexane
FOSA Sulfonamide de perfluorooctane
FOSAA Acide sulfonamideoacétate de perfluorooctane
FOSE N-Alkyl perfluorooctane sulfonamidoéthanol
MeFBSA N-Méthylperfluorobutanesulfonamide
MeFOSA N-méthyl perfluorooctanesulfonamide
MeFOSAA Acide 2-(N-Méthylperfluorooctanesulfonamido) acétique
GenX Acide 2,3,3,3-Tétrafluoro-2-heptafluoropropoxy) propanoïque
HPLC Chromatographie liquide à haute performance
LOD Limite de détection
MES Matière en suspension
PAP Esters de phosphate polyfluoroalkylés
PCA Analyse en composantes principales
PFAS Substances per- et polyfluoroalkylées
PFBA Acide perfluorobutanoïque
PFBS Sulfonate de perfluorobutane de potassium
PFCA Acides perfluoroalkyl carboxyliques
PFDA Acide perfluorodécanoïque
PFDODA Acide perfluorododécanoïque
PFDoS Sulfonate de perfluorododécane de sodium
PFDS Sulfonate de perfluorodécane de sodium
PFECA Acides perfluoroéther carboxyliques
PFECHS Acide perfluoroéthylcyclohexane sulfonique

PFEEESA Acide perfluoro(2-éthoxyéthane) sulfonique
PFESA Acides perfluoroéther sulfoniques
PFEtS Acide pentafluoroéthanesulfonique
PFHpA Acide perfluoroheptanoïque
PFHpS Sulfonate de perfluoroheptane de sodium
PFHxA Acide perfluorohexanoïque
PFHxDA Acide perfluorohexadécanoïque
PFHxPA Acide (tridécafluorohexyl)phosphonique
PFHxS Sulfonate de perfluorohexane de sodium
PFHxSAm Perfluorooctane sulfonamidoalkylamine
PFHxSAmS Sel de perfluorooctane sulfonamidoalkyl ammonium
PFMBA Acide perfluoro-4-méthoxybutanoïque
PFMPA Acide perfluorométhoxypropionique
PFNA Acide perfluorononanoïque
PFNS Sulfonate de perfluoronane sodique
PFOA Acide perfluorooctanoïque
PFOAB Perfluorooctanéamide bétaine
PFOANO Oxyde d'alkylamido amine de perfluorooctane
PFOcDA Acide perfluorooctadécanoïque
PFOPA Acide (heptadécafluorooctyl)phosphonique
PFOS Sulfonate de perfluorooctane de sodium
PFOSAm Perfluorooctane sulfonamidoalkylamine
PFOSAmS Iodure de perfluorooctane sulfonamido ammonium
PFOSB Perfluorooctane sulfonamide bétaine

PFOSNO Oxyde d'amine de perfluorooctane sulfonamide

PFPA Acides perfluoroalkyl phosphoniques

PFPeA Acide perfluoropentanoïque

PFPeS Sulfonate de perfluoropentane de sodium

PFPi Acides perfluoroalkylphosphiniques

PFPrA Acide perfluoropropionique

PFPrS Sulfonate de perfluoropropane de sodium

PFSA Acides perfluoroalkyl sulfoniques

PFTeDA Acide perfluorotétradécanoïque

PFTrDA Acide perfluorotridécanoïque

PFTrDS Acide perfluorotridécane sulfonique

PFUdS Acide perfluoroundécane sulfonique

PFUnDA Acide perfluoroundécanoïque

POP Polluants Organiques Persistants

SPE Extraction en phase solide

UHPLC Chromatographie liquide à ultra-haute performance

USEPA Agence américaine pour la protection de l'environnement

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A TABLEAUX ANNEXES	94
---------------------------------	----

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Les contaminants persistants organiques

Le développement de la chimie moderne du 19^e siècle a permis la découverte de molécules aux propriétés nouvelles et particulièrement intéressantes et marque le début de l'utilisation massive de produits chimiques. Par exemple, le Dichlorodiphényltrichloroéthane ou DDT a été découvert dans la fin du 19^e siècle et a été largement utilisé à partir de la 2^e guerre mondiale comme insecticide. Cependant les effets adverses de cette molécule n'ont été mis en lumière qu'en 1962 par Rachel Carson dans le très célèbre *Printemps silencieux* (Rachel Carson, 1962). Ce livre a permis de relever les risques de certains produits chimiques comme le DDT sur la biodiversité ainsi que leur omniprésence dans l'environnement. Mais cette prise de conscience de l'impact potentiel sur la biodiversité de l'utilisation extensive de certains produits chimiques n'englobait encore qu'un groupe restreint de composé, comme les douze premiers polluants organiques persistants (POPs) contrôlés sous la convention de Stockholm en 2001 (The Stockholm Convention, 2001). Un autre groupe de molécules, introduit autour des années 40 et largement utilisé dans une multitude d'industries, venait alors seulement d'alerter la communauté scientifique à cause de son omniprésence et ses potentiels effets sur la santé : les substances poly- et perfluoroalkylées. Pourtant, les producteurs de ces molécules connaissaient les potentiels risques sur la santé depuis les années 70 (Sharon Lerner, 2015), alors que leurs restrictions ne débutèrent qu'à partir des années 2000 (Brennan et al., 2021). Ce groupe de substances est encore largement sous-suivi de par leur trop grand nombre et le retard d'études traitant de leur toxicité (Brennan et al., 2021).

1.2 Les substances per- et polyfluoroalkylées

Les PFAS sont des molécules organiques fabriquées par l'être humain qui contiennent plusieurs atomes de fluor substituant des atomes d'hydrogène. Elles acquièrent alors une grande stabilité grâce à celles des liaisons carbone-fluor, en plus d'être hautement soluble dans l'eau (Buck et al., 2011). Ces propriétés donnent à ces composés de nombreuses applications industrielles allant de la construction à la production d'emballage alimentaire (Dewapriya et al., 2023; Gluge et al., 2020; Liu et al., 2025). Les récentes études sur la toxicité de certains PFAS soulèvent des enjeux urgents à cause de leur grande stabilité et leur utilisation internationale (Saikat et al., 2013; Shah-Kulkarni et al., 2016). En effet, la contamination en PFAS s'étend des sources émettrices vers les cours d'eau

et les océans, mais aussi les plantes, les animaux et bien sûr l'être humain (Lalonde & Garron, 2022; Zheng et al., 2023). Le traitement de ces substances est difficile, et plusieurs études démontrent que les usines de traitement des eaux usées classiques n'amènent pas une réduction notable dans la concentration en PFAS (Kibambe et al., 2020; Lenka et al., 2021).

Plusieurs gouvernements ont alors adopté des normes et réglementations visant à limiter l'utilisation de certains PFAS toxiques, voire à interdire toute production (Brennan et al., 2021). Cependant ces actions diffèrent en fonction des pays, notamment au niveau des seuils maximaux de contamination dans l'eau potable. Par exemple, l'Agence de Protection Environnementale des États-Unis (USEPA, en anglais) a fixé en 2024 des valeurs seuil de 4 ng/L pour le PFOA et le PFOS dans l'eau potable (USEPA, 2024d). Cette hétérogénéité complexifie la lutte globale contre les PFAS. Aussi, la recherche scientifique peine à étudier toutes les substances de ce groupe à cause de leur grand nombre, si bien que certaines sont bien documentées tandis que d'autres nullement (Wang et al., 2017).

Au Canada, l'objectif de 2024 propose une valeur seuil de 30 ng/L pour la somme de 25 PFAS en eau potable. En comparaison aux autres pays, cette valeur est très restrictive car elle considère un groupe de PFAS, bien qu'elle reste facultative (Santé Canada, 2024). Le Gouvernement du Québec n'a pas mis en place de réglementations supplémentaires, mais effectue des suivis de la qualité des eaux avec le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) (Gouvernement du Québec, 2024).

La mise en place de normes interdisant de produire certains PFAS a cependant permis de réduire, ou du moins ralentir la contamination de ces PFAS utilisés depuis plusieurs dizaines d'années (Brennan et al., 2021; Houde et al., 2011). Ces réglementations forcent alors les industries à trouver de nouvelles substances, induisant une tendance globale vers l'utilisation de PFAS avec une longueur de chaîne carbonée plus courte (Llewellyn et al., 2024; Zheng et al., 2023). Mais les récentes études traitant de ces nouvelles substances confirment leur potentielle toxicité (Nian et al., 2020).

Une piste pour limiter la contamination en PFAS serait l'étude des sources de contamination, ce qui permettrait d'agir directement à la source du problème. Le large panel d'utilisation des PFAS requiert d'étudier des zones géographiques précises afin d'y caractériser leurs émissions. À ce jour, plusieurs études traitent de la contamination en PFAS au niveau du Québec (Munoz et al., 2023;

Picard et al., 2021; Remucal, 2019), mais une seule spécifiquement sur la grande région de Montréal (Ceballos et al., 2025). Il est donc pertinent de compléter l'étude de Ceballos et al. (2025) qui a étudié le fleuve Saint-Laurent et d'autres cours d'eau alentours à l'île de Montréal, avec un seul site échantillonné sur cette l'île.

1.3 Objectifs du mémoire

Ce travail a pour objectif principal de caractériser les sources de contamination en PFAS des eaux de surface (ruissellement, cours d'eau) de l'île de Montréal. Il s'agit ici d'étudier certains sites d'intérêt dont la contamination est connue afin de préciser la provenance de cette dernière. Cette étude permettra d'obtenir des informations clés sur les types de site qui contribuent à une contamination des eaux de ruissellement et des cours d'eau, mais aussi sur les profils de contamination générés et ainsi de mieux gérer dans le futur la question de la qualité de l'eau. Deux ruisseaux urbains drainant un site contaminé ont été suivi à différents points pour suivre géographiquement les profils de contamination. Ces ruisseaux suivis sont aussi intéressants car ils se jettent dans le Saint-Laurent et la rivière des Prairies, deux cours d'eau majeurs servant de source d'eau potable. Ainsi l'étude des sources de contamination en PFAS de ces ruisseaux permettrait de mieux identifier celles des sources d'eau potable, ce qui contribuerait à améliorer la gestion de la qualité de l'eau à la source. Aussi, un site de référence a été choisi pour étudier le profil de contamination habituellement constaté dans les eaux de surface de l'île de Montréal. Une comparaison entre ce dernier et les ruisseaux préciserait l'importance de leur contamination en PFAS.

Ce travail est d'autant plus pertinent que Santé-Canada a proposé un objectif sur la qualité de l'eau potable de 30 ng/L pour la somme de 25 PFAS (Santé Canada, 2024). Les résultats obtenus pourront être comparer à cet objectif pour avoir une idée de l'ampleur de la contamination, bien qu'il ne s'agisse pas d'eau potable.

Pour atteindre cet objectif principal, les objectifs spécifiques suivant seront remplis :

- Établir un portrait de contamination de référence de l'île de Montréal
- Réaliser un suivi de contamination en PFAS des sites d'intérêts
- Caractériser les sources de contamination en PFAS des sites étudiés

1.4 Structure du mémoire

Ce mémoire est composé de cinq chapitres reflétant la démarche accomplie pour répondre à l'objectif principal. Le CHAPITRE 2 est une revue de littérature permettant de comprendre l'utilisation et la contamination globale des PFAS, en explicitant pourquoi ces composés sont au centre des normes et réglementations sur la qualité des eaux. Le CHAPITRE 3 présente le contexte géographique de l'étude, avec une description des sites étudiés et de l'échantillonnage effectué. Le CHAPITRE 4 traite des résultats de l'échantillonnage et de la discussion sur ces derniers. Enfin le CHAPITRE 5 propose une conclusion à ce mémoire avec une liste de recommandations.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Les substances per- et polyfluoroalkylées

2.1.1 Définition et caractéristiques

Les substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS, en anglais) sont une famille de molécules fabriquées par l'être humain depuis les années 1950, et encore à ce jour. Elles sont caractérisées par la présence d'une chaîne carbonée sur laquelle est présent au moins un carbone (C) saturé en fluor (F) en plus de certaines autres spécificités (Buck et al., 2011). De ce fait, une partie ou la totalité de la structure de leur chaîne carbonée est en C_nF_{2n+1} , auquel s'ajoute leur groupe fonctionnel.

Ces molécules sont produites par l'être humain depuis plus de 70 ans pour leurs propriétés physicochimiques intéressantes, et se dérivent en diverses familles et sous-familles. Plusieurs milliers d'espèces ont ainsi été recensés comme appartenant au groupe des PFAS en se basant sur la définition proposée par Buck et al. (2011). Cependant, un élargissement de leur définition a été proposé en 2021 par l'Organisation de Coopération et de Développement Économiques (OCDE), incluant toute molécule possédant au moins un carbone saturé en fluore (CF_2 ou CF_3). Selon cette nouvelle définition, il existerait alors autour de sept millions de PFAS, ce qui rend leur prépondérance d'autant plus importante (Schymanski et al., 2023).

Ces substances possèdent des propriétés physicochimiques qui les rendent très utiles dans de nombreux domaines d'application industriels allant de l'aéronautique à la construction, en passant par le secteur énergétique. Tout d'abord, ces molécules comportent plusieurs liaisons simples C-F le long de leur chaîne carbonée. Or ces liaisons sont très stables étant donné la grande électronégativité du fluor et la faible du carbone (Krafft & Riess, 2009). Ces liens apportent une stabilité chimique et physique non négligeable. De plus, ces composés ont de faibles interactions intra- et intermoléculaires (à cause des F), sont oléophobes mais aussi amphiphiles : le groupe fonctionnel de la molécule est hydrophile alors que la chaîne carbonée est hydrophobe (Leung et al., 2023; Rayne & Forest, 2009). Ces caractéristiques rendent entre-autres ces substances tensioactives, stables thermiquement et chimiquement, et leur permettent de réduire les frottements.

Ainsi, leurs propriétés recherchées ont amené des industries à les produire massivement, et ce depuis les années 1950, pour arriver à une utilisation quasiment universelle de nos jours (ITRC, 2023). Suivant leur première synthèse, de nombreuses espèces dérivées ont ensuite vu le jour, avant leur première détection dans les années 1980 dans le sang humain (Buck et al., 2011). Il faut attendre autour des années 1990-2000 pour voir apparaître les premières études scientifiques traitant de leur détection dans l'environnement (Giesy & Kannan, 2001).

Les PFAS sont classés en différentes familles selon leur composition chimique, et notamment leur groupe fonctionnel. Conséquemment, une première distinction est faite entre les polymères, répétition de petites molécules pour en former des plus grandes, et les non-polymères. Par exemple, les perfluoropolyéthers polymériques (PFPEs) dont fait partie le Téflon® (Polytetrafluoroéthylènes ou PTFEs) est une sous-famille des PFAS polymériques. La Figure 2.1 représente graphiquement un exemple des différentes familles de PFAS existantes.

Il existe ensuite deux catégories de non-polymères : les substances perfluoroalkylées et les polyfluoroalkylées. Le préfixe per- signifie que l'ensemble des carbones de la chaîne sont saturés en fluor, alors que le préfixe poly- oblige au moins un carbone à être saturé en fluore, mais pas tous (Buck et al., 2011). Au sein des substances perfluoroalkylées se distinguent notamment les acides perfluoroalkylées (PFAAs) et les perfluoroalcanes sulfonamides (FASAs). Le

Tableau 2.1 présente les différentes familles de PFAS non-polymériques, avec leurs structures chimiques et quelques exemples de noms de molécules.

Les PFAS les plus étudiées à ce jour sont les acides perfluorooctanoïques carboxylique et sulfonique (PFOA et PFOS), et font partie respectivement des acides carboxyliques perfluoroalkylées (PFCAs) et acides sulfoniques perfluoroalkylées (PFSAs). Ces deux composés ont été étudiés depuis les années 1990, où leur présence à très large échelle dans l'environnement et l'être humain a été mise en lumière (Giesy & Kannan, 2001; Hansen et al., 2001). Désormais ces substances sont restreintes internationalement dans leur production et utilisation (Brennan et al., 2021).

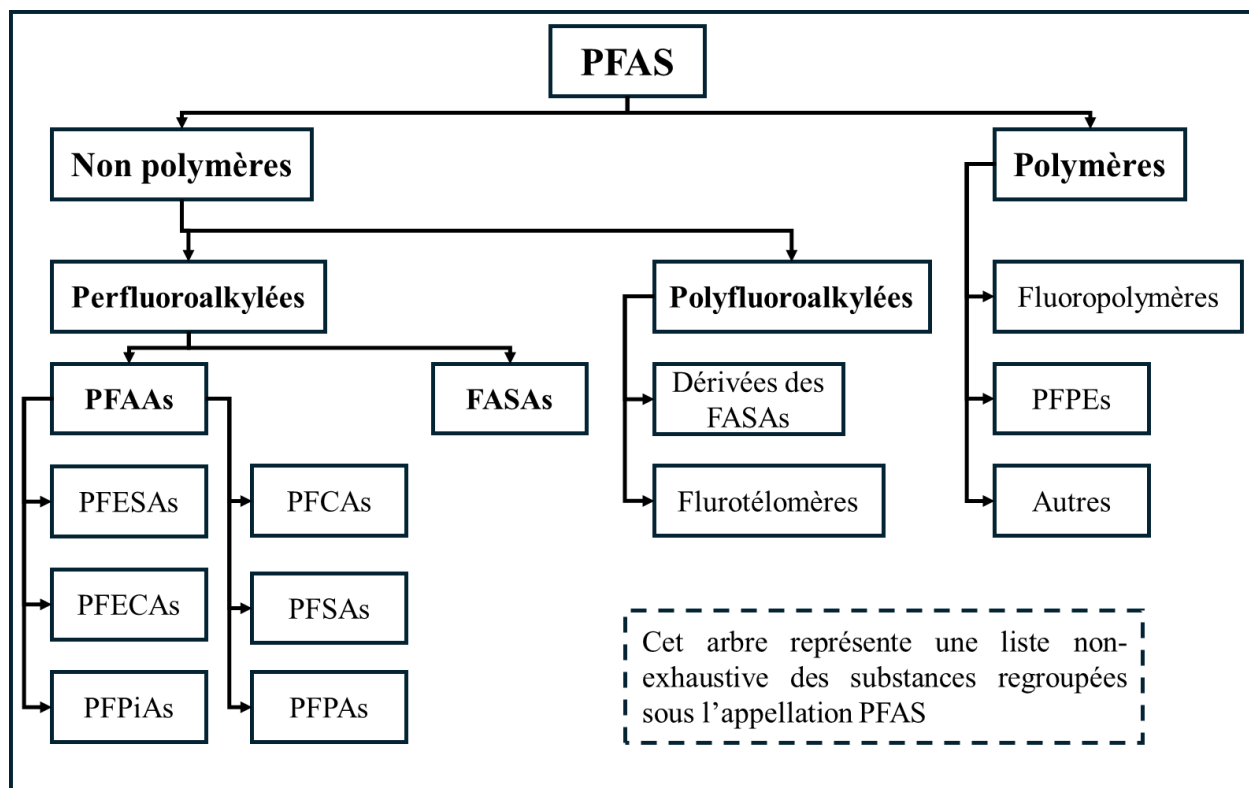


Figure 2.1 Arbre des différentes familles de PFAS, adapté de Buck et al. (2011) et de (ITRC, 2023)

En plus de la composition chimique, il est possible de différencier les PFAAs en fonction de la longueur de leur chaîne carbonée, notée n . Ce paramètre est justifié car il influence directement sur les capacités de sorption, de bioaccumulation et de dégradation de ces molécules (Conder et al., 2008). Une distinction est alors faite entre les chaînes longues et les chaînes courtes. Plusieurs valeurs seuils sont utilisées dans la littérature pour caractériser les PFAS à chaînes longues, le critère le plus utilisé restant $n \geq 6$ (*PFSAs*) et $n \geq 7$ (*PFCAs*) (Buck et al., 2011; Wang et al., 2017).

Une issue majeure concernant les PFAS est leur grande stabilité, qui leur vaut le nom de « polluant éternel ». En plus d'être utilisées à grande échelle ces molécules sont difficilement éliminées dans l'environnement (Rekik et al., 2024). Certains composés peuvent, malgré leur grande persistance, se dégrader partiellement et amenant ainsi la formation de nouvelles substances plus stables (Berhanu et al., 2023; Yan et al., 2024). Cet effet complexifie les efforts pour limiter leur présence dans l'environnement, puisqu'il faut traiter le problème dans son ensemble et non substance par

substance (Wang et al., 2017). Le Tableau 2.2 explicite certaines dégradations possibles entre les différentes sous-familles de PFAS.

Tableau 2.1 Noms et caractéristiques des PFAS non-polymériques et exemples, adapté de (Buck et al., 2011) et de (Wang et al., 2017)

Famille de PFAS non-polymériques	Sous-groupes	Formule chimique Base en C_nF_{2n+1} , notée X_n	Acronymes
FASAs	Perfluoroalcanes sulfonamides	$X_n - SO_2NH_2$	N=8, FOSA N=6, FHxSA
Dérivés des FASAs	N-alkyle perfluoroalcanes sulfonamides	$X_n - SO_2NH - X_m$	M=1, MeFASAs M=2, EtFASAs M=4, BuFASAs
	N-alkyle acides sulfonamides-acétiques perfluoroalkylés	$X_n - SO_2N(X_m) - CH_2COOH$	M=0, FASAAAs M=1, MeFASAAAs M=2, EtFASAAAs M=4, BuFASAAAs
	Perfluoroalcanes sulfonamidoéthanol N-alkyle perfluoroalcanes sulfonamidoéthanol	$X_n - SO_2N(X_m) - CH_2CH_2OH$	M=0, FASEs M=1, MeFASEs M=2, EtFASEs M=4, BuFASEs
Fluorotélomères	Alcools fluorotélomères, N:2 FTOH	$X_n - CH_2CH_2OH$	6:2 FTOH
	Acides carboxyliques fluorotélomères, N:2 FTCA	$X_n - CH_2COOH$	6:2 FTCA
	Acides saturés, N:3 Acid	$X_n - CH_2CH_2COOH$	5:3 Acid
	Acides sulfoniques fluorotélomères, N:2 FTS	$X_n - CH_2CH_2SO_3H$	6:2 FTS
PFCAs	Acides carboxyliques perfluoroalkylés Perfluoroalkyles carboxylates	$X_n - COOH/COO^-$	N=7, PFOA N=5, PFHxA N=3, PFBA
PFSAs	Acides sulfoniques perfluoroalkylés Perfluoroalkyles sulfoniques Perfluoroethylcyclohexane sulfonate	$X_n - SO_3H/SO_3^-$ $C_2F_5 - (C_6F_{11}) - SO_3^-$	N=8, PFOS N=6, PFHxS N=4, PFBS PFECHS

Tableau 2.1 Noms et caractéristiques des PFAS non-polymériques et exemples, adapté de (Buck et al., 2011) et de (Wang et al., 2017) (suite)

PFPAs	Acides perfluoroalkylés phosphoniques	$X_n - P(=O)(OH)_2$	
PFPiAs	Acides perfluoroalkylés phosphiniques	$X_n - P(=O)(OH)(X_m)$	
PFECAs	Acides perfluoroéthers carboxyliques	Introduction d'atomes d'oxygène pour séparer la chaîne carbonée en plusieurs portions, avec un groupe fonctionnel carboxyle/carboxylate	HFPO-DA (GenX)
PFESAs	Acides perfluoroéthers sulfoniques	Introduction d'atomes d'oxygène pour séparer la chaîne carbonée en plusieurs portions, avec un groupe fonctionnel sulfonique/sulfonate	8:2 Cl-PFESA

Tableau 2.2 Exemples de produits de dégradation des différentes familles de PFAS

Famille de PFAS	Espèces	Produit de dégradation	Références
Dérivés des FASAs	AmPr-FASA	EtFASA	(Berhanu et al., 2023; Yan et al., 2024)
	CMeAmPr-FASA	FASAA	
	TAmPr-FASA	FASA	
	EtFASA	FASAA	
		FASA	
	FASAA	FASA	
FASAs	FASA	PFSA	
Fluorotélomères	n:2 FTAB	n:2 FTS	
	n:2 FTSAm		
	N:2 FTS	N:2 FTOH	
	N:2 FTOH	N:2 FTCA	
	N:2 FTCA	N:3 Acide	
		PFCAs	
	N:3 Acide	PFCAs	
PFSA	$n \geq 6$	$n \leq 5$	(Berhanu et al., 2023)
	$n \leq 5$	-	
PFCAs	$n \geq 7$	$n \leq 6$	
	$n \leq 6$	-	

2.2 L'utilisation des PFAS

2.2.1 Produits industriels

Ces molécules ayant été élaborées pour une application directe dans les industries, elles sont donc nombreuses à s'en servir dans leurs activités. Le Tableau 2.3 représente une liste non exhaustive des secteurs industriels utilisant des PFAS, avec des exemples d'utilisation et d'espèces employées.

Le secteur de l'aéronautique et aérospatial emploie ces composés chimiques dans plusieurs activités, comme dans les graisses et lubrifiants ainsi que dans les fluides hydrauliques. Dans ces derniers se trouvent notamment le sulfonate de perfluoroéthylcyclohexane (PFECHS, en anglais), un PFSA cyclique remplaçant le PFOS et ayant une chaîne carbonée de longueur similaire.

Le domaine de la construction requiert une variété de produits pour revêtements extérieurs comme la peinture, certains textiles ou des joints étanches. Liu et al. (2025) relèvent qu'un tiers des peintures étudiées contiennent au moins un PFAS, avec des concentrations massiques humides allant de 0.002 à 498 µg/g. Pour les joints, cette étude identifie la présence de 6:2 FTAB dans certains produits, en plus de fluorotélomères (FTs). De plus, dans certains produits de revêtements et d'isolation des concentrations en 6:2 FTOH ont été relevé à plus de 4000 ppm, ce qui soulève des questions quant à l'exposition récurrente des travailleurs et travailleuses de chantier à ces substances (Dewapriya et al., 2023).

Les mousses anti-incendie sont connues pour être des sources de contamination importantes de PFAS (D'Agostino & Mabury, 2014; Thalheimer et al., 2017). Plus précisément, les mousses filmogènes aqueuses (AFFFs, en anglais) sont largement étudiées dans la littérature. Elles sont utilisées depuis les années 1960 et servent à éteindre des incendies de classe B (Houtz et al., 2013; ITRC, 2023). On les retrouve donc dans des aéroports, mais aussi dans des certaines usines et dans des bases militaires. Le Tableau 2.5 recense les PFAS majoritairement utilisés dans les AFFFs, classés en différentes catégories. Les précurseurs primaires et secondaires sont les PFAS qui peuvent se dégrader, formant de nouvelles substances. Les primaires se dégradent en secondaires, et les secondaires en PFCAs ou PFSAs. Au début, ces mousses étaient fabriquées par fluoration électrochimique (ECF, en anglais). La composition de ces mousses était principalement des dérivés des FASAs ainsi que des PFSAs, comme le PFOS (Barzen-Hanson et al., 2017). Avec les mesures mises en place pour limiter l'utilisation du PFOS, d'autres formules ont été créées par télomérisation. Ces nouvelles mousses contiennent majoritairement des fluorotélomères, avec des

traces de PFCAs et PFSA (Yan et al., 2024). Pour les AFFF fabriquées par ECF, la molécule la plus présente est le PFOS avec une concentration médiane de 4900 mg/L, suivi de certains précurseurs primaires comme le AmPr-FHxSA et AmPr-FHxSA-PrA entre 2050 et 2300 mg/L. Ensuite vient le PFHxS avec une concentration médiane de 600 mg/L. Ce type de mousse contient des PFSA et des dérivés de FASAs en grande majorité. Concernant les AFFFs fabriquées par télomérisation, différentes formules existent et donc différentes espèces sont retrouvées. En regroupant toutes les formules étudiées, Yan et al. (2024) trouvent que les espèces prépondérantes sont le 6:2 FtAoS et le 6:2 FTAB avec des concentrations médianes de 3188 et 7100 mg/L. Le PFAS le plus fréquemment mesuré (72%) est le 6:2 FTS, un précurseur secondaire, mais sa concentration reste faible en comparaison (53.7 mg/L).

Tableau 2.3 Liste non exhaustive des secteurs industriels utilisant des PFAS, avec des exemples d'espèces et leurs utilisations

Secteur industriel	Exemples d'utilisation	Exemple d'espèces utilisées	Sources
Aérospatial et aéronautique	Fluide hydraulique Lubrifiant	PFOS et dérivés PFPEs PFECHS	(Buck et al., 2011; Gluge et al., 2020; ITRC, 2023)
Construction	Serres Ciment Peinture, vernissage	MeFASEs PFCAs PFSA PTFEs FASAs N:2 FTs	(Buck et al., 2011; Gluge et al., 2020; ITRC, 2023; Liu et al., 2025)
Chimie	Polymérisation de fluoropolymère Solvent	PFOA, PFHpA, PFNA et sels PFPA PFPiAs	(Buck et al., 2011; Gluge et al., 2020; ITRC, 2023)
Énergie	Production (solaire, charbon, éolien ...) Stockage (batteries Lithium-Ions, Zinc ...) Distribution	Fluoropolymères PFOA 6:2 FTS PTFEs Perfluoroalcanes linéaires	(Buck et al., 2011; Gluge et al., 2020; ITRC, 2023)

Tableau 2.3 Liste non exhaustive des secteurs industriels utilisant des PFAS, avec des exemples d'espèces et leurs utilisations (suite)

Électronique	Test des appareils Liquide refroidissant Production	PFPEs Perfluoroalcanes linéaires	(Buck et al., 2011; Gluge et al., 2020; ITRC, 2023)
Semiconducteur	Production de semiconducteurs Revêtement Solution de rinçage	PFBS, PFBA 8:2 FTS, 6:2 FTS PFOA, PFOS et leurs sels Perfluoroalcanes linéaires FASAs PFPEs	(Buck et al., 2011; Gluge et al., 2020; ITRC, 2023)
Production de produits métalliques	Production de métaux basiques Traitement et revêtement Production de produits à base de métal	PFHxS et ses sels 6:2 FTS PTFEs	(Buck et al., 2011; Gluge et al., 2020; ITRC, 2023)
Pétrole et gaz	Forage Processus d'extraction du pétrole et du gaz Stockage	PTFEs Fluoropolymères PFOA 8:2 FTOH 6:2 FTAB	(Buck et al., 2011; Gluge et al., 2020; ITRC, 2023)
Pharmaceutique	Emballage Revêtement de composants	PTFEs	(Buck et al., 2011; Gluge et al., 2020; ITRC, 2023)
Plastique et gomme	Production de plastique et gomme Agent de démoulage	Fluoropolymères PTFEs PFOA et ses sels PFOS et ses sels 6:2 FTCA	(Buck et al., 2011; Gluge et al., 2020; ITRC, 2023)
Production textile	Teinture Blanchissement	PFOA et ses dérivés	(Buck et al., 2011; Gluge et al., 2020; ITRC, 2023)

Tableau 2.4 Liste non exhaustive d'autres secteurs utilisant des PFAS, avec des exemples d'espèces et leurs utilisations, adapté de Buck et al. (2011); Gluge et al. (2020); ITRC (2023)

Autre secteur	Exemples d'utilisations	Espèces utilisées
Automobile	Corps de voiture Moteur et système mécanique (notamment graisse et lubrifiant) Intérieur (textile, plastique ...)	PFOA et ses dérivés PFCAs PFSAs FTOHs
Mousse anti-incendie	Mousse à filmogène aqueuse (AFFF) Mousses fluoroprotéinées	Détails Tableau 2.5 pour les AFFFs PFOA, PFDA et leurs sels 6:2 FTAB 6:2 FTS
Verre	Traitement Gravure et polissage	PTFEs PFOS et ses dérivés PFOA et ses dérivés
Équipement de laboratoire	Matériel consommable (vials, solvants ...) Équipement médical	PTFEs Perfluoroalcanes linéaires
Pesticide	Espèce active (insecticide notamment) Additif	PFOS et ses sels PFOA PFPAs PFPiAs
Production de vêtements	Vêtements de sport Vêtements d'extérieur (imperméable ...) Vêtements de travail (pompier, médical ...)	PFOS, PFBS, PFHxS PFCAs FASAs, FASEs Fluoropolymères 6:2 FTS, 8:2 FTS
Articles de sport	Fart de ski Canne à pêche Raquettes (tennis ...)	PFCAs PFOS FTOHs PTFEs

Tableau 2.5 Composition chimique des différentes AFFFs utilisées, regroupée en classes d'espèces, adapté de Liu et al. (2022); Yan et al. (2024)

Type d'AFFF	Précurseurs primaires	Précurseurs secondaires	PFCAs	PFSAs
ECF	AmPr-FASA, TAmPr-FASA, OAmPr-FASA AmPr-FASA-PrA, CEt-AmPr-FASA-PrA	FASA, FASAA N-alkylFASA, N-alkylFASAA N-alkylFASE	PFOA, PFHpA, PFHxA, PFBA	PFOS, PFHxS, PFHpS, PFPeS, PFBS, PFPrS, PFNS, PFDS
FT	n:2 FTAB n:3 FTB n:1:2 FTB n:2 FtAoS n:2 FtSaAm	n:2 FTS n:2 FTOH n:2 FTCA n:3 Acid n:2 FTUA	Traces	Traces

2.2.2 Produits du quotidien

En plus de leur large panel d'utilisation au sein des industries, ces substances se retrouvent aussi dans des produits du quotidien. Elles sont par exemple utilisées pour élaborer le revêtement antiadhésif des appareils de cuisine grâce à leur caractère oléophobe et hydrophobe, mais sont aussi présentes dans les produits d'entretien et de nettoyage car ces molécules sont tensioactives (Tableau 2.6). Dewapriya et al. (2023) ont analysés les résultats d'une cinquantaine d'études concernant les produits à usage chez les consommateurs et consommatrices. Les catégories de produits contenant le plus de PFAS en moyenne sont les produits chimiques d'entretien et les produits de finition pour textiles, comme les sprays anti-pluie. Dans ces deux catégories, la concentration moyenne en PFAS est respectivement autour de 200 et 300 ppm. Les produits cosmétiques contiennent aussi une concentration moyenne de PFAS non négligeable d'environ 58 ppm (Dewapriya et al., 2023). Le 6:2 FTOH est le composé le plus fréquemment rencontré avec des concentrations maximales allant jusqu'à 290 ppm pour les produits de finition pour textiles, et jusqu'à 170 ppm pour les produits chimiques d'entretien. Cette substance contribue majoritairement pour une grande partie des produits étudiés, même si les produits cosmétiques sont principalement concentrés en esters de phosphate polyfluoroalkylés (PAPs, en anglais) avec une moyenne de 55.5 ppm (Dewapriya et al., 2023). Cette étude apporte des précisions sur la contamination en PFAS des produits de consommation, et relève l'ampleur de leur présence dans nos vies quotidiennes.

Une autre source d'utilisation concerne les emballages alimentaires. Les PFAS sont notamment utiles pour servir de revêtement anti-graisse et hydrophobe. Par exemple, les pailles en papier et plantes se sont implantées comme remplacement des pailles en plastique. Mais leur protection contre l'eau provient probablement des PFAS. Dans certaines pailles en plantes, un total d'environ 29ng de PFAS par paille a été mesuré, et plus généralement ils étaient mesurés dans presque 95% des pailles en papier et plantes. Les substances les plus souvent mesurées sont le PFBA et le PFOA (Timshina et al., 2021).

Leur omniprésence dans notre quotidien soulève des questions quant à leur potentiel d'élimination par les traitements conventionnels, mais aussi sur les conséquences induites pour la santé humaine et plus généralement la santé environnementale.

Tableau 2.6 Liste non exhaustive des types d'utilisation des PFAS dans des produits du quotidien, avec des exemples d'espèces présentes

Catégorie	Exemple d'utilisation	Espèces utilisées	Sources
Produits de nettoyage	Solvant, tensioactif Nettoyant pour verre, plastique, tapis ...	FTOHs Perfluoroalcanes linéaires PTFEs PFBA, PFOA, PFDA PFOS, PFNS et ses sels PFPAAs PFPiAs	(Dewapriya et al., 2023; Gluge et al., 2020; ITRC, 2023)
Ustensiles de cuisine	Revêtements antiadhésifs Ustensiles en silicone	Perfluoroalcanes linéaires PTFEs FTOHs PFOA	(Dewapriya et al., 2023; Gluge et al., 2020; ITRC, 2023)
Revêtement pour sol et tapis	Produit de cirage Traitement des tapis	PFCAs PFBS, PFHxS, PFOS, PFDS FTOHs 6:2 FTS PFPAAs PFPiAs	(Dewapriya et al., 2023; Gluge et al., 2020; ITRC, 2023)

Tableau 2.6 Liste non exhaustive des types d'utilisation des PFAS dans des produits du quotidien, avec des exemples d'espèces présentes (suite)

Papier et emballage	Emballage pour nourriture Emballage autre	PFCAs PFOS et ses sels FTOHs Certains polymères	(Dewapriya et al., 2023; Gluge et al., 2020; ITRC, 2023; Timshina et al., 2021)
Produit de soin personnel	Produit maquillant Produit pour les cheveux (shampooing, conditionneur ...) Crèmes et lotions de corps	PFCAs FTSs PTFEs	(Dewapriya et al., 2023; Gluge et al., 2020; ITRC, 2023)
Textiles	Tapis Sièges, fauteuils Cuir	PFCAs PFASs (et leurs sels) FTOHs FASAs	(Dewapriya et al., 2023; Gluge et al., 2020; ITRC, 2023)

2.3 Suivis de la contamination en PFAS

Dans cette sous-partie est présenté un suivi de la contamination en PFAS dans différentes matrices d'eau et pour différents pays. Le suivi est séparé entre la qualité de l'eau potable, celle des eaux de surface (dont ruissellement et pluie) et les eaux souterraines. Une distinction est aussi faite entre le Canada et le reste du monde, afin de pouvoir comparer l'état des eaux du Canada avec d'autres pays. Enfin, pour chaque matrice est distinguée la présence ou non d'une source de contamination locale, ce qui permet d'évaluer l'influence d'une contamination sur la qualité de ladite eau. Le Tableau 2.7 regroupe ce suivi global et contient des ordres de grandeur des charges en PFAS dans chaque type d'eau. D'un point de vue général, l'eau potable est contaminée par les PFAS autour de 1-10 ng/L (Tableau 2.7), avec des pics jusqu'à presque 100 ng/L dans le cas d'une contamination locale (Munoz et al., 2023; Teymoorian, Munoz, & Sauve, 2025). Les eaux de surface sont dans les mêmes ordres de grandeurs, avec des charges en PFAS autour de 20 ng/L pour les lacs et rivières (Tableau 2.7). Cependant, la pluie a des concentrations légèrement plus faibles, autour de 10 ng/L (Seung-Kyu & Kurunthachalam, 2007). En cas de contamination locale, ces valeurs excèdent rapidement les 100 ng/L pour se rapprocher parfois de 1,000 ng/L (Ceballos, 2024; D'Agostino & Mabury, 2017). Enfin, les PFAS sont présents en grande concentration dans l'eau souterraine

contaminée, entre 1,000 et 10,000 ng/L (Tableau 2.7). Les ordres de grandeurs de contamination sont assez distincts entre chaque matrice d'eau, ce qui permet de plus aisément les différencier.

Tableau 2.7 Ordres de grandeur de la contamination en PFAS de différents types d'eau, avec ou sans présence de source de contamination globale. Les données traitent du Canada et du Reste du monde.

Type d'eau	Présence d'une source de contamination locale	Canada	Reste du monde	Sources
Eau potable	Non	~14 ng/L si source le Saint-Laurent ~1-10 ng/L pour le reste du Canada	~1-10 ng/L	(Kabore et al., 2018; Munoz et al., 2023; Teymoorian, Munoz, & Sauve, 2025)
	Oui	~100 ng/L pour une contamination proche	~10-100 ng/L pour une contamination proche	
Eau de surface	Non	~20 ng/L pour le Saint-Laurent ~15 ng/L pour les grands lacs	~20 ng/L pour les lacs et rivières ~1-10 ng/L pour la pluie ~10-15 ng/L pour les eaux de ruissellement	(Ceballos, 2024; D'Agostino & Mabury, 2017; Kolpin et al., 2021; Lalonde & Garron, 2022; Seung-Kyu & Kurunthachalam, 2007; Thompson et al., 2024)
	Oui	~100-1000 ng/L pour des ruisseaux/rivières contaminés.	~100-1000 ng/L pour les rivières/ruisseaux contaminés	
Eau souterraine	Non	-	-	(Barzen-Hanson et al., 2017; Chen et al., 2016; Liu et al., 2022; Mejia-Avendano et al., 2017)
	Oui	~1000-10,000 ng/L dépendamment de l'historique de contamination du site	~1000-10,000 ng/L	

2.3.1 Eau potable

Les études présentées dans cette sous-partie ont analysé des échantillons d'eau du robinet (Kabore et al., 2018; Munoz et al., 2023; Teymoorian, Munoz, & Sauve, 2025). Ces échantillons ont été prélevés dans différents pays du monde, impliquant que les eaux étudiées n'ont pas subi les mêmes traitements ce qui peut influencer la comparaison des résultats.

Les études sur la qualité de l'eau potable sont plutôt nombreuses étant donné les potentiels risques des PFAS sur la santé humaine. Kabore et al. (2018) ont analysé spécifiquement 29 PFAS dans de

nombreux pays du monde, comme les États-Unis d'Amérique, la France, le Japon ou la Chine. Dans ces échantillons, les PFCAs, PFSA et certains précurseurs étaient fréquemment trouvés. Pour le Burkina Faso, les charges moyennes en PFAS étaient au même niveau que pour les USA à environ 10 ng/L. Le Japon était au-dessus avec 14.71 ng/L en moyenne, et l'Europe, la Chine et la Côte d'Ivoire en-dessous à 7.37, 5.35 et 2.04 ng/L respectivement. Dans ces pays, les concentrations moyennes en PFCAs et PFSA étaient au maximum de 3.9 ng/L. Ces valeurs respecteraient le seuil de l'objectif de Santé-Canada en matière de contamination en PFAS qui est de 30 ng/L (Santé Canada, 2024).

Dans une autre étude globale, les PFOA, PFOS et chaînes courtes (PFAAs) étaient mesurés dans plus de 50% des échantillons, contre moins de 20% pour les chaînes longues ($n \geq 10$) (Teymoorian, Munoz, & Sauve, 2025). Les composés les plus souvent trouvés sont le PFBS, PFHxS, PFBA, PFOA et PFOS avec entre 77% et 79% de fréquence de détection. Certains précurseurs (FASAs) étaient mesurés dans plus de 37% des échantillons, comme le FOSA à 52% ou le FBSA à 44%, précurseurs du PFOS et PFBS respectivement. Les valeurs moyennes des charges en PFAS n'excédaient pas 6 ng/L, légèrement plus basses que celles de l'étude précédente même si les ordres de grandeur restent similaires.

Des charges en PFAS plus importantes ont été relevées dans certaines villes, comme vers Lyon en France, avec des charges pouvant monter à 114 ng/L voire 174 ng/L dans l'eau potable (Teymoorian, Munoz, & Sauve, 2025). Une explication proposée par cette étude est que les concentrations élevées en PFAS proviennent de deux usines utilisant des produits chimiques fluorés et déversant leurs effluents dans l'environnement depuis plusieurs années.

Concernant le Canada, Kabore et al. (2018); Munoz et al. (2023); Teymoorian, Munoz and Sauve (2025) ont analysé des échantillons d'eau potable dans la province du Québec, dans l'Ontario, l'Alberta et la Colombie Britannique, avec une majorité venant du Québec. Au Québec, l'eau du robinet ayant pour source le Saint-Laurent avait une concentration totale moyenne en PFAS de 14 ng/L, contre 5.3 ng/L pour la concentration totale moyenne des autres échantillons d'eau n'ayant pas pour source le Saint-Laurent (Kabore et al., 2018). Cet ordre de grandeur de la contamination totale en PFAS de l'eau du robinet ayant pour source le Saint-Laurent est confirmé par Munoz et al. (2023); Teymoorian, Munoz and Sauve (2025). Ces deux études ont aussi étudié des échantillons d'eau de municipalités du Québec qui ont pour source d'eau potable des puits ou des

eaux souterraines, comme Saint-Donat ou Sainte-Cécile. Ces deux municipalités présentaient des concentrations totales en PFAS entre 56-82 ng/L et entre 1-603 ng/L respectivement (Munoz et al., 2023; Teymoorian, Munoz, & Sauve, 2025). Pour l'Ontario les concentrations totales en PFAS variaient entre 0.1-32 ng/L, avec deux échantillons d'eau du robinet au-dessus de 20 ng/L (Teymoorian, Munoz, & Sauve, 2025). Pour l'Alberta et la Colombie Britannique, les concentrations totales n'excédaient pas 27 ng/L, échantillon d'eau dont la source est un puit privé (Teymoorian, Munoz, & Sauve, 2025).

Dans les eaux ayant pour source le Saint-Laurent, les principaux composés mesurés sont le PFOA et PFOS, avec des concentrations variant autour de 1.5-4 ng/L, suivi du PFBA (Teymoorian, Munoz, & Sauve, 2025). En effet, ces trois substances comptaient pour 50%-54% des concentrations totales en PFAS selon Munoz et al. (2023). Aussi, le PFECHS se retrouvait dans 100% des échantillons d'eau potable provenant du Saint-Laurent, ce composé étant principalement utilisé dans certains fluides hydrauliques pour l'aéronautique (Kabore et al., 2018; Munoz et al., 2023; Teymoorian, Munoz, & Sauve, 2025).

2.3.2 Eau de surface (ruisseaux, lacs)

Dans cette sous-partie, les eaux de surface considérées incluent les lacs, rivières et ruisseaux, mais aussi les eaux de ruissellement et les précipitations (pluie). Seung-Kyu and Kurunthachalam (2007) ont étudié la ville d'Albany et quelques lacs alentours aux États-Unis, situés dans l'état de New-York. Les lacs échantillonnés avaient des concentrations totales en PFCAs et PFSA's entre 9.49 et 35.9 ng/L, avec une moyenne de 22 ng/L. Les PFCAs comptaient pour 80% du total, et les principaux composés étaient le PFOA, PFHpA et PFOS pour respectivement 38%, 21% et 14% du total. Ces PFAS majoritaires sont des chaînes longues, ce qui semble refléter l'ancien profil de contamination avant le basculement général vers l'utilisation d'homologues à chaîne courte (Wang et al., 2013). En effet, d'autres échantillons de différentes rivières en Iowa démontrent une contamination principalement dues aux PFBS, PFOA et PFNA avec des contributions non négligeables du PFPeA et PFHxS, des PFAS à chaînes plus courtes (Kolpin et al., 2021).

Afin de caractériser l'effet d'une contamination par un effluent, Kolpin et al. (2021) ont échantillonné une rivière soumise à un effluent d'usine de traitement de eaux usées. Les échantillons réalisés sont répartis en amont et en aval du point de rejet. La concentration cumulée totale en PFAS est passée de <10 ng/L en amont à plus de 260 ng/L juste en aval du point de rejet,

puis à environ 200 ng/L cent mètres plus loin pour enfin finir à un peu plus de 150 ng/L cinq kilomètres plus loin. En amont, le principal composé mesuré était le PFBS tandis qu'en aval il s'agissait du PFPeA, suivi du PFOA et du PFHxA. La baisse de la contamination le long de la rivière en aval semble en partie expliquée par la dilution et d'autre part avec la sorption et biodégradation de certains composés. D'autres études confirment ces ordres de grandeur, avec des rivières impactées par des effluents de station d'épuration présentant des concentrations totales en PFAS d'au maximum 126 ng/L (Thompson et al., 2024). Un site en aval d'un grand aéroport avait une concentration totale moyenne en PFAS de 2 297 ng/L, avec pour principaux contributeurs le PFHxS, PFOS, PFHpA, PFOA et PFHxA entre 230 et 650 ng/L. Un précurseur était aussi présent en faible concentration, le 6:2 FTS, avec une concentration moyenne de 14 ng/L qui reste tout de même dix fois plus importante que les autres sites étudiés (Thompson et al., 2024). Ainsi l'impact d'effluent contaminé laisse une marque caractéristique, ce qui facilite l'analyse des données d'eau de surface.

Pour le Canada, plusieurs études se sont intéressées à la contamination des eaux de surface par les AFFFs. Proche de l'aéroport Pearson de Toronto les concentrations totales en PFAAs pouvaient atteindre 700 ng/L au maximum, avec un total cumulé pour les précurseurs d'environ 130 ng/L dans une rivière impactée par cet aéroport (D'Agostino & Mabury, 2017). Plus particulièrement, le 6:2 FTAB avait une concentration maximale dans l'eau brute d'une rivière qui recevait directement le ruissellement de l'aéroport, avant de très rapidement décliner, passant ainsi de 30 ng/L à 0.25 ng/L en aval. Cette tendance provient probablement de la photodégradation de 6:2 FTAB (Trouborst, 2016). Les concentrations en n:2 FTBs sont passées de 80 ng/L dans la portion de la rivière qui recevait directement le ruissellement de l'aéroport à environ 25 ng/L en aval. Le composé majoritaire était le 5:1:2 FTB, suivi du 5:3 FTB. Selon D'Agostino and Mabury (2017), leur moins forte diminution s'expliquerait par leur plus grande stabilité et plus faible capacité à s'attacher aux sédiments. Pour les PFAAs, les profils de contamination mesurés dans cette étude étaient dominés par le PFPeA, PFHxS, PFOS, et PFHxA. La forte présence du PFPeA, une chaîne courte, peut venir de la dégradation de certains PFAS mais aussi du changement dans les formules des AFFFs, tandis que la forte présence de PFOS suggère la présence de site contaminé par les anciennes formules d'AFFFs (D'Agostino & Mabury, 2017; Yan et al., 2024). En comparaison, les rivières en milieux urbains non contaminés par des AFFFs avaient des concentrations totales maximales en PFAAs et en précurseurs d'environ 50 et 25 ng/L (D'Agostino & Mabury, 2017).

Ces valeurs maximales reflètent une utilisation autre que dans les AFFFs de certains composés, comme le 6:2 FTAB. Ceballos (2024) a relevé une contamination d'environ 250 ng/L pour un ruisseau urbain drainant l'aéroport de Montréal, avec pour espèces majoritaires le PFPeA, PFHxA, PFOS, 5:1:2 FTB, 6:2 FTAB et 6:2 FTS. La présence de précurseurs dans ce site marque la contamination par des AFFFs (Ceballos, 2024). Ruyle et al. (2021) ont étudié la signature d'une contamination en AFFFs dans des bassins versants de l'état du Massachusetts aux États-Unis. Ils ont relevé une plus forte concentration totale en PFAS ainsi qu'en précurseurs dans les eaux de surface contaminées par des AFFFs, ce qui est confirmé dans les résultats des études présentés plus tôt (Ceballos, 2024; D'Agostino & Mabury, 2017).

2.3.3 Eau souterraine

Chen et al. (2016) ont mesuré les concentrations en PFAS dans des échantillons d'eau de surface (rivières, lacs) et d'eaux souterraines dans des zones rurales de l'Est de la Chine. Certains sites échantillonnés étaient situés dans un rayon de 10 kilomètres d'une usine de produits fluorés, les autres étant dans un rayon de 30 kilomètres de zones urbaines. Les concentrations totales en PFAAs mesurées dans les eaux souterraines des sites autour de zones urbaines sont significativement plus faibles que celles dans les eaux de surfaces des mêmes régions (Chen et al., 2016). Dans cette étude, ces échantillons avaient des charges totales moyennes en PFAAs entre 0.20 et 8.5 ng/L, alors que l'échantillon prélevé dans un village alentour à l'une usine de produit fluoré avait une concentration totale moyenne en PFAAs de 269.1 ng/L. Cette valeur extrême peut provenir de l'infiltration des eaux de surface dans les aquifères, apportant alors une contamination plus importante (Chen et al., 2016). Outre ce cas, les espèces majoritaires retrouvées dans les eaux souterraines étaient le PFOA et le PFBA contribuant pour environ 80% de la concentration moyenne totale (Chen et al., 2016). Les eaux souterraines échantillonnées dans la zone industrielle de l'usine chimique utilisant des composés fluorés avaient des concentrations totales moyennes autour de 200-600 ng/L. Les espèces prédominantes étaient le PFOA, le PFHpA et le PFHxA. Le PFOA comptait à lui seul entre 60% et 75% des concentrations totales moyennes en PFAAs dans ces échantillons.

Barzen-Hanson et al. (2017) ont identifiés aux États-Unis des classes de PFAS qui ne sont présentes que dans les eaux souterraines impactées par des AFFFs. Parmi ces classes de composés, la

majorité provient des anciennes AFFFs. Cette étude souligne l'importance de la contamination passée des sols sur la contamination actuelle des eaux souterraines.

Au Québec, le plus gros incident chimique est celui du Lac-Mégantic, où un déraillement de train a provoqué un incendie chimique important. Cet incendie a été contrôlé en utilisant des AFFFs, qui ont contaminé le sol. Mejia-Avendano et al. (2017) ont analysé des échantillons de sols quelques semaines après l'accident et deux ans après, respectivement situés à 500 mètres du lieu de déraillement et dans le centre-ville de Lac-Mégantic pour ceux prélevés deux ans plus tard. Les échantillons pris à 500 mètres de l'incident relèvent des concentrations massiques allant de 7.86 à 4 425 ng/g. Deux ans plus tard, le sol était contaminé à hauteur de 106 ng/g (médiane) pour certains, et d'autres autour de 14.4 ng/g (Mejia-Avendano et al., 2017). Dans les échantillons suivant l'incendie, les principaux composés retrouvés étaient des précurseurs qui comptaient entre 60% et 90% des concentrations massiques totales en PFAS. Avec le temps, ceux-ci se sont en partie dégradés et sorbés, amenant une plus forte concentration en PFCAs entre 20% et 80% des concentrations massiques totales (Mejia-Avendano et al., 2017).

Liu et al. (2022) ont analysé des eaux souterraines situés dans quatre aéroports du centre et de l'Est du Canada. Les concentrations totales médianes en PFAS étaient comprises entre 29.9 µg/L et 1 600 µg/L (Liu et al., 2022). Les profils de PFAS variaient en fonction des sites. Par exemple, le site le plus contaminé était dominé par des précurseurs utilisés dans les anciennes mousses ECF, suivis par les fluorotélomères et les PFSA pour des concentrations médianes de respectivement 660, 614 et 200 µg/L. Les autres sites ont tous leur propre profil de contamination spécifique. Le composé le plus présents au global était le PFOS, produit retrouvé dans les anciennes mousses, à hauteur de 12.2-171 µg/L (concentrations médianes). Le principal précurseur retrouvé était le FHxSA, avec une concentration médiane de 182µg/L au maximum (Liu et al., 2022). Le FHxSA peut notamment se dégrader en PFHxS (Yan et al., 2024), qui est d'ailleurs le deuxième PFSA le plus présent en moyenne dans l'étude de Liu et al. (2022).

2.4 Les préoccupations envers les PFAS

2.4.1 Écotoxicité, bioaccumulation

Bien que les PFAS soient hydrophobes et oléophobes, ils ont la capacité de s'accumuler dans certaines zones des êtres vivants, et ainsi représentent un potentiel danger pour la faune et l'être humain. Le potentiel de bioaccumulation des PFCAs et PFSA est directement lié à la longueur de

leur chaîne carbonée fluorée : les chaînes longues ont une plus grande capacité à se bioaccumuler, comme les PFDoA ($n=12$) et PFTrA ($n=13$) (Conder et al., 2008). Aussi, les PFASs semblent avoir un potentiel de bioaccumulation plus important que leurs homologues PFCAs, pour une même longueur de chaîne. À titre d'exemple, le facteur de bioaccumulation moyen du PFOS est de 1800L/kg, soit deux fois plus grand que celui du PFNA (Conder et al., 2008).

Des études plus récentes trouvent que les PFAS s'accumulent davantage dans les poissons, et plus particulièrement certains tissus riches en protéines (Ahrens et al., 2016; Liang et al., 2023). Liang et al. (2023) ont étudié plus spécifiquement les nouvelles générations de PFAS, comme GenX et les Cl-PFESAs. Selon cette étude, ces nouveaux composés ont un plus grand potentiel de bioaccumulation dans le foie des poissons que les PFOS et PFOA. Tan et al. (2025) confirment la plus forte accumulation du 8:2 Cl-PFESA, un PFAS de nouvelle génération, dans le foie ainsi que dans de nombreux autres tissus (comme les reins, le cerveau et la thyroïde). Une rare étude sur l'être humain identifie 13 PFECAs et PFESAs dans un échantillon vivant proche d'une usine chimique utilisant des produits fluorés.

Les concentrations massiques totales en PFAS dans les organismes aquatiques variaient entre 1.26ng/g pour une espèce de crevette, contre 88.7ng/g (masse humide) pour une espèce de poisson (Liang et al., 2023). Globalement, les PFCAs à chaînes longues ($n \geq 8$), le PFOS, le 6:2 Cl-PFESA et le PFOA étaient les principaux contributeurs pour, en moyenne, 31.8%, 25.2%, 9.91% et 9.53% des concentrations massiques totales respectivement (Liang et al., 2023). Pour l'être humain, les concentrations totales en PFAS dans le sérum variaient entre 10.30 et 5 832ng/mL, pour une médiane de 210.3mg/mL (Yao et al., 2020). Plus particulièrement, les PFECAs et PFESAs représentaient environ 13% des concentrations totales. Différentes corrélations étaient établies entre ces nouveaux composés et l'âge de la personne étudiée, mais aucune tendance générale n'a été observée (Yao et al., 2020). Un manque d'études sur certains PFAS dont les nouvelles générations limite l'évaluation de leur toxicité. Un approfondissement est aussi nécessaire sur les modes d'actions de ces substances pour mieux y cerner les populations vulnérables (Fenton et al., 2021). Les PFAS, par leur grand nombre, peuvent induire un large éventail d'effets néfastes. Les effets les plus observés concernent le foie, les reins, la thyroïde mais le développement des fœtus et le système immunitaire. Par exemple, le PFOS peut amener une diminution des anticorps contre la diphtérie et augmenter le cholestérol sérique (Fenton et al., 2021; Saikat et al., 2013). Certains PFAS ont aussi été associé à la formation de cancers, notamment ceux des reins et du foie. Le

Tableau 2.8 présente pour différents PFAS des exemples d'effets toxiques associés ainsi qu'une estimation d'une dose de référence, qui correspond à l'apport massique journalier maximal pour lequel il est peu probable de contracter un effet adverse. Le PFOA, PFOS et PFHxS sont les PFAS les plus suivis au niveau toxicologique, et sont ceux qui ont des doses de référence les plus faibles. Concernant les nouvelles générations, certaines de ces substances semblent aussi amener à des effets sur le cholestérol et sur le foie, en plus d'autres complications. Le composé GenX apporte des effets sur la croissance dans une étude sur des rats, qui s'exprime par la baisse de la masse du fœtus ou encore l'augmentation de la masse du foie de ce dernier (Conley et al., 2021). Cependant, au-delà d'une certaine dose les mères sont aussi touchées, provoquant aussi une augmentation de la masse du foie, en plus d'une perturbation dans les niveaux d'hormones de la thyroïde (Conley et al., 2021). Certains autres composés ont des effets similaires sur l'assimilation des lipides ou les reins que les PFOS et PFOA, substances désormais interdites ou contrôlées à cause de leur toxicité (Yao et al., 2020).

2.4.2 Élimination/Traitement

Dans les usines de traitements des eaux potable, les contaminants PFAS peuvent être traités par adsorption dans des matières en suspension, les boues, par (bio)dégradation ou encore nanofiltration. Étant donné leur grande stabilité, les PFAS ont peu tendance à se dégrader et seront donc principalement retirés par adsorption (Kibambe et al., 2020). Il faut donc compter sur l'adsorption ou d'autres méthodes d'élimination plus spécifiques pour remédier aux PFAS (Tshangana et al., 2025).

Pan et al. (2016) ont étudié deux usines de traitement des eaux potables en Chine. Ces deux usines ont pour traitement principal le charbon actif en grain (CAG), la première possédant aussi un traitement par ozonation et la deuxième par charbon actif en poudre (CAP). Les concentrations totales en PFAS pour l'affluent et l'effluent de la première usine étaient de 4.74-4.81 ng/L (Pan et al., 2016). Pour la deuxième usine, les concentrations totales étaient autour de 15 ng/L pour l'affluent et autour de 4 ng/L pour l'effluent (Pan et al., 2016). Dans cette étude, le traitement par charbon actif en grain restait peu efficace, avec des efficacités de 20%-30% pour les concentrations totales en PFAS des deux usines de traitement des eaux potables. Cependant, le traitement par charbon actif en poudre a obtenu de bien meilleures efficacités, allant de 64% pour le PFHxA à 100% pour le PFHxS, PFNA et PFDA (Pan et al., 2016). Les concentrations en PFHpA, PFOA et

Tableau 2.8 Effets potentiels sur la santé humaine de différents PFAS, avec leur dose de référence calculée

Substance	Organe ou fonction atteinte	Exemples d'effets néfastes	Degré de confiance	Dose de référence	Sources
PFOS	Cardiovasculaire Immunologique Hépatique Croissance	Augmentation du cholestérol total sérique Baisse du poids à la naissance	Moyen Élevé Variable	10^{-7} mg/kg/j	(Fenton et al., 2021; Saikat et al., 2013; USEPA, 2024a)
PFOA	Cardiovasculaire Immunologique Hépatique Croissance	Augmentation du cholestérol total sérique Baisse du poids à la naissance Diminution de concentrations de certains anticorps (anti-tétanos, anti-diphtérie)	Moyen Élevé Moyen Variable	$3 * 10^{-8}$ mg/kg/j	(Fenton et al., 2021; USEPA, 2024b)
PFHxS	Thyroïde Système immunitaire	Diminution du niveau d'hormones dans la thyroïde Baisse de réponse immunitaire à certains vaccins	Moyen Moyen	$4 * 10^{-10}$ mg/kg/j	(Fenton et al., 2021; Shah-Kulkarni et al., 2016; USEPA, 2025c)
PFHxA	Reins Hépatique	Nécrose papillaire	Faible	0.25 mg/kg/j	(Luz et al., 2019)
PFECHS	Immunologique Croissance	Effets sur les mitochondries (cellules)	Faible	-	(Mahoney et al., 2023)
PFBA	Thyroïde Hépatique Croissance	Baisse de certaines hormones Augmentation de la taille du foie Retard de développement	Moyen-Faible Moyen Moyen-Faible	10^{-3} mg/kg/j	(Fenton et al., 2021; USEPA, 2022)
PFPeA	Thyroïde	Effets sur les hormones	Faible	-	(Shah-Kulkarni et al., 2016)
6:2 FTS	Rate	-	Faible	0.20 mg/kg/j	(USEPA, 2024c)
6:2 FTAB	Immunologique Croissance	Toxicité Forçage de la mort programmée de cellules	Faible	-	(Shi et al., 2018)
FTBs	-	-	Trop peu d'études	-	-

PFOS avaient aussi diminuées d'au moins 90% entre l'amont et l'aval du traitement par charbon actif en grain (Pan et al., 2016). Yu et al. (2009) expliquent cette différence d'efficacité entre les deux traitements par, entre autres, la taille plus faible des particules pour le traitement par CAP et la plus grande présence de sites d'adsorption.

Lenka et al. (2021) ont compilé plusieurs études sur les usines de traitement des eaux usées partout dans le monde afin d'analyser le potentiel d'élimination des PFAS dans ces infrastructures. Les concentrations totales en PFAS variaient entre 0 et 761 ng/L pour les affluents, et entre 0 et 903 ng/L pour les effluents. Les PFAAs étaient les principaux PFAS retrouvés dans ces études, même si certains précurseurs ont été mesurés à des concentrations élevées dans les affluents (jusqu'à 8 712 250 ng/L pour le 6:2 FTAB) (Lenka et al., 2021). Pour la concentration totale en PFAS, l'efficacité du traitement est comprise entre +20% et -71%, avec une majorité d'efficacité négative (Lenka et al., 2021). Concernant les précurseurs, elle est de -100% pour le 6:2 FTS et est comprise entre +25% et +53% pour les 8:2 FTS, FTSA et 6:2 FTAB (Lenka et al., 2021). La faible efficacité globale confirme que le traitement conventionnel a peu d'effet sur les PFAS (Gewurtz et al., 2024; Kibambe et al., 2020). Cependant, les précurseurs sont globalement moins présents dans l'effluent d'usine de traitement des eaux car ceux-ci ont pu se dégrader durant les processus de traitement de l'usine ou bien s'adsorber aux sédiments (Zhang et al., 2015). Concernant les chaînes courtes, l'efficacité du traitement varie entre +50% et -890%, avec une majorité négative (Lenka et al., 2021). Les chaînes courtes ont la particularité d'être davantage hydrophile que les chaînes longues, ce qui les rend moins à même de s'adsorber dans certains adsorbants comme les poudres de charbon actif (Li et al., 2020).

Zhang et al. (2015) ont comparé les charges en PFAS dans deux usines de traitement des eaux usées, l'une à boues activées (AS, en anglais) et l'autre à réacteur discontinu séquentiel (SBR, en anglais). Le Tableau 2.9 résume les concentrations totales en PFAAs en amont ainsi qu'en aval de ces infrastructures. Pour le traitement AS, les concentrations en PFAAs diminuent avec le clarificateur (traitement primaire), avant d'augmenter lors du traitement aux boues activées (traitement secondaire). Cette tendance est probablement due à la dégradation des précurseurs lors de la seconde phase de traitement (Zhang et al., 2015). Pour le traitement SBR, son efficacité globale est plus faible que le traitement AS. En effet, les charges en PFAAs ont peu varié avec le traitement préliminaire (grille et dessablage) puis ont augmenté avec le traitement primaire. À nouveau, une explication possible est la dégradation des précurseurs lors de cette phase du

traitement, amenant davantage de PFAAs (Zhang et al., 2015). Kibambe et al. (2020) sont arrivés à la conclusion que les PFAS à chaînes longues, dans leur cas pour $n \geq 8$, sont davantage éliminés par les boues activées que leurs homologues à chaînes courtes, avec des efficacités variant entre +40% et +90% pour le PFOS et PFOA.

Tableau 2.9 Concentrations totales moyennes des PFAAs en amont et aval de différents traitement, selon Zhang et al. (2015)

Type de traitement	Affluent (PFAAs)	Effluent (PFAAs)
Boue active	~2500 ng/L	~1600 ng/L
Réacteur discontinu séquentiel	~300 ng/L	~1100 ng/L

2.5 Règlementations

2.5.1 Historique global

Les premières études traitant de la contamination de l'environnement et de l'être humain par les PFAS datent de la fin des années 1990, début des années 2000 (Giesy & Kannan, 2001; Hansen et al., 2001). La découverte tardive de cette contamination à grande échelle est en partie due au retard du développement de techniques efficaces et précises permettant de mesurer ces substances fluorées (Giesy & Kannan, 2001).

La convention de Stockholm, signée en 2001 par 152 états, marque le début des actions internationales pour limiter la contamination en polluants organiques persistants (POP). Elle intègre notamment trois listes de contrôle de polluants: l'annexe A, B et C. L'annexe A propose une liste de molécules dont la production et l'usage doivent être interdits (avec potentielles exemptions), l'annexe B et C concernent la restriction dans l'utilisation et la production des espèces citées (respectivement pour celles produites intentionnellement, annexe B, et celles produites non-intentionnellement, annexe C). Les premières molécules listées dans la convention étaient utilisées comme pesticides et fongicides (The Stockholm Convention, 2001).

En 2009, le PFOS avec ses sels et le sulfonyle de perfluorooctane fluoride ont été intégrés dans l'annexe B, restreignant leurs usages et productions. Dix ans plus tard, le PFOA avec ses sels et ses dérivés sont ajoutés dans l'annexe A avec certaines exemptions. Finalement, c'est en 2022 que le PFHxS (avec ses sels et ses dérivés) apparaît dans l'annexe A sans exemptions.

En 2024, le comité de révisions des polluants organiques persistants (POPRC, en anglais) a proposé d'ajouter à l'annexe A les PFCAs à chaîne longue (avec leurs sels et dérivés).

Cette convention impacte directement les pays signataires, mais les restrictions sur les PFAS ne se limitent qu'à leur production ou utilisation. De plus, chaque pays est libre de signer les différents amendements ajouter au fil des ans. Ceux-ci peuvent alors adopter leurs propres réglementations, induisant un large éventail de restrictions sur les PFAS (Brennan et al., 2021).

Le Tableau 2.10 résume les normes actuelles de certains pays et groupe de pays sur l'eau potable, de sorte qu'il soit possible de comparer les valeurs seuils entre ces pays.

Tableau 2.10 Récapitulatifs des valeurs seuils actuels de charges en PFAS pour différents pays. Les cases colorées représentent les PFAS utilisés pour le calcul du paramètre Somme de PFAS

Objet des normes	Canada ^a	Québec ^b	USA ^c	Europe ^d	Chine ^e	Inde ^f	Japon ^g
Total PFAS	-	-	-	500 ng/L	-	-	-
Somme de PFAS	30 ng/L (25 PFAS)	-	-	100 ng/L (20 PFAS)	-	-	-
PFOS	-	-	4 ng/L	-	40 ng/L	-	50 ng/L (combiné)
PFOA	-	-	4 ng/L	-	80 ng/L	-	
PFTTrS	-	-	-	-	-	-	-
PFDoS	-	-	-	-	-	-	-
PFUnS	-	-	-	-	-	-	-
PFDS	-	-	-	-	-	-	-
PFNS	-	-	-	-	-	-	-
PFHpS	-	-	-	-	-	-	-
PFHxS	-	-	10 ng/L	-	-	-	-
PFPeS	-	-	-	-	-	-	-
PFBS	-	-	-	-	-	-	-
PFTTrA	-	-	-	-	-	-	-
PFDoA	-	-	-	-	-	-	-
PFUnA	-	-	-	-	-	-	-
PFDA	-	-	-	-	-	-	-
PFNA	-	-	10 ng/L	-	-	-	-
PFHpA	-	-	-	-	-	-	-
PFHxA	-	-	-	-	-	-	-
PFPeA	-	-	-	-	-	-	-

Tableau 2.10 Récapitulatifs des valeurs seuils actuels de charges en PFAS pour différents pays.
Les cases colorées représentent les PFAS utilisés pour le calcul du paramètre Somme de PFAS
(suite)

PFBA	-	-	-	-	-	-	-
4:2 FTS	-	-	-	-	-	-	-
6:2 FTS	-	-	-	-	-	-	-
8:2 FTS	-	-	-	-	-	-	-
GenX	-	-	10 ng/L	-	-	-	-
ADONA	-	-	-	-	-	-	-
NFDHA	-	-	-	-	-	-	-
PFMBA	-	-	-	-	-	-	-
PFMPA	-	-	-	-	-	-	-
PFEESA	-	-	-	-	-	-	-
11Cl-PF3OUdS	-	-	-	-	-	-	-
9Cl-PF3ONS	-	-	-	-	-	-	-

a (Santé Canada, 2024), b (Gouvernement du Québec, 2024), c (USEPA, 2024d), d (Union Européenne, 2020), e (FAS China Staff, 2023), f (Mandal et al., 2025), g (Hong, 2024)

2.5.2 Le Canada

La Loi Canadienne sur la Protection de l'Environnement (LCPE) est le fondement de la législation concernant les contaminants au Canada et a été mise en place en 1999. Dans cette loi, l'annexe 1 constitue la liste des substances qualifiées de toxiques, et l'annexe 3 une liste des substances dont l'exportation est contrôlée voire interdite (Canada, 1999). En 2008 le gouvernement du Canada adopte une nouvelle réglementation sur le PFOS, ses sels et d'autre composés. Elle vient entre-autre ajouter à l'annexe 1 de la LCPE le PFOS et ses sels, les classifiant alors de substances toxiques (Canada, 2008). En 2016, c'est le PFOA et les PFCAs ayant une chaîne longue ($8 \leq n \leq 20$) qui sont ajoutés à l'annexe 3 de la LCPE, restreignant leurs usages à quelques cas spécifiques. Par exemple, le PFOS, ses sels et dérivés étaient encore utilisables pour les procédés photolithographiques, les papiers et plaques d'imprimerie photographiques, ou encore dans les AFFFs de véhicules militaires. Les autres composés étaient restreints aux AFFFs. Pour ces dernières, la concentration maximale était fixée à 10 ppm (Canada, 2016). En 2017, Santé Canada adopte des nouvelles mesures concernant les PFAS. En fait, des valeurs guides pour l'eau potable sont

proposées pour le PFOA, PFOS, PFBA, PFBS, PFHxS, PFPeA, PFHxA, PFHpA et PFNA (Santé Canada, 2017). Ces valeurs sont retrouvées dans le Tableau 2.10. En 2018, deux nouveaux rapports de Santé Canada sont publiés. Ces documents traitent des risques sur la santé humaine du PFOA et du PFOS et apportent donc des informations précieuses sur les dangers de ces contaminants (Santé Canada, 2018a, 2018b). En 2019, deux autres PFAS se voient ajouter des valeurs guides : le 6:2 et 8:2 FTS. De plus, la valeur guide du PFNA est revue à la baisse et est diminuée par 10 pour atteindre 20 ng/L (Gouvernement du Canada, 2019).

En 2021 le Conseil canadien des ministres de l'environnement a adopté des recommandations pour la qualité des sols et de l'eau souterraine concernant le PFOS, selon la protection de la santé humaine et celle de l'environnement. Ces recommandations sont facultatives mais peuvent varier en fonction de l'utilisation des sols (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2021).

C'est en 2023 que Santé Canada propose un objectif de contamination en PFAS de l'eau potable, mis en application un an plus tard. Cette mesure ne fait pas partie d'une loi ou réglementation, et s'applique donc selon la bonne volonté des partis concernés et remplace les précédentes valeurs guides sur l'eau potable. La valeur recommandée est de 30 ng/L pour la somme de 25 PFAS (en rouge sur le Tableau 2.10). Ce choix est intéressant puisqu'il quantifie les PFAS comme groupe plutôt que comme individu et est appuyé par certaines études (Wang et al., 2017). L'établissement de la valeur de l'objectif ne se base pas sur des études scientifiques relatives à la toxicité des PFAS, mais plutôt sur un critère de faisabilité, c'est-à-dire afin de rendre cet objectif atteignable avec les méthodes de traitement des eaux potables actuelles.

Concernant le Québec, il n'existe pas de normes spécifiques réglementant les PFAS. Cependant, l'Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ) a établi en 2023 le *Logigramme PFAS* pour aider à la gestion des risques associée aux PFAS dans l'eau potable (Gouvernement du Québec, 2023). Cet outil propose des valeurs guides pour le total des PFAS, le PFOS, PFOA, PFNA, et PFHxS suivant des critères chroniques et sous-chroniques. Ces valeurs guides basées sur des études de toxicité aident à cibler les sites nécessitant une action prioritaire (Gouvernement du Québec, 2023).

Enfin, en 2025 la classe des PFAS (fluoropolymères exclus) est ajoutée à l'annexe 1 de la LCPE, marquant une avancée dans la lutte contre la contamination de ces substances toxiques. Aussi, 163 PFAS sont ajoutés à l'Inventaire National des Rejets de Polluants (INRP) durant cette même année

(Gouvernement du Canada, 2025). Les exploitants sont obligés de recenser le rejet, le transfert et l'élimination de telles substances au Canada si elles excèdent le seuil de déclaration de 1 kg (Gouvernement du Canada, 2025).

2.5.3 Les États-Unis

L'agence de protection de l'environnement des États-Unis (USEPA, en anglais) a proposé en 2015 une première version de la méthode 537.1 qui détaille un protocole de mesure de 14 PFAS, dont le PFOA et PFOS, dans l'eau potable et ce de l'échantillonnage à l'analyse. Elle a ensuite été modifiée en 2018 afin d'ajouter le GenX et d'autres composés (USEPA, 2018).

En 2024, elle propose des valeurs seuils pour le PFOA, PFOS, PFHxS, PFNA et GenX et pour un indice de danger. Cet indice tient en compte la concentration d'un mélange de 4 PFAS : le PFBS, GenX, PFHxS et PFNA (USEPA, 2024d). Ces seuils sont observables dans le Tableau 2.10. L'agence a aussi indiqué des valeurs servant d'objectif futur à atteindre, très stricte pour le PFOA et PFOS. En effet, elle requiert que ces deux composés aient une concentration maximale de 0 ng/L, ce qui serait la mesure la plus stricte concernant le PFOA et PFOS.

Cependant USEPA prévoit de réviser les valeurs seuils et l'indice de danger ci-dessus selon une annonce en mai 2025. Les valeurs seuils pour le PFHxS, PFNA et GenX et l'indice de danger sont remis en cause et pourront être abroger (USEPA, 2025a).

2.5.4 L'Union Européenne

L'Europe de son côté a récemment mis en place une réglementation visant à limiter les concentrations totales globales et de certains PFAS. Ces seuils seront appliqués en 2026, et sont présentés dans le Tableau 2.10. Un seuil est déterminé pour le total des PFAS, et l'autre pour la somme de 22 PFAS (en bleu dans le tableau). Tous les pays membres de l'Union Européenne devront se conformer à ces valeurs pour l'eau potable, même si chaque pays est libre d'avoir leurs propres réglementations supplémentaires (Danish Government, 2024).

2.5.5 L'Asie

La Chine a adopté en 2022 une réglementation visant à limiter le PFOA et PFOS dans l'eau potable à des seuils de 80 et 40 ng/L respectivement (FAS China Staff, 2023). De plus, en 2023 l'utilisation

et la production de ces composés sont restreintes à quelques exemptions (République populaire de Chine, 2023).

L'Inde de son côté a rejoint la convention de Stockholm en 2006. Cependant, ce pays n'a pas accepté les différents amendements qui listent certains PFAS dans les annexes A, B et C. Actuellement, l'Inde ne dispose pas de réglementation pour restreindre la contamination en PFAS dans leur eau potable comme l'explique Mandal et al. (2025).

CHAPITRE 3 ÉCHANTILLONNAGE ET SITES ÉTUDIÉS

3.1 Caractéristiques de la région

3.1.1 Bassin versant du Saint-Laurent

Le bassin versant du Saint-Laurent est un des plus grands du monde et draine l'équivalent d'un peu plus de 25% des réserves d'eau douce mondiale. La superficie totale de ce bassin est supérieure à 1.6 millions de kilomètres carrés, soit un peu plus que la superficie du Québec. Il est subdivisé en trois sous-bassins: les Grands Lacs, le fleuve Saint-Laurent et le golfe du Saint-Laurent (

Figure 3.1). Ces trois sous-bassins s'étendent sur les États-Unis, l'Ontario ainsi que le Québec (Gouvernement du Canada, 2024). Il approvisionne en eau autour de 15 millions de canadiens et canadiennes, soit presque 36% de la population du Canada en 2025 (Gouvernement du Canada, 2024; Statistique Canada, 2025). Aussi, la région est fortement industrialisée et sert de voie maritime internationale. On y retrouve par exemple des industries aéronautiques et aérospatiales, de produits chimiques, d'énergie, mais aussi de l'agriculture et de la foresterie. Par exemple, un quart de la production agricole du Canada est réalisée dans le sous-bassin des Grands Lacs, ce qui souligne l'utilisation extensive de ces terres par l'être humain (USEPA, 2025b). Cette forte activité économique engendre une contamination des eaux des grands Lacs, qui découle alors dans le fleuve Saint-Laurent et se répercute dans les prises d'eau potables le long de ce dernier. La contamination en PFAS y est notamment suivie de près, car elle impacte directement la qualité de l'eau potable de plusieurs millions de canadiens et canadiennes (CBC/Radio-Canada, 2025; Munoz et al., 2023; Picard et al., 2021).

3.1.2 La région du Grand Montréal

La région du Grand Montréal est située en aval des Grands Lacs, dans le bassin du Saint-Laurent (Figure 3.1). Elle inclut l'île de Montréal où l'échantillonnage de cette étude s'est concentré. Cette région de 4 millions d'habitants comprend presque 120 000 entreprises, dont la moitié dans l'île de Montréal (CMM, 2025). Les trois plus grands secteurs correspondent aux services professionnels, scientifiques et techniques (presque 10 000 entreprises), suivi des soins de santé et assistance sociale (8 000 entreprises) et enfin les commerces de détails (autour de 7 500 entreprises).



Figure 3.1 Carte du bassin versant du Saint-Laurent, tiré de (Gouvernement du Canada, 2024)

Cette région possède aussi un grand aéroport international, l'aéroport international Montréal Trudeau (YUL), avec plus de 22 millions de passagers et passagères en 2024 et autour de 172 000 tonnes de fret ayant transités par ce site (ADM, 2024). Les aéroports sont connus pour émettre de grandes concentrations en PFAS dans l'environnement avec l'utilisation de mousses anti-incendie (Barzen-Hanson et al., 2017; Liu et al., 2022; Thalheimer et al., 2017). Ceballos (2024) a étudié en particulier un ruisseau urbain drainant l'aéroport YUL et a trouvé une contamination importante en PFAS. Afin de préciser les sources de contamination en PFAS de cet aéroport, deux ruisseaux urbains drainant ce site ont été échantillonnés durant différents événements et leurs caractéristiques sont présentées dans la suite du document. Aussi, un site de référence a été choisi et échantillonné afin de permettre une comparaison de la contamination en PFAS proche de l'aéroport avec celle d'un site jugé non contaminé.

3.2 Présentation des sites étudiés

3.2.1 Les ruisseaux urbains

Un aéroport de la Grande Région de Montréal est drainé par plusieurs ruisseaux urbains dont les ruisseaux R1 au Nord et R2 au Sud. Ces deux ruisseaux présentent des portions sous forme de conduites afin de traverser certaines infrastructures comme la Transcanadienne pour R1 ou l'autoroute 20 pour R2. Le ruisseau R1 finit sa course dans la rivière des Prairies, et le ruisseau R2 dans le fleuve Saint-Laurent. Les trajets de ces ruisseaux ainsi que leurs bassins de drainage urbains (BDU) sont présentés dans la Figure 3.2. Le BDU du ruisseau R1 est en vert, tandis que celui du

ruisseau R2 est en orange. Les données nécessaires à l'élaboration de la Figure 3.2 ont été fournies par l'équipe du Service de l'Eau de la ville de Montréal, en 2025.

La superficie du BDU du ruisseau R1 avoisine les 13 km² et draine principalement un territoire industriel, avec des zones de conservations comme un parc (Figure 3.2) et une petite portion de sol utilisée pour des activités diversifiées (Ville de Montréal, 2015). Bien qu'il ne draine pas directement l'aéroport (Figure 3.2), il peut cependant recevoir du ruissellement contaminé par ce dernier. De plus, Ceballos (2024) n'ayant étudié que le ruisseau R2, une caractérisation plus précise des sources en PFAS au niveau de l'aéroport se devait de considérer le ruisseau R1 comme site à échantillonner.

Le ruisseau R2 draine quant à lui une surface d'environ 10 km² qui se concentre principalement sur l'aéroport et le parc industriel au Sud de celui-ci. Ce ruisseau a la particularité d'être présent au niveau même des pistes de l'aéroport, ainsi qu'autour d'hangars et d'entrepôts (

Figure 3.2). De plus, il dispose de deux branches, la branche Ouest qui s'étend jusqu'au Nord de l'aéroport et la branche Est qui est située entre une piste et la zone industrielle (Figure 3.2). Ces deux branches se rejoignent en sortie de l'aéroport et le ruisseau s'écoule ensuite dans le parc industriel avant de se jeter dans le Saint-Laurent dans une zone à dominante résidentielle (Figure 3.2) (Ville de Montréal, 2015).

Ces deux sites ont été échantillonnés, et leur suivi a été mis en parallèle avec celui d'un site de référence, un parc éponge.

3.2.2 Le parc éponge

Le parc étudié est un parc éponge construit dans l'île de Montréal. Il couvre une superficie d'environ 7 000 m² avec sa plaine inondable, ses chemins de promenade, son aire de jeux d'eau ainsi que son bassin de rétention. Le principe d'un parc éponge est d'être en mesure de conserver, pour des durées contrôlées, une partie des eaux de ruissellement urbaines en dehors du réseau de conduites principal. La zone autour de ce parc contenant un réseau d'égout combiné, la temporisation de large volume d'eau de ruissellement évite de surcharger le réseau et limite les potentiels débordements d'égouts. Ces débordements sont un enjeu majeur pour la santé et la qualité de l'eau car il s'agit d'un mélange d'eau de pluie et d'eau usée. Cette eau contaminée peut se retrouver dans les sous-sols des habitant·e·s comme les garages, ou bien se déverser dans

l'environnement dans des cours d'eau où peuvent se situer des prises d'eau potable (Gouvernement du Québec, 2025). Ce parc joue un rôle clé dans la temporisation des eaux de ruissellement car le quartier est situé en pente et reçoit l'eau de toute la zone amont (Figure 3.3). Cette Figure 3.3 a été fournie par l'équipe du Service de l'Eau de la ville de Montréal, en 2025. Sur celle-ci, la couleur représente l'élévation avec le rouge comme les points les plus hauts, et à l'inverse le bleu pour les points les plus bas. Le sens du ruissellement est indiqué par des traits roses avec le sens de l'écoulement. Plus précisément, la zone drainée par le parc est à dominante résidentielle (Ville de Montréal, 2015). Les eaux de ruissellement n'étant pas fortement concentrées en PFAS (Tableau 2.7), ce site a alors été choisi comme site de référence quant à la contamination en PFAS des eaux de ruissellement de l'île de Montréal.

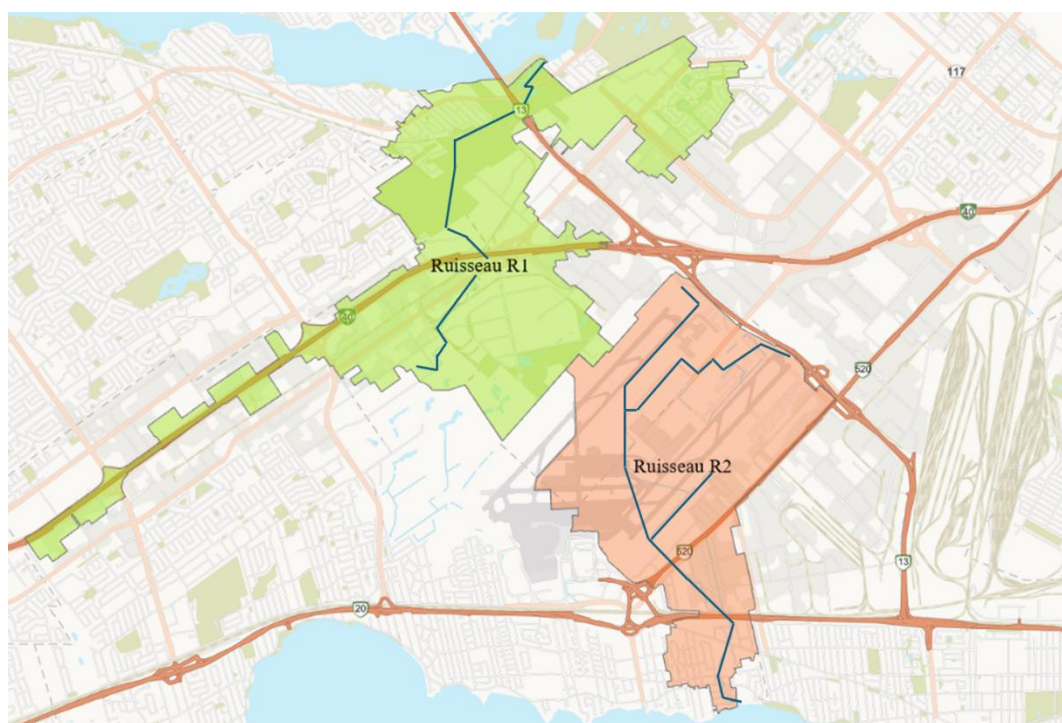


Figure 3.2 Bassin de drainage urbain des ruisseaux R1 (en vert) et R2 (en orange)

Le plan du parc et des conduites pluviales est présenté dans la Figure 3.4. Cette figure a été fournie par le Service de l'Eau de la ville de Montréal, en 2025.

Le parc draine les eaux de ruissellement au niveau de deux avenues alentours à l'aide de grilles situées sur le bord de la chaussée. Puis cette eau arrive dans les conduites du parc et s'écoule vers le point de sortie où un limiteur de débit est installé afin de contrôler le volume sortant (Figure 3.4). En cas de pluie importante, le réseau redirige une partie des eaux des conduites vers un bassin de

rétenction à ciel ouvert. De même, une plaine inondable sert de bassin temporaire en cas d'événement extrême. À eux deux, ces bassins peuvent stockés jusqu'à 627m^3 d'eau. Le parc est conçu pour évacuer l'eau retenue dans un délai maximal de 24h avec un débit sortant autour de 7L/s .



Figure 3.3 Carte indiquant le ruissellement urbain autour du parc éponge

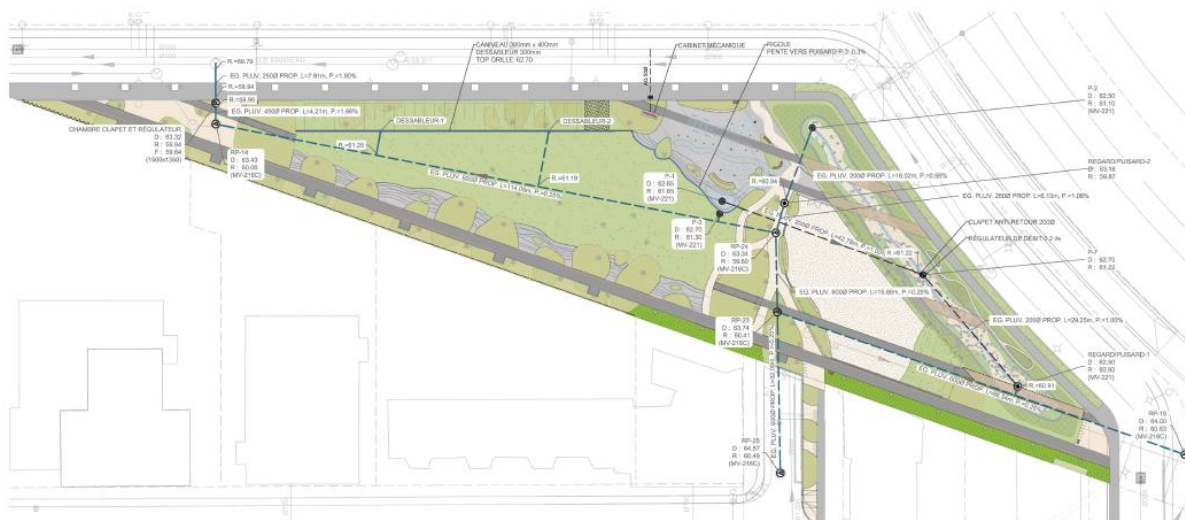


Figure 3.4 Plan des conduites du parc étudié fourni par le Service de l'Eau de la Ville de Montréal en 2025

3.3 Échantillonnage

Cette partie vient préciser les détails des campagnes d'échantillonnage réalisées, en explicitant les points de prélèvement, les événements échantillonnés et le protocole de collecte d'échantillons.

3.3.1 Ruisseaux R1 et R2

Les points d'échantillonnage retenus pour les ruisseaux R1 et R2 sont présentés dans la Figure 3.5. Au total, six points ont été choisis, dont deux pour le ruisseau R1 et quatre pour R2. Le Tableau 3.1 résume pour chaque point, leur localisation et leur intérêt.

Les points R2-2.9 et R2-2.9P3 sont particulièrement intéressants car ils sont situés juste avant la fusion des branches Ouest et Est du ruisseau R2. Leur étude est judicieuse car elle permet de caractériser les contributions de chaque branche, et donc de localiser plus précisément les sources de contamination en PFAS.

L'échantillonnage de ces ruisseaux a eu lieu durant l'automne 2024. Au total, trois événements ont été échantillonnés. Le Tableau 3.2 présente pour chaque événement la météo et l'échantillonnage effectué. L'échantillonnage se faisait dans l'ordre suivant : R1-3.3 puis R1-3.7, R2-4.3 puis R2-2.9 et R2-2.9P3, puis R2-2.1.

Tableau 3.1 Description des points d'échantillonnage des ruisseaux urbains

Ruisseau	Point	Localisation	Intérêt
R1	R1-3.7	Amont de la Transcanadienne	Mesurer la contamination indirecte par l'aéroport
	R1-3.3	Aval de la transcanadienne	Évaluer la contribution du trafic routier ainsi que des industries le long de la transcanadienne (voir Figure 3.2)
R2	R2-4.3	Amont de la branche Ouest, au milieu de l'aéroport	Mesurer la contamination au plein cœur de l'aéroport
	R2-2.9	Aval de la branche Ouest, en sortie de l'aéroport	Mesurer la contamination de la branche Ouest, juste avant la jonction avec la branche Est
	R2-2.9P3	Aval de la branche Est, en sortie de l'aéroport	Mesurer la contamination de la branche Est, juste avant la jonction avec la branche Ouest
	R2-2.1	Dans de la zone industrielle, au Sud de l'aéroport	Évaluer la contribution des industries sur la contamination en PFAS

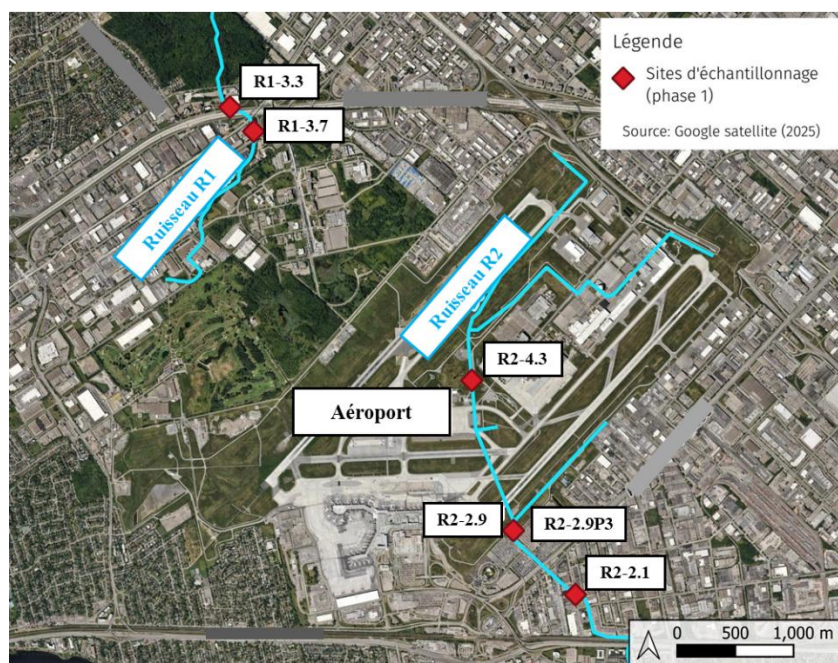


Figure 3.5 Carte des points d'échantillonnage des ruisseaux R1 et R2, élaborée par Mme Denise Brunoro De Barros Mello en 2025

Au total, 17 échantillons ont été prélevés durant la campagne d'automne 2024, ainsi que deux blancs de terrain, un pour l'événement B et un pour l'événement C. Le point R2-4.3 n'a pas pu être échantillonné durant l'événement C car l'accès à ce point nous a été interdit.

Tableau 3.2 Caractéristiques de l'échantillonnage des ruisseaux urbains

Événement	Date	Météo	Type d'échantillonnage
A	17/09/2024	Temps sec	Manuel, ponctuel (1 échantillon par point)
B	19/09/2024		
C	26/09/2024	Temps de pluie	

3.3.2 Parc éponge

Les points d'échantillonnage du parc éponge sont présentés dans la Figure 3.6, avec un plan global des conduites pluviales du parc. Deux points ont été choisis : le point amont, qui correspond au croisement entre les conduites pluviales des deux avenues drainées, et le point aval juste avant la sortie des conduites du parc. Le point amont permet d'évaluer la contamination de l'eau de ruissellement entrant dans le parc, tandis que le point aval est utile pour prendre en compte toutes les entrées d'eaux dans le parc, et ainsi avoir le portrait de contamination globale aux alentours du parc.

Ce parc a été échantillonné durant le printemps 2025. Collectant les eaux de ruissellement, il n'a été échantillonné qu'en temps de pluie. Le Tableau 3.3 présente pour chaque événement de pluie leurs caractéristiques et le type d'échantillonnage effectué. Tous les échantillonnages ont été effectués le matin, afin de pouvoir prélever l'eau du parc en cas de pluie la nuit.

Au total, 18 échantillons ont été prélevés (deux pour l'événement A, huit pour l'événement B et huit pour le C). Aussi, deux blancs de terrain ont été réalisés pour les événements B et C, afin de caractériser la contamination due au protocole d'échantillonnage.



Figure 3.6 Carte des points d'échantillonnage du parc éponge, élaborée par Mme Denise Brunoro De Barros Mello en 2025

Tableau 3.3 Caractéristiques de l'échantillonnage du parc éponge

Événement	Date	Caractéristique	Type d'échantillonnage
A	07/05/2025	Légère pluie dans la nuit	Manuel, ponctuel (1 échantillon par point)
B	23/05/2025	Légère pluie dans la nuit, précipitations faibles et éparses durant l'échantillonnage	Manuel, série temporelle (4 échantillons par point à intervalle de 30min)
C	11/06/2025	Pluie modérée dans la nuit, légère pluie pendant 30min pendant l'échantillonnage	

3.3.3 Protocole

L'échantillonnage des sites a été réalisé en suivant les méthodes 533 et 537.1 proposées par l'USEPA (USEPA, 2018, 2019).

Le prélèvement se faisait à l'aide d'une perche télescopique au bout de laquelle était fixée une bouteille de collecte. Celle-ci servait à transvaser l'eau du site vers les bouteilles préparées pour recevoir les échantillons. Pour chaque point d'échantillonnage, deux bouteilles étaient remplies. L'une pour les analyses PFAS, et l'autre pour les analyses physico-chimiques. Les échantillons

étaient ensuite conservés dans une glacière sous 4°C avant d’être entreposés dans des réfrigérateurs au laboratoire, sous la même température.

Toutes les bouteilles utilisées pour les analyses PFAS étaient en polyéthylène à haute densité (HDPE, en anglais) avec un volume de 500mL, comme recommandé par les méthodes USEPA (USEPA, 2018, 2019). Un lavage spécial était effectué avant l’utilisation de chaque bouteille. Il consistait à laver trois fois la bouteille à l’eau du robinet, puis trois fois à l’eau déminéralisée et enfin trois fois à l’eau MilliQ. Finalement, la bouteille était lavée sous la hotte au méthanol avant d’être laissée pour séchage durant une nuit. Aussi, du NaCl et de l’Omadine, des agents de conservation antimicrobien, étaient ajoutés dans chacune de ces bouteilles avant leur remplissage (Picard et al., 2021). Les concentrations massiques visées de ces agents sont de 116 mg/L pour le NaCl et de 70 mg/L pour l’Omadine.

Pour les bouteilles utilisées pour les analyses physico-chimiques, elles étaient lavées avec du produit nettoyant Versa-Clean, puis rincées trois fois à l’eau du robinet, trois fois à l’eau déminéralisée et enfin trois fois à l’eau MilliQ.

Les PFAS sont présents dans une multitude de produits de tous les jours, comme les vêtements imperméables contenant du Téflon®, ou encore des produits cosmétiques (Tableau 2.6). Afin de limiter la contamination croisée, l’utilisation de tels produits ou vêtements était interdit durant l’échantillonnage. Pareillement, aucune nourriture n’était transportée car les emballages alimentaires contiennent des PFAS.

3.4 Analyses

3.4.1 Laboratoire

L’analyse des PFAS a été réalisé par le laboratoire du professeur Sébastien Sauvé, situé au campus MIL de l’université de Montréal. Au total, 77 PFAS ont été mesuré et sont présentés dans le Tableau 3.5.

Chaque échantillon d’eau a subi une extraction en phase solide (SPE, en anglais). Plus précisément, il s’agissait d’une SPE hors-ligne (Thermo Dionex Autotrace SPE 280) en utilisant des cartouches d’échanges d’anions faibles (cartouches Strata X-AW) (Picard et al., 2021). Les analyses ont ensuite été faites par chromatographie liquide à ultra haute performance (UHPLC, en anglais)

couplée à un spectromètre de masse Orbitrap Q-Exactive™ (Thermo Scientific, Waltham, MA, É-U) en mode balayage complet (Picard et al., 2021).

Le contrôle de la qualité des analyses a été faite sur le terrain et en laboratoire. Tout d’abord, un blanc de terrain a été pris en moyenne par événement étudié afin de caractériser la contamination induite par le processus d’échantillonnage. Aussi, des blancs de SPE étaient préparés en laboratoire, ce qui assure qu’il n’y a pas eu de contamination croisée dans le laboratoire.

Certains paramètres physicochimiques ont aussi été mesurés et sont présentés dans le Tableau 3.4. Ces paramètres servent essentiellement à caractériser le type d’eau étudiée. Le pH et la conductivité ont été relevés directement sur le terrain à l’aide du sonde multimétrique portable (HACH HQ2200). La température a aussi été prise durant l’échantillonnage à l’aide d’un thermomètre. La turbidité a été évaluée en laboratoire avec le turbidimètre HACH 2100Q. Finalement, le carbone organique dissous (COD) a été mesuré pour chaque échantillon. En effet, des algues pouvaient se retrouver dans les échantillons d’eau et l’appareil mesurant le carbone organique total (COT) pouvait subir des dysfonctionnements à cause de ces matières en suspension. Pour remédier à ceci, une filtration à 80µm a d’abord été effectuée. Cette filtration impacte peu les concentrations totales en PFAS. En effet, Ceballos (2024) a relevé qu’une fraction très faible de PFAS était sorbée. Puis, les filtrats étaient analysés par un COT-mètre couplé à un échantillonneur automatique (Sievers M5310C Laboratory TOC Analyzer). L’ensemble de la verrerie utilisée durant le processus était préparé pour être libre de carbone.

Tableau 3.4 Paramètres mesurés lors des campagnes d’échantillonnage

Site	Paramètres physicochimiques	PFAS
Ruisseaux urbains	pH, Température, Conductivité, Turbidité, COD	Les 77 PFAS mesurés par le laboratoire du professeur Sébastien Sauvé (liste au
Parc éponge		
		Tableau 3.5)

Tableau 3.5 Liste et classification des 77 PFAS mesurés par le laboratoire de Prof. Sébastien Sauvé, adapté de Ceballos (2024)

Substances	Nom complet	Famille	Nombre de carbone
PFEtS	Acide perfluoro�thanesulfonique	PFSA	2
PFPrS	Sulfonate de perfluoropropane de sodium		3
PFBS	Sulfonate de perfluorobutane de potassium		4
PFPeS	Sulfonate de perfluoropentane de sodium	PFSA	5
PFHxS	Sulfonate de perfluorohexane de sodium		6
PFHpS	Sulfonate de perfluoroheptane de sodium		7
PFOS	Sulfonate de perfluorooctane de sodium		8
PFNS	Sulfonate de perfluoronane sodique		9
PFDS	Sulfonate de perfluorod�cane de sodium		10
PFUdS	Acide perfluoround�canesulfonique		11
PFDoS	Sulfonate de perfluorodod�cane de sodium		12
PFTTrS	Acide perfluorotrid�cane sulfonique		13
PFECHS	Acide perfluoro�thylcyclohexane sulfonique		8 (cyclique)
PFPrA	Acide perfluoropropionique	PFCA	3
PFBA	Acide perfluorobutano�ique		4
PFPeA	Acide perfluoropentano�ique		5
PFHxA	Acide perfluorohexano�ique		6
PFHpA	Acide perfluoroheptano�ique		7
PFOA	Acide perfluorooctano�ique		8
PFNA	Acide perfluorononano�ique		9
PFDA	Acide perfluorod�cano�ique		10
PFUnA	Acide perfluoround�cano�ique		11
PFDoA	Acide perfluorodod�cano�ique		12
PFTTrDA	Acide perfluorotrid�cano�ique		13
PFTeA	Acide perfluorot�trad�cano�ique		14
PFHxDA	Acide perfluorohexad�cano�ique		16
PFOcDA	Acide perfluorooctad�cano�ique		18
4:2 FTS	4:2 Acide sulfonique satur� de fluorot�lom�re	FTSA	6
6:2 FTS	6:2 Acide sulfonique satur� de fluorot�lom�re		8
8:2 FTS	8:2 Acide sulfonique satur� de fluorot�lom�re		10
10:2 FTS	10:2 Acide sulfonique satur� de fluorot�lom�re	FTSA	12
6:2 FTCA	6:2 Acide carboxylique satur� fluorot�lom�re	FTCA	8

Tableau 3.5 Liste et classification des 77 PFAS mesurés par le laboratoire de Prof. Sébastien Sauvé, adapté de Ceballos (2024) (suite)

8:2 FTCA	8:2 Acide carboxylique saturé fluorotélomère		10
10:2 FTCA	10:2 Acide carboxylique saturé fluorotélomère		12
6:2 FTUCA	6:2 Acide carboxylique insaturé fluorotélomère	FTUCA	8
8:2 FTUCA	8:2 Acide carboxylique insaturé fluorotélomère	FTUCA	10
10:2 FTUCA	10:2 Acide carboxylique insaturé fluorotélomère		12
5 :1 :2 FTB	1-Octanaminium, N-(carboxyméthyl)-N,N-diméthyl3,3,4,4,5,6,6,7,7,8,8,8-tridécafluoro-, hydroxyde, sel intérieur	FTB	12
5 :3 FTB	5:3 Bétaïne fluorotélomère		12
6 :2 FTAB	6:2 fluorotélomère sulfonamidoalkyle bétaïne		14
FBSA	Perfluorobutanesulfonamide	FASA	4
FHxSA	Perfluorohexanesulfonamide		6
FHpSA	PerfluoroheptaneSulfonamide		7
FOSA	Perfluorooctane sulfonamide		8
FDSA	Perfluorodécanesulfonamide		10
FOSAA	Acide sulfonamideoacétate de perfluorooctane	Dérivés de FASA	10
MeFBSA	N-méthyl perfluorobutanesulfonamide		5
MeFOSA	N-méthyl perfluorooctanesulfonamide		9
EtFOSA	N-éthyl perfluorooctanesulfonamide		10
MeFOSAA	Acide N-méthyl sulfonamideoacétate de perfluorooctane		11
EtFOSAA	Acide N-éthyl sulfonamideoacétate de perfluorooctane		12
PFHxSA _m	Perfluorooctane sulfonamidoalkylamine	Autres	6
PFHxSA _m S	Sel de perfluorooctane sulfonamidoalkyl ammonium		6
PFOSA _m	Perfluorooctane sulfonamidoalkylamine	Autres	8
PFOSA _m S	Iodure de perfluorooctane sulfonamido ammonium		8
PFOAB	Perfluorooctanéamide bétaïne		8
PFOANO	Oxyde d'alkylamido amine de perfluorooctane		8
PFOSB	Perfluorooctanesulfonamide bétaïne		8
PFOSNO	Oxyde d'amine de perfluorooctane sulfonamide		8
Cl-PFOS	Sulfonate de chloro-perfluorooctane		8

Tableau 3.5 Liste et classification des 77 PFAS mesurés par le laboratoire de Prof. Sébastien Sauvé, adapté de Ceballos (2024) (suite)

3,6-OPFHpA	Acide perfluoro-3,6-dioxaheptanoïque		5
3 :3 acide	3:3 Acide polyfluoré		3
4 :3 acide	4:3 Acide polyfluoré		4
5 :3 acide	Acide 3-perfluoropentyl propanoïque		5
7 :3 acide	Acide 3-perfluoroheptyl propanoïque		7
PFMPA	Acide perfluorométhoxypropionique	PFECA	4
PFMBA	Acide perfluoro-4-méthoxybutanoïque		5
GenX	Acide 2,3,3,3-Tétrafluoro-2-heptafluoropropoxy) propanoïque		
6:2 Cl-PFESA	Sulfonate de potassium de 9-chlorohexadécafluoro-3oxanonane	PFESA	
8:2 Cl-PFESA	Sulfonate de potassium 11-chloroeicosafluoro-3oxaundecane		
PFEESA	Acide perfluoro(2-éthoxyéthane) sulfonique		
ADONA	Dodécafluoro-3H-4,8-dioxanonanoate de sodium		
PFHxPA	Acide (tridécafluorohexyl)phosphonique	PFPA	
PFOPA	Acide (heptadécafluorooctyl)phosphonique		
6 :6 PFPi	Acide bis(tridécafluorohexyl)phosphinique	PFPi	
6 :8 PFPi	Acide(heptadécafluorooctyle)(tridécafluorohexyle) phosphinique		
8 :8 PFPi	Acide bis(heptadécafluorooctyl)phosphinique		

3.4.2 Statistiques

Les analyses statistiques et graphiques ont été réalisées sur le logiciel R (R Core Team, 2025). Afin de caractériser les valeurs extrêmes, les calculs des Z-scores et de l'intervalle interquartile (IQR, en anglais) ont été réalisés (Tableau 4.4 pour les détails des calculs). Pour comparer deux jeux de données et analyser leur différence significative, le test non-paramétrique de Wilcoxon-Mann-Whitney a été effectué. La valeur seuil retenue pour la *p-value* était fixée à $\alpha = 0.05$.

Une analyse en composantes principales (PCA, en anglais) a été effectuée pour permettre d'étudier des relations de corrélations entre les variables d'échantillonnage. Un traitement des zéros a dû être mis en place pour éviter de biaiser le PCA. Pour cela, une substitution bayésienne et multiplicative des zéros de comptage a été utilisée à l'aide de la librairie R de Palarea-Albaladejo and Martín-

Fernández (2015). Aussi, une transformation d'Hellinger a été appliquée aux données pour les normaliser avant le PCA.

Le PCA a ensuite été présenté sous forme de *biplot* pour permettre une analyse graphique. Deux types de *biplots* existent avec chacun leurs interprétations. Le *biplot* de type 1 permet d'étudier les distances entre deux observations sur le graphique : deux observations proches seront jugées similaires (Legendre & Gallagher, 2001). Le *biplot* de type 0 permet d'approximer les corrélations entre deux espèces graphiquement. Cette lecture se base sur l'angle formée entre deux espèces. Un angle proche de zéro se traduit par une forte corrélation positive, un angle proche de 90 degrés par une faible corrélation et un angle proche de 180 degrés par une forte corrélation négative (Legendre & Gallagher, 2001).

Concernant les figures, les librairies R ggplot2, BiodiversityR et ggbreak ont été utilisées (Kindt & Coe, 2005; Wickham, 2016; Xu et al., 2021).

CHAPITRE 4 ANALYSE DES DONNÉES

Les résultats présentés dans ce chapitre ont été obtenus avec la collaboration du laboratoire du Professeur Sébastien Sauvé, situé au campus MIL de l'Université de Montréal. Pour chaque échantillon un total de 77 PFAS ont été mesurés et sont observables dans le Tableau 4.1. Sur ces 77 PFAS, 24 font partie de l'objectif de Santé-Canada (Santé Canada, 2024).

Tableau 4.1 Liste des 77 PFAS analysés par le laboratoire situé au campus MIL de l'Université de Montréal

Catégorie	Nombre de PFAS mesurés par le laboratoire	Liste des substances
Santé-Canada	24	PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnA, PFDaA, 3,6 OPFHpA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFMPA, GenX, PFEESA, ADONA, 6:2 Cl-PFESA, 8:2 Cl-PFESA, 4:2 FTS, 6:2 FTS, 8:2 FTS
Autre	53	PFPrA, PFTTrDA, PFTeDA, PFHxDA, PFOcDA, PFETs, PFPrS, PFECBS, PFNS, PFDS, PFUDs, PFDoS, PFTTrDS, PFMBAs, PFOAB, PFOANO, PFOSNO, PFOSB, Cl-PFOS, PFHxPA, PFOPA, 6:6 PFPI, 6:8 PFPI, 8:8 PFPI, MeFBSA, FBSA, PFHxSAm, PFHxSAmS, PFOSAm, PFOSAmS, FHxSA, FHpSA, FOSAA, FOSA, MeFOSAA, MeFOSA, EtFOSAA, FDSA, EtFOSA, 6:2 FTUCA, 6:2 FTCA, 8:2 FTUCA, 8:2 FTCA, 10:2 FTS, 10:2 FTCA, 10:2 FTUCA, 5:3 FTB, 5:1:2 FTB, 6:2 FTAB, 3:3 acide, 4:3 acide, 5:3 acide, 7:3 acide

4.1 Le parc éponge

Pour commencer l'analyse des données obtenues, les résultats de la contamination du Parc éponge sont présentés. En effet, ce parc a été sélectionné comme site d'échantillonnage car il peut servir de référence quant à la contamination en PFAS de Montréal. Il est situé au milieu d'une zone résidentielle et collecte les eaux de ruissellements alentours afin de d'alléger le réseau de conduites combinés principal en cas de fortes précipitations. Ainsi, les eaux retrouvées dans ce parc ne sont pas censées être contaminées, du moins directement, et devraient pouvoir représenter la contamination de fond dans un quartier résidentiel. En cas de très forte pluie, il y a cependant un risque que des débordements d'égouts surviennent, amenant alors une contamination plus forte au niveau des eaux du parc. L'échantillonnage de ce site a donc pour but d'à la fois obtenir un profil de contamination classique d'un site de référence sur l'île de Montréal.

4.1.1 Résultats préliminaires

Le parc éponge a été échantillonné durant trois événements de pluie distincts. Le premier événement correspond à un échantillonnage ponctuel, les deux autres correspondent à un échantillonnage en série temporelle de 4 mesures par point. Au total 16 échantillons plus 2 blancs de terrain ont été analysés. Sur les 77 PFAS analysés, 49 ont été mesurés au moins une fois, dont 22 faisant partie des 25 recommandés par Santé-Canada (Santé Canada, 2024). Le Tableau 4.2 présente les fréquences de détection des principaux PFAS, regroupés par classe et famille. Un composé a été jugé comme détecté dans un échantillon si sa concentration était supérieure à 0.5 ng/L. Ce critère permet de comparer la détection de composé avec d'autres études, car les limites de détection (LOD, voir Tableau A.1 Tableau A.5 varient en fonction des instruments et des jours.

Les PFASs les plus fréquemment mesurés ont une chaîne carbonée de longueur $4 \leq n \leq 8$, contrairement aux PFCAs qui sont fréquemment mesurés avec une plus longue chaîne $4 \leq n \leq 10$. Plus précisément, les PFCAs de longueur $4 \leq n \leq 8$ ont une fréquence de détection supérieure à 94%, alors que pour les PFASs, seuls les PFOS, PFHxS et PFBS ont été mesurés dans au moins 50% des échantillons.

De plus, aucun échantillon analysé ne contenait du PFECHS, composé très souvent mesuré dans les eaux du fleuve Saint-Laurent (Kabore et al., 2018; Munoz et al., 2023). Certains fluorotélomères ont aussi été mesurés dans les échantillons, avec certains dans 50% des cas. Ces substances et leurs précurseurs sont utilisées dans différentes industries, dans les AFFFs mais aussi dans des produits du quotidien, ce dernier cas pouvant expliquer leur présence dans le parc Éponge (Tableau 2.3 et Tableau 2.6).

La présence de certaines chaînes longues comme le PFNA et PFDA pour les PFCAs suggère deux choses. Ou bien ces composés et leurs précurseurs sont encore utilisés dans Montréal, ou bien des sites contaminés existent, rejetant continuellement ces substances dans l'environnement. Dans le premier cas, ceci semble aller à contre-courant des tendances actuelles à davantage utiliser des chaînes courtes plutôt que longues. Cette observation est inversée pour les PFASs où la présence du PFBS (50% des cas) semble au contraire confirmer la tendance globale qui tend vers l'utilisation de chaîne courte (Li et al., 2020; Zheng et al., 2023). Le deuxième cas paraît alors plus probable ici.

Enfin, certains PFAS de nouvelles générations ont été mesurés dans maximum un échantillon, soit une fréquence de 6% (Tableau 4.2). Il est intéressant de noter leur présence, car ces PFAS sont utilisés comme substitut aux anciens composés, et sont parfois peu mesurés dans une région. Par exemple, Ceballos (2024) n’a pas relevé de GenX dans son échantillonnage d’eaux de la région de Montréal, qu’importe les saisons.

Tableau 4.2 Fréquence de détection des principaux PFAS retrouvés dans les eaux du parc éponge

Famille de PFAS	Espèces	Fréquence de détection (jugée détectée si la concentration excède 0.5 ng/L)
PFSA _s	PFBS, PFHxS, PFOS	50%-67%
	PFECHS	0%
PFCAs	PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA	94%-100%
	PFNA, PFDA	11%-17%
FTs	6:2 FTUCA, FTCA	28%-50%
	6:2 FTS	33%
PFESA _s	8:2 Cl-PFESA	6%-28%
PFECA _s	GenX	6%

4.1.2 Analyse générale et statistique

Le Tableau 4.3 présente les résultats globaux de la contamination en PFAS des échantillons. Les résultats sont classés par événements (journée d’échantillonnage) et par point (amont, aval). Les concentrations totales des 77 PFAS mesurés par le laboratoire de l’Université de Montréal ainsi que la somme de celles de 25 PFAS selon l’objectif de Santé-canada sont présentées.

Les concentrations totales en PFAS sont comprises entre 9 et 294 ng/L, avec une médiane et moyenne de 12-45 ng/L (Tableau 4.3). Parmi celles-ci, trois se distinguent des autres : B-I4, C-I2 et C-I4, avec des concentrations entre 96 et 294 ng/L, les autres étant au maximum de 24 ng/L. L’analyse dans la suite se concentrera sur les PFAS responsables de ces pics.

Ces trois échantillons présentant des concentrations totales plus élevées ont été analysés avec différents tests afin de déterminer s’il s’agit de valeurs extrêmes. Pour cela, le calcul du Z-score

ainsi que de l'écart interquartile (IQR, en anglais) ont été effectués. Le Tableau 4.4 regroupe les formules de calcul de ces méthodes, avec leur critère permettant de juger ou non du caractère extrême de la valeur considérée.

Tableau 4.3 Concentration totale des 77 PFAS et concentration sommée de 25 PFAS pour chaque échantillon du parc éponge

Événement	Point	Nom	$\Sigma PFAS \left[\frac{ng}{L}\right]$	$\Sigma_{25} PFAS \left[\frac{ng}{L}\right]$	Écart relatif entre les deux concentrations [%]
A	Amont	I1	24	17	29%
	Aval	O1	12	10	17%
B	Amont	I1	23	7	70%
		I2	17	13	24%
		I3	10	7	30%
		I4	228	227	0%
	Aval	O1	9	8	11%
		O2	9	7	22%
		O3	10	8	20%
		O4	10	9	10%
C	Amont	I1	11	10	9%
		I2	294	293	0%
		I3	11	10	9%
		I4	96	95	1%
	Aval	O1	14	13	7%
		O2	14	13	7%
		O3	10	9	10%
		O4	10	9	10%
Valeur moyenne			45	42	16%
Valeur médiane			12	10	10%

Dans ce tableau, X correspond à la valeur étudiée, m à la médiane du jeu de données et σ à l'écart-type, Q_1 et Q_3 aux premier et troisième quartiles du jeu de données. Les résultats de ces méthodes sont présentés dans le Tableau 3.5. En combinant ces deux tests, les trois échantillons B-I4, C-I2 ainsi que C-I4 peuvent bien être considérés comme extrêmes. Ces valeurs extrêmes ont la

particularité de n'être présentes que dans le point amont, et seulement pour les événements B et C. Aucun pic de concentration n'a été mesurée en aval probablement car le temps de rétention hydraulique dans les conduites du parc Éponge était trop long par rapport à la durée de l'échantillonnage. Plus particulièrement, le point C-I2 a une concentration totale de 294 ng/L en PFAS mais aucun point aval pris durant cet événement n'a une concentration élevée.

Cet événement C ayant été échantillonné toutes les 30min pour chaque point, le temps de trajet de l'eau depuis l'amont vers l'aval semble alors plus long qu'une heure. Ainsi, les deux autres valeurs extrêmes, prélevées à la fin de l'échantillonnage, ne pourraient pas non plus avoir un impact sur les valeurs en aval échantillonnées. Afin de confirmer cette explication, il serait utile d'effectuer un échantillonnage en série temporelle sur des durées plus longues, par exemple au moins trois heures.

Tableau 4.4 Présentation des tests statistiques utilisés pour caractériser des valeurs extrêmes d'un jeu de données

Méthode	Formule	Critère
Z-score	$Z_X = \frac{x-m}{\sigma}$	Si $ Z_X \geq 3$ la valeur X est jugée extrême
IQR	$IQR = Q_3 - Q_1$ $Q'_1 = Q_1 - 1.5 * IQR$ $Q'_3 = Q_3 + 1.5 * IQR$	Si $X < Q'_1$ ou $Q'_3 < X$ alors la valeur X est jugée extrême

Le Tableau 4.6 présente les valeurs moyennes et médianes des concentrations totales des 77 PFAS mesurés par le laboratoire de Prof. Sébastien Sauvé, ainsi que celles des concentrations sommées de 25 PFAS selon Santé-Canada, en excluant les valeurs extrêmes identifiées plus tôt. Ces valeurs moyennes-médianes sont de 13-11 ng/L pour les concentrations totales et sont similaires à celles mesurées par Teymoorian, Munoz, Vo Duy, et al. (2025) dans les eaux du fleuve Saint-Laurent, qui sont de 12 ng/L pour la moyenne et la médiane. Aussi, Seung-Kyu and Kurunthachalam (2007) relèvent des concentrations médianes et moyennes totales en PFCAs et PFSA de 9.9-15 ng/L pour des eaux de ruissellement dans la ville d'Albany, USA. Ces valeurs sont très similaires à celles

mesurées ici, mais elles ne prennent pas en compte un éventail aussi large de PFAS, en plus d'avoir été mesurées il y a presque 20 ans.

Tableau 4.5 Résultats des tests d'identification de valeurs extrêmes pour les données du parc éponge

Échantillon	Concentration totale [ng/L]	Z-score	Q'_1 et Q'_3	Conclusions
B-I4	228	2.24	$Q'_1 = -7.4$ $Q'_3 = 39$	Jugée extrême avec la méthode IQR
C-I2	294	3.04		Jugée extrême par les deux méthodes
C-I4	96	0.62		Jugée extrême avec la méthode IQR

Tableau 4.6 Valeurs moyennes et médianes des concentrations totales (77 PFAS) et de la somme de 25 PFAS pour les échantillons du parc Éponge, hors valeurs extrêmes

Paramètre	$\Sigma PFAS \left[\frac{ng}{L} \right]$	$\Sigma_{25} PFAS \left[\frac{ng}{L} \right]$
Moyenne	13	10
Médiane	11	9

En excluant les valeurs extrêmes repérées plus tôt, les valeurs en amont et en aval dans les conduites pluviales du parc ne paraissent pas notablement différentes. Les valeurs médiane-moyenne en amont sont de 14-16 ng/L contre 10-11 ng/L pour l'aval (Tableau 4.7) et sont de même ordre de grandeur, ce qui était attendu car les conduites du parc ne possèdent pas de procédé de traitement de l'eau. La sorption des PFAS étant faible à cause de leur grande affinité avec l'eau, ce phénomène ne devrait pas influencer les concentrations totales dans les conduites du parc entre l'amont et l'aval, ce qui est validé ici. Les concentrations légèrement plus faibles en aval peuvent provenir de la dilution des eaux avales dans les conduites du parc, comme l'explique la partie 3.2.2. Un test statistique de Wilcoxon-Mann-Whitney a été effectué pour évaluer les différences significatives entre les jeux de données amont et aval. La valeur seuil permettant de rejeter ou non l'hypothèse nulle a été prise comme $\alpha = 0.05$. Le Tableau 4.8 présente les résultats de ce test statistique.

Tableau 4.7 Valeurs moyennes et médianes des concentrations totales (77 PFAS) pour les échantillons du parc éponge regroupées par point de prélèvement, hors valeurs extrêmes

Paramètre	$\Sigma PFAS \left[\frac{ng}{L} \right]$ pour les échantillons amont	$\Sigma PFAS \left[\frac{ng}{L} \right]$ pour les échantillons aval
Moyenne	16	11
Médiane	14	10

Le résultat du test indique qu'on ne peut pas conclure qu'il y ait une différence significative entre les données en amont et celles en aval. Comme mentionnée plus tôt, cette conclusion pouvait être prévue car les données étudiées sont d'ordre de grandeur similaire. Afin de préciser la validité de la conclusion de ce test, d'autres études d'événements de pluie pourraient être menées.

Tableau 4.8 Description et résultat du test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour les données du parc éponge

Objet du test	Description de l'hypothèse nulle (H_0)	$p - value$	H_0 est-elle rejetée ?
Amont/Aval	Il n'existe pas de différence significative entre les valeurs en amont et celles en aval (hors valeurs extrêmes)	$p = 0.29$	Non

Enfin, ces données sont globalement toutes en-dessous de l'objectif de Santé-Canada (Tableau 4.3, Figure 4.1), même si cette dernière s'applique à l'eau potable (Santé Canada, 2024). Les valeurs extrêmes sont cependant très contaminées en comparaison, ce qui soulève la question de l'origine de ces valeurs. Les concentrations sommées des 25 PFAS sont légèrement différentes des valeurs totales, avec des écarts relatifs pouvant monter jusqu'à 69% pour B-I1, et une moyenne à 16% (Tableau 4.3). Ainsi, en moyenne, la majorité des PFAS trouvés dans chaque échantillon fait partie de l'objectif de Santé-Canada. La valeur de la concentration sommée de 25 PFAS représenterai alors un bon indicateur de la contamination en PFAS pour ce site, en plus d'être utile pour comparer à l'objectif de Santé-Canada. Sur la Figure 4.1 se retrouve les descriptions faites plus tôt, où les valeurs en aval sont bien en-dessous de l'objectif de 30 ng/L tandis que certaines valeurs en amont dépassent cette dernière.

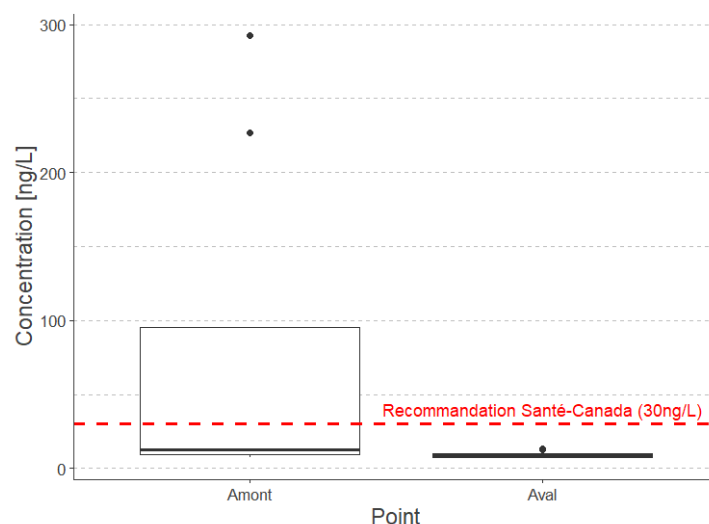


Figure 4.1 Graphique en boîtes des concentrations sommées de 25 PFAS en amont et aval du parc éponge

4.1.3 Analyse détaillée et graphiques

Le Tableau 4.9 présente les composés majoritaires, leurs concentrations minimales, maximales et moyennes ainsi que leurs classes/familles.

Les concentrations des précurseurs secondaires sont celles qui sont en moyenne les plus élevées. Elles varient entre 0 et 281 ng/L, le maximum étant atteint par le 6:2 FTS (Tableau 4.9). Il est le composé responsable des valeurs extrêmes, comme l'indique le Tableau 4.10 où est présenté la fraction molaire de cette substance pour les trois échantillons jugés comme très contaminés.

Plus précisément, il compte pour au moins 89% du total pour les valeurs jugées comme extrêmes, alors que pour d'autres échantillons il n'est pas présent. Ce pic de concentration entièrement dû au 6:2 FTS est intrigant car les PFAS sont souvent utilisés en groupe de plusieurs composés, sans compter que le 6:2 FTS peut sous certaines conditions se dégrader et engendrer de nouveaux produits comme le 6:2 FTCA (Tableau 2.2). La présence de ce composé pourrait provenir d'une contamination, expliquant la forte concentration d'un seul composé spécifique.

De plus le détail des concentrations (Figure 4.2) ne semble pas refléter une tendance particulière dans sa présence durant les séries temporelles. Son apport semble alors soit provenir d'une source ponctuelle de contamination, qui peut être multiple étant donné son large spectre d'utilisation (Tableau 2.3; Tableau 2.4; Tableau 2.5), ou bien confirmer l'hypothèse d'une contamination de certains échantillons en laboratoire par exemple.

Tableau 4.9 Concentrations minimale, moyenne et maximale pour les PFAS majoritaires des échantillons du parc éponge

Classe/Famille	Espèce	Concentrations minimale-moyenne-maximale [ng/L]	Concentration moyenne par classe/famille [ng/L]
Précurseurs secondaires	6:2 FTS	0.0 – 33 – 281	35
	6:2 FTCA	0.0 – 1.6 – 12	
	6:2 FTUCA	0.0 – 0.4 – 1.4	
PFSA _s	PFBS	0.1 – 0.5 – 2.4	2
	PFH _x S	0.0 – 0.4 – 0.8	
	PFOS	0.3 – 0.6 – 1.0	
PFCAs	PFBA	1.5 – 2.3 – 3.3	7
	PFPeA	0.5 – 0.9 – 1.3	
	PFH _x A	1.0 – 1.5 – 4.4	
	PFHpA	0.7 – 1.1 – 2.8	
	PFOA	0.6 – 0.9 – 1.5	
	PFDA	0.0 – 0.3 – 1.5	
PFESA _s	8:2 Cl-PFESA	0.0 – 0.1 – 1.4	0
PFPA _s	PFOPA	0.0 – 0.1 – 2.2	0

Tableau 4.10 Fraction molaire du composé 6:2 FTS pour les échantillons ayant une concentration totale jugée extrême

Échantillon	Concentration totale [ng/L]	Fraction molaire de 6:2 FTS
B-I4	228	96%
C-I2	294	96%
C-I4	96	89%

L'hypothèse que cette substance ait été repérée à la suite de l'utilisation d'un produit d'entretien quelconque par un·e habitant·e dans la limite du bassin de drainage urbain de ce parc reste possible, mais moins probable. Ce composé pourrait provenir de l'utilisation de mousse anti-incendie. Certes

un incendie s'était déclaré proche du parc en 2020, mais cet incendie n'était pas d'origine chimique et donc aucune mousse anti-incendie n'a été utilisé (Le Journal d'Outremont, 2020).

Sous certaines conditions, ces précurseurs secondaires peuvent aussi se dégrader en PFCAs (Yan et al., 2024). Leurs présences dans les eaux du parc suggèrent donc qu'une partie des concentrations en PFCAs peut provenir de cette transformation. Plus précisément, les précurseurs repérés ont $n = 6$ carbones (Tableau 4.9), ce qui impliquerait une dégradation possible en PFCAs ayant entre $n - 2 = 4$ et $n = 6$ carbones, soit les PFBA, PFPeA et PFHxA (Yan et al., 2024).

Les PFCAs sont le deuxième groupe le plus présent avec des concentrations allant jusqu'à 4.4 ng/L pour le PFHxA (Tableau 4.9). Comme explicité ci-dessus, une partie de la concentration de ces espèces peut provenir de la dégradation des précurseurs. Le PFHxA et PFBA ont les concentrations les plus élevées, suivi du PFHpA. Les valeurs moyennes de ces acides carboxyliques sont globalement de même ordre de grandeur que celles obtenues par Kleywegt et al. (2020) dans l'Ontario, avec dans cette étude davantage de PFPeA (1.2 ng/L) et PFOA (1.6 ng/L) retrouvés, et moins de PFHpA (0.6 ng/L). La contamination du parc est aussi plus légèrement plus faible que celles trouvées dans des rivières et le fleuve Saint-Laurent, où le profil en PFCAs en 2016 était composé principalement de chaîne $6 \leq n \leq 9$ avec des concentrations maximales autour de 3-6 ng/L (Gouvernement du Québec, 2022).

Les PFSAs sont quant à eux moins concentrés que les PFCAs, et leurs concentrations sont inférieures à 2.4 ng/L (PFBS) (Tableau 4.9). En comparant aux mêmes études que précédemment, les concentrations maximales en PFOS et PFHxS sont légèrement plus faibles dans le parc, avec par exemple un maximum de 3 ng/L trouvé par le Gouvernement du Québec (2022). Sinon, le PFBS n'avait pas été suffisamment mesuré dans les études passées (Gouvernement du Québec, 2022; Kleywegt et al., 2020), alors que dans le parc ce composé a été mesuré jusqu'à 2.4 ng/L (Tableau 4.9). Une récente étude de Teymoorian, Munoz, Vo Duy, et al. (2025) sur les eaux du fleuve Saint-Laurent relèvent cependant une concentration moyenne et maximale du PFBS de 0.49-2.1 ng/L, ce qui est très similaire à celles mesurées dans le parc (0.5-2.4 ng/L, Tableau 4.9). Un test de Wilcoxon-Mann-Whitney a alors été effectué pour valider ou non la présence d'une différence significative entre les concentrations totales en PFCAs et celles en PFSAs, tendance retrouvée dans ces études. Ce test donne une p - *value* de $p < .001$, ce qui confirme qu'il y a une différence significative entre les PFCAs et PFSAs.

Deux autres substances ont été retrouvées en concentration non négligeable dans respectivement deux échantillons distincts : le 8:2 Cl-PFESA ainsi que le PFOPA. Ce dernier fait partie de la famille des acides phosphoniques et est le seul mesuré. Le 8:2 Cl-PFESA fait partie des nouvelles générations de PFAS, au même titre que le GenX. La présence de ce composé peut donc provenir de son utilité en tant que remplaçant d'anciens PFAS. Pour ces deux espèces leur concentration reste très faible en comparaison aux normes sanitaires, et leur faible taux de détection suggère qu'elles proviennent d'une source ponctuelle de contamination.

Pour comparer plus en détails les concentrations entre les événements, la Figure 4.2 présente les concentrations cumulées des espèces majoritaires du Tableau 4.9 pour chaque événement de pluie. Globalement, les PFCAs et les précurseurs secondaires dominent la contamination des eaux du parc. Parmi les PFCAs, on retrouve principalement le PFBA, PFHxA ainsi que du PFPeA et PFHpA, soit davantage de chaînes courtes (Figure 4.2). Pour les précurseurs, hormis les pics de concentrations du 6:2 FTS, le 6:2 FTCA se retrouve dans les événements A et B en proportion non négligeable.

L'événement A est intéressant car la proportion de PFSAs y est particulièrement faible (Figure 4.2). C'est aussi dans cet événement que l'on retrouve le plus de PFCAs à chaînes longues, comme le PFDA ou le PFOA, même si celles-ci restent autour de 1 ng/L seulement (Figure 4.2).

Les événements B et C présentent des profils relativement similaires sans compter les pics de 6:2 FTS. Une différence notable est la plus grande concentration en 6:2 FTCA pour l'événement B, tandis que pour le C ce composé est très peu concentré. Il peut se retrouver dans une grande variété d'utilisation comme le 6:2 FTS, en plus d'être un sous-produit potentiel de dégradation de ce dernier. Sa présence plus particulière dans l'événement B plutôt que dans le C ne semble donc pas s'expliquer par la dégradation, mais peut-être à cause d'une contamination ponctuelle. Il est utile de rappeler que les concentrations de ce composé sont très faibles pour parler d'une contamination impactante, au contraire du 6:2 FTS. Les pics de contamination de celui-ci surviennent de manière non prévisible et ne se suivent pas d'une augmentation de la concentration totale dans les échantillons avals, appuyant l'hypothèse d'une contamination ponctuelle et d'un temps de rétention hydraulique dans le parc supérieur à la durée de l'échantillonnage réalisé ici.

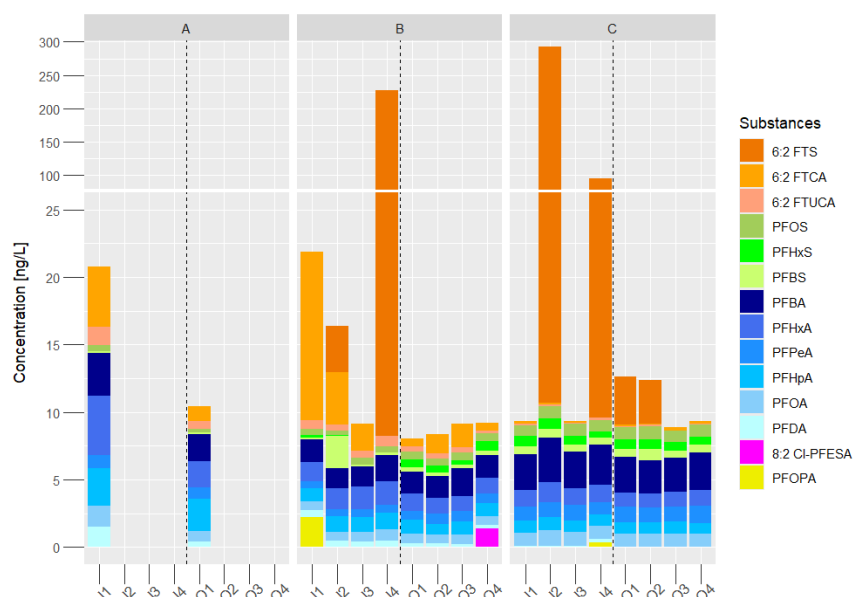


Figure 4.2 Graphique en barres des concentrations cumulées des PFAS majoritaires pour chaque événement de pluie, pour le parc éponge

4.1.4 Analyse en composantes principales

L'analyse en composantes principales (PCA, en anglais) des données du parc éponge est présentée dans la Figure 4.3. L'échelle choisie est de type 1, permettant de comparer les observations (les points ici) directement par la distance les séparant (partie 0). Sur ce graphique, les PFAS sont colorés selon leur famille ou classe, comme présenté dans la légende. Les points amont sont représentés en jaune, tandis que les points aval sont en bleu. Les deux premières composantes principales expliquent un total de 71.4% de la variance totale des données. Cette analyse peut permettre de relever d'autres points non étudiés précédemment et de confirmer les analyses précédentes.

Globalement, les points aval se situent sur les deux quadrants à gauche, tandis que les points amont se situent sur les deux quadrants de droites. Cette observation suggère déjà une différence au niveau des tendances de contamination de ces points. Plus particulièrement, les points aval sont regroupés en deux groupes de quatre et un point seul. Ce regroupement spécifique provient des différents événements échantillonnés, avec chaque groupe correspondant à un événement distinct. Cette tendance devrait se retrouver plus ou moins dans les points amont. On retrouve ici que les

sites en aval ont une contamination très similaire pour un événement donné. Pour les points amonts, leur répartition est plus diffuse.

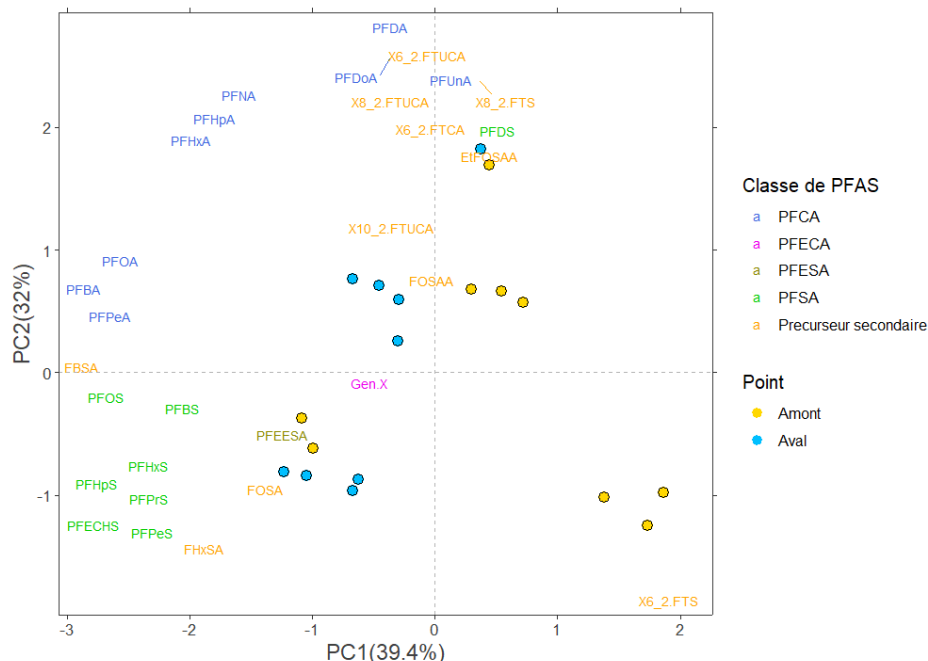


Figure 4.3 *Biplot* de type 1 des résultats du PCA sur les concentrations totales en PFAS pour le parc éponge

Un point se situe très proche du point aval isolé, correspondant à l'événement A qui n'a été échantillonné qu'une seule fois en amont et aval. L'isolement de ces points signifie que la contamination lors de l'événement A est distincte de celles pour les autres événements, ce qui a été observé en partie 4.1.3. Un groupe de trois points est situé dans le quadrant bas droit, proche de l'espèce X6_2.FTS. Ces points correspondent aux valeurs extrêmes caractérisées plus tôt, où leur profil de contamination est très largement dominé par le 6:2 FTS. Un groupe de trois points amonts sont regroupés dans le quadrant haut droit, et correspondent aux points de l'événement B. En effet, ces points ont une concentration plutôt notable en 6:2 FTCA par rapport aux autres échantillons, ce qui se reflète par leur présence aux alentours de l'espèce X6_2.FTCA sur le graphique. Enfin deux points amonts sont situés dans le quadrant bas gauche, proche d'un groupe de point aval. Ces deux points sont proches, suggérant qu'ils font partie du même événement. Par élimination, il s'agit de l'événement C. Ces points se distinguent des autres groupes car ils sont plus proches des PFSA que les autres groupes de points, notamment le PFBS, PFHxS et PFOS. Cette observation suggère

que les concentrations de ces composés sont plus importantes pour ces deux points amonts, ce qui est confirmé dans la Figure 4.2. Les observations faites dans les parties précédentes sont donc retrouvées dans ce graphique.

4.2 Les ruisseaux urbains

Les aéroports sont connus pour apporter une contamination importante en PFAS avec l'utilisation des AFFFs ou encore certains fluides hydrauliques (Tableau 2.3). Une contamination importante en PFAS dans ces points d'échantillonnage est donc attendue, en conformité avec l'étude de Ceballos (2024). Les résultats de l'échantillonnage présentés ici viennent apporter davantage de données à celles de Ceballos (2024), permettant d'avoir un nouveau regard sur l'interprétation de la contamination en PFAS, en plus de confirmer et préciser les sources de contamination.

4.2.1 Analyses préliminaires

L'échantillonnage des ruisseaux urbains a été effectué comme décrit dans la partie 3.3.

Les résultats indiquent que 47 PFAS ont été mesurés dont 19 faisant partie de l'objectif de Santé-Canada. Pour plus de précision, le Tableau 4.11 regroupe les principaux PFAS mesurés par famille, avec leurs fréquences de détection. Un composé a été jugé détecté dans un échantillon si sa concentration excédait 0.5 ng/L afin de s'abstenir des biais induits par la variabilité de la précision de l'appareil de mesure.

Les PFSA les plus souvent mesurés ont une longueur de chaîne variant entre $2 \leq n \leq 6$ et $n = 8$, avec des fréquences de détection allant de 35% à 100%. Pour les PFCAs, les principaux composés ont des longueurs entre 4 et 11 pour une présence dans 41% des échantillons au minimum (Tableau 4.11). Ces deux classes sont omniprésentes dans tous les échantillons, en plus du PFECHS qui est mesuré dans 71% des cas, sa présence étant caractéristique de la région autour du Saint-Laurent (Kabore et al., 2018; Munoz et al., 2023). Comme pour le parc Éponge, les PFCAs majoritaires ont des chaînes carbonées plus longues que les PFSA majoritaires, où notamment des chaînes ultra-courtes ($n \leq 3$) ont été mesurées entre 35% et 59% des cas pour ces derniers (Tableau 4.11).

Des précurseurs primaires ont été identifiés dans les eaux des ruisseaux. Leurs fréquences de détection varient entre 59%, 82% et 100% pour le 5:3 FTB, 5:1:2 FTB et 6:2 FTAB (Tableau 4.11). Ces composés sont retrouvés en fortes concentrations dans les nouvelles formules d'AFFFs, et leur présence ici proche d'un aéroport est appuyée par l'étude de Ceballos (2024). Plusieurs précurseurs

secondaires sont aussi présents dans environ la moitié des échantillons pour le FHxSA, 10:2 FTS et 6:2 FTCA, avec pour exceptions le 6:2 FTS et 8:2 FTS qui ont été mesurés dans 100% et 65% des échantillons respectivement (Tableau 4.11). Il est intéressant de noter que le FHxSA est un produit de dégradation des anciennes formules d'AFFFs, les ECFs, ce qui semble indiquer une contamination historique des sols aux alentours de l'aéroport YUL de Montréal. Globalement, la forte présence des espèces dites précurseurs suggère une utilisation actuelle et passées des AFFFs, même si leurs provenances pour certaines peuvent aussi venir d'industries.

Le Tableau 4.12 présente les concentrations totales en PFAS et la somme des concentrations des 25 PFAS selon Santé-Canada pour tous les points des ruisseaux urbains. La concentration totale est dans cette partie encore celle des 77 PFAS mesurés par le laboratoire de Prof. Sébastien Sauvé.

Pour le ruisseau R1, les concentrations totales varient entre 15 et 52 ng/L, tandis que celles du ruisseau R2 varient entre 59 et 813 ng/L tout temps confondu. D'après ces valeurs, le ruisseau R2 paraît plus contaminé que le ruisseau R1. Ceballos (2024) a analysé un point du ruisseau R2 durant l'été et le printemps. Les concentrations totales obtenues pour l'été sont de 257 et 194 ng/L, respectivement pour le total et la somme de 25 PFAS, valeurs dans les mêmes ordres de grandeurs que celles obtenues dans la présente étude du ruisseau R2. Mais la présence de certains pics de contamination au moins trois fois plus élevés, notamment un à 813 ng/L, peut provenir des variations saisonnières entre l'automne et l'été ou bien de la présence ponctuelle d'une contamination importante.

Pour le ruisseau R1, les valeurs en temps sec varient entre 15 et 52 ng/L alors que celles en temps de pluie sont comprises entre 35 et 38 ng/L. Une plus grande variabilité des concentrations totales est notée en temps sec. Pour le ruisseau R2, les valeurs en temps sec varient entre 239 et 813 ng/L contre 59 et 300 ng/L pour le temps de pluie. À nouveau, en temps sec une grande variabilité est notée. Cependant, peu d'événements au total ont été étudiés pour les temps sec et de pluie, ce qui limite l'interprétation de ces variabilités.

Afin de confirmer les tendances décrites plus tôt, des tests statistiques de Wilcoxon-Mann-Whitney ont été effectués. Le Tableau 4.13 présente les résultats de ces tests pour une valeur seuil $\alpha = 0.05$. D'après ces tests, il existe une différence significative entre les concentrations totales pour le ruisseau R1 et celles du ruisseau R2. Le ruisseau R2 est donc bien davantage contaminé que le ruisseau R1. Aussi, une différence significative a été trouvée entre les valeurs en temps sec et en

temps de pluie pour R2, celles en temps de pluie étant inférieures aux temps sec. Subséquemment ce ruisseau paraît être influencé par la dilution, qui vient directement diriger la contamination en PFAS en la rendant plus faible en temps de pluie et plus élevée en temps sec. Cependant, on ne peut pas conclure qu'il y ait de différence significative entre le temps sec et le temps de pluie pour le ruisseau R1.

Tableau 4.11 Fréquence de détection des principaux PFAS retrouvés dans les eaux des ruisseaux R2 et R1

Famille de PFAS	Espèces	Fréquence de détection (jugée détectée si la concentration excède 0.5 ng/L)
PFSA's	PFEtS, PFPrS, PFBS	35%-59%
	PFPeS, PFHxS, PFOS	59%-100%
	PFECHS	71%
PFCAs	PFBA	94%
	PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA	88%-100%
	PFNA, PFDA	41%-65%
FTs	5:1:2 FTB, 5:3 FTB	59%-82%
	6:2 FTS, 6:2 FTCA, 8:2 FTS, 10:2 FTS	47%-100%
	6:2 FTAB	100%
FASAs	FHxSA	47%

Pour illustrer la présence d'une différence significative entre les contaminations totales entre les deux ruisseaux, la Figure 4.4 compare les concentrations sommées des 25 PFAS selon Santé-Canada avec l'objectif formulé par cette instance. Cet objectif est signifié par une ligne rouge sur le graphique, tandis que les concentrations sont représentées en boîtes. Ce graphique permet d'observer l'écart entre les contaminations des deux ruisseaux, avec le ruisseau R2 contaminé au-delà de l'objectif, tandis que R1 l'est pour certains cas dans le point aval (R1-3.3). Même si ces eaux ne sont pas vouées à la consommation, elles se jettent dans des cours d'eau plus grand qui eux servent de source d'eau potable. Il est donc pertinent de comparer ces ruisseaux urbains aux normes et objectifs pour évaluer leur degré de contamination. Ceballos (2024) a étudié l'impact

d'un ruisseau urbain drainant un aéroport sur une prise d'eau potable située en aval dans le Saint-Laurent. Selon ses résultats, le ruisseau, qui avait une concentration totale en PFAS au printemps et en été de 170-250 ng/L, modifie directement le profil de contamination dans la prise d'eau potable en aval. Par exemple, le 5:1:2 FTB a été détecté dans cette prise d'eau, tandis que sa concentration était sous la limite de détection dans une autre prise d'eau potable en amont (Ceballos, 2024). Il est important de noter que la dilution du ruisseau dans le Saint-Laurent diminue grandement le potentiel impact de ce dernier sur la qualité des eaux, comme l'explicitent Ceballos (2024); de Solla et al. (2012). Aussi l'adsorption de certains composés à chaîne longue dans les sédiments peut diminuer leurs concentrations dans la phase dissoute et donc dans la prise d'eau potable (Zhao et al., 2016). Malgré l'influence du ruisseau R2 sur cette prise d'eau potable avale, les concentrations totales en PFAS au printemps et en été dans cette prise d'eau étaient de 5.3-6.7 ng/L (Ceballos, 2024), ce qui reste sous l'objectif proposé par Santé Canada (2024).

Tableau 4.12 Concentration totale des 77 PFAS et concentration sommée de 25 PFAS pour chaque point des ruisseaux urbains

Ruisseau	Point	Temps	$\Sigma PFAS [\frac{ng}{L}]$	$\Sigma_{25} PFAS [\frac{ng}{L}]$
R1	R1-3.7	Sec	15	11
			25	21
		Pluie	38	29
	R1-3.3	Sec	52	42
			34	26
		Pluie	35	27
R2	R2-4.3	Sec	471	380
			670	561
	R2-2.9	Sec	427	324
			813	598
		Pluie	300	142
	R2-2.9P3	Sec	257	146
			239	112
		Pluie	59	36
	R2-2.1	Sec	567	355
			469	319
		Pluie	146	77

Tableau 4.12 Concentration totale des 77 PFAS et concentration sommée de 25 PFAS pour chaque point des ruisseaux urbains (suite)

Valeur moyenne	272	189
Valeur médiane	239	112

Tableau 4.13 Description et résultat des tests de Wilcoxon-Mann-Whitney pour les données des ruisseaux urbains

Objet du test	Description de l'hypothèse nulle (H_0)	$p - value$	H_0 est-elle rejetée ?
R1/R2	Il n'existe pas de différence significative entre les concentrations totales du ruisseau R1 et celles du ruisseau R2	$p < .001$	Oui
R1 Sec/Pluie	Il n'existe pas de différence significative entre les concentrations totales en temps sec et en temps de pluie du ruisseau R1	$p = 0.22$	Non
R2 Sec/Pluie	Il n'existe pas de différence significative entre les concentrations totales en temps sec et en temps de pluie du ruisseau R2	$p = 0.041$	Oui

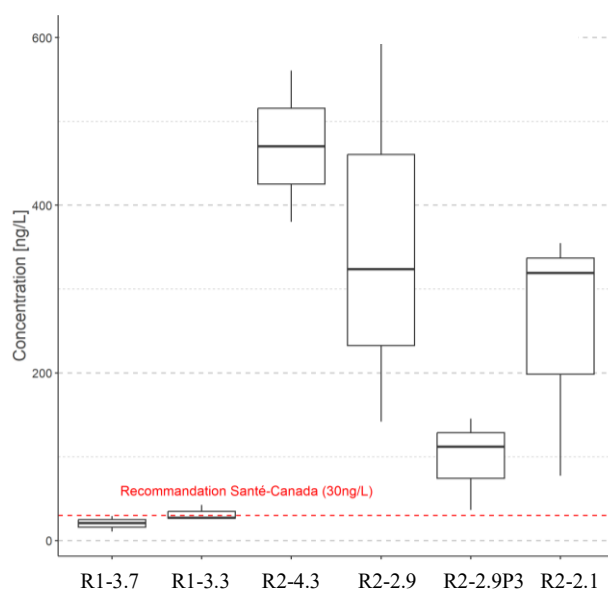


Figure 4.4 Graphique en boîtes des concentrations sommées de 25 PFAS pour les ruisseaux R1 et R2

4.2.2 Analyse générale de la contamination

4.2.2.1 Contribution des différentes espèces

Pour détailler davantage l'analyse, les concentrations minimales, moyennes et maximales pour les espèces majoritaires sont proposées dans le Tableau 4.14. Ces données regroupent celles des deux ruisseaux. En moyenne, les PFCAs sont la famille qui contribue le plus avec 90 ng/L, suivis des PFSAAs avec 74 ng/L. Les classes des précurseurs contribuent en moyenne pour 56 et 43 ng/L pour les primaires et secondaires respectivement.

Il est intéressant de noter la présence non négligeable de certains précurseurs primaires, avec une concentration moyenne allant jusqu'à 35 ng/L pour le 5:1:2 FTB. Ces composés se retrouvent dans certaines AFFFs de nouvelles générations (Yan et al., 2024), et peuvent servir d'indicateur quant à la présence d'une contamination par celles-ci. Dans le cas de ces ruisseaux urbains, leurs contaminations par des AFFFs n'est pas étrange puisque les aéroports sont sources d'AFFFs (Ceballos, 2024; Liu et al., 2022; Thalheimer et al., 2017). Certains de ces composés ont une faible capacité à se dégrader (Liu et al., 2023), ce qui permet dans le cas des ruisseaux de lier leur présence à une contamination par AFFFs.

Le 6:2 FTAB n'a pas l'air d'être un marqueur caractéristique des AFFFs selon D'Agostino and Mabury (2017). En effet, sa concentration dans des zones contaminées par des AFFFs n'était pas significativement différente de celle dans des rivières en zone urbaine, au Canada. Cette étude suggère donc que ce composé semble être utilisé dans d'autres applications, ou bien que la contamination par AFFFs soit très répandue dans les eaux de surface (D'Agostino & Mabury, 2017). Une autre caractéristique de cette substance est sa photodégradation. Selon cette même étude, la concentration en 6:2 FTAB a diminué drastiquement le long d'une rivière étudiée, passant d'environ 30 ng/L à moins de 1 ng/L. Cette baisse brutale semble provenir de la photodégradation du 6:2 FTAB dans des eaux ensoleillées (Trouborst, 2016). Ainsi une concentration moyenne en 6:2 FTAB de 17 ng/L suggère l'existence d'une source proche. L'analyse point par point dans la suite étudiera cette caractéristique plus en détails.

Les précurseurs secondaires les plus concentrés en moyenne sont les n:2 FTS, avec une concentration moyenne du 6:2 FTS de 30 ng/L. Un précurseur ECF, le FHxSA, est aussi présent avec une concentration moyenne de 2.4 ng/L. Ce composé semble plutôt provenir de la dégradation de précurseurs des mousses anti-incendie anciennement utilisées (D'Agostino & Mabury, 2017).

Pour les $n=2$ FTS, leur présence peut être aussi due à une source locale comme une industrie, comme présenté dans le Tableau 2.3.

Ruyle et al. (2021) ont analysé des sites impactés et non-impactés par une contamination en AFFFs aux USA, Massachusetts. Selon leur étude, la contamination par AFFFs est marquée par une plus grande présence et concentration en précurseurs ECF et FT (Tableau 2.5 pour les détails des composés) ayant une longueur de chaîne de $n = 6$, par exemple le FHxSA et le 6:2 FTS comme ici dans les ruisseaux urbains. Cette tendance influence directement les concentrations en PFSA et PFCAs car ces précurseurs peuvent se dégrader, favorisant la présence et concentration de PFSA et PFCAs de longueur de chaîne $n \leq 6$ (Yan et al., 2024).

Les principaux PFSA mesurés, en moyenne, sont le PFOS, PFHxS et le PFECHS. Ces deux premiers sont souvent retrouvés en fortes concentrations dans des sites ayant une utilisation passée de mousses anti-incendie, le PFOS en plus forte concentration que le PFHxS (D'Agostino & Mabury, 2017; Liu et al., 2022; Ruyle et al., 2021). Des PFSA à chaîne courte et ultra-courte (PFPrS, PFBS et PFPeS) sont aussi présents en concentration totale moyenne entre 1.7-3.7 ng/L (Tableau 4.14). Lalonde and Garron (2022) ont mesuré les concentrations en PFAS dans différents sites au Canada, comme des rivières et lacs. Ils ont trouvé une concentration médiane pour le PFBS (2.6 ng/L) proche de la concentration moyenne des ruisseaux (3.7 ng/L), ce qui suggère que ce composé ne provient pas spécialement d'une contamination par AFFFs. Cependant Wang et al. (2024) ont relevé une différence significative entre les concentrations en chaînes ultracourtes et courtes (PFBS, PFPrS) en eau de surface impactée par des AFFFs et celles en zone urbaine sans contamination connue par des AFFFs. Ainsi la provenance du PFBS et PFPrS dans les ruisseaux R1 et R2 peut à la fois provenir de la contamination de fond des eaux de surface canadienne, mais aussi des AFFFs.

D'Agostino and Mabury (2017) ont obtenu des plus grandes concentrations en PFHxA et PFPeA qu'en PFOA et PFHpA, ce qui est le cas ici. En effet, les concentrations moyennes des PFOA et PFHpA sont inférieures à 7 ng/L, tandis que celles des PFHxA et PFPeA sont de 20 et 41 ng/L respectivement. Selon eux, cet écart peut provenir de la plus grande capacité qu'ont les chaînes longues à s'adsorber dans les sédiments, ou bien de la dégradation de précurseurs à chaînes courtes, ceux-ci étant utilisés comme remplacement aux précurseurs à chaînes longues. La forte concentration en PFBA semble provenir de l'utilisation des AFFFs (Ruyle et al., 2021; Yan et al.,

2024) car la littérature relève plutôt des concentrations autour 2-6 ng/L du PFBA dans des sites non influencés par des AFFFs (Lalonde & Garron, 2022; Ruyle et al., 2021).

Comme précisé dans la partie 4.1.1, il n'est pas anormal de retrouver du PFECHS dans les eaux des ruisseaux. De Silva et al. (2011) avaient relevé des concentrations en PFECHS allant de 0.16 ng/L à 5.65 ng/L pour les grands lacs qui sont la source du Saint-Laurent. Aussi Ceballos (2024) a trouvé dans le ruisseau R2 des concentrations de PFECHS autour de 7 ng/L, deux fois plus faible que la moyenne de celle des ruisseaux R1 et R2 (Tableau 4.14). La plus forte concentration de ce composé peut provenir d'une utilisation plus importante d'AFFFs ou bien d'une source locale due à son utilisation dans le secteur de l'aéronautique (Tableau 2.3).

Tableau 4.14 Concentrations minimale, moyenne et maximale pour les PFAS majoritaires des échantillons des ruisseaux urbains

Classe/Famille	Espèce	Concentrations minimale-moyenne-maximale [ng/L]	Concentration moyenne par classe/famille [ng/L]
Précurseurs primaires	5:1:2 FTB	0.0 – 35 – 113	56
	6:2 FTAB	2.4 – 17 – 44	
	5:3 FTB	0.0 – 5.0 – 17	
Précurseurs secondaires	6:2 FTS	0.6 – 30 – 122	43
	8:2 FTS	0.0 – 8.9 – 26	
	10:2 FTS	0.0 – 0.9 – 3.3	
	6:2 FTCA	0.0 – 0.8 – 2.2	
	FHxSA	0.0 – 2.4 – 10	
PFASs	PFPrS	0.0 – 1.7 – 5.5	74
	PFBS	0.0 – 3.7 – 15	
	PFPeS	0.0 – 3.2 – 11	
	PFHxS	0.0 – 25 – 90	
	PFOS	0.7 – 26 – 90	
	PFECHS	0.3 – 14 – 52	
PFCAs	PFBA	0.0 – 16 – 50	90
	PFPeA	3.7 – 41 – 143	
	PFHxA	2.1 – 20 – 66	
	PFHpA	0.8 – 6.7 – 19	

Tableau 4.14 Concentrations minimale, moyenne et maximale pour les PFAS majoritaires des échantillons des ruisseaux urbains (suite)

PFCAs	PFOA	0.5 – 4.0 – 12	
	PFNA	0.0 – 1.2 – 2.7	

4.2.2.2 Étude de certains composés

La Figure 4.5 présente pour les différents points échantillonnés les concentrations en PFOS et PFOA, deux PFAS majoritairement suivis et régulés, ainsi que le GenX et PFHxS qui servent d'alternatives à ces anciennes substances. Les valeurs seuils de USEPA sont présentes en ligne bleue et ne servent qu'à titre d'exemple, car ces dernières traitent de l'eau potable. Cependant, si certains composés respectent leur valeur seuil il est alors possible de conclure que le site n'est pas contaminé par cette substance. Le PFOS, PFOA et PFHxS suivent la même tendance avec une contamination beaucoup plus élevée pour R2. Pour le ruisseau R1, ces composés respecteraient la valeur seuil de l'USEPA. Le composé GenX est plus particulier car il ne semble pas y avoir de tendance particulière de sa présence entre les sites. La conclusion principale de ces quelques analyses est que le ruisseau R2 est fortement contaminé en comparaison au site R1, qui pourrait respecter les valeurs seuils pour l'eau potable de l'USEPA.

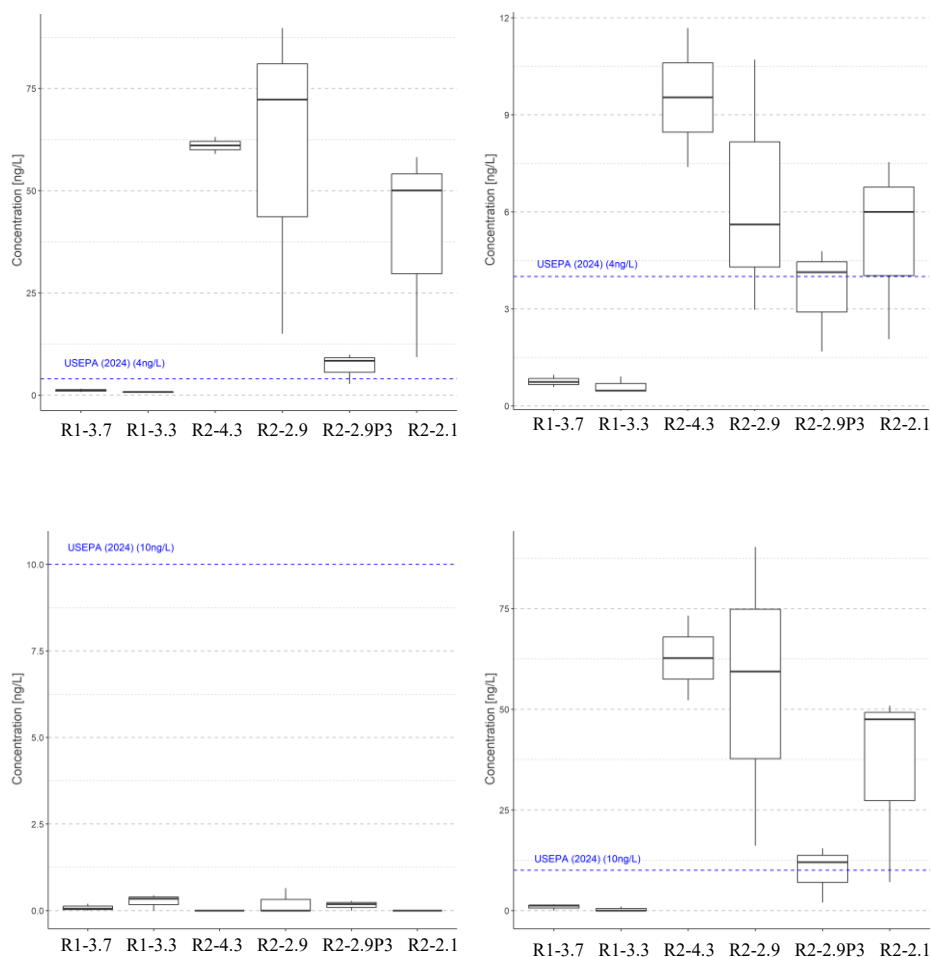


Figure 4.5 Graphiques en boîtes des concentrations en PFOA, PFOS, PFHxS et GenX pour les points des ruisseaux R1 et R2

4.2.3 Analyse point par point

4.2.3.1 Ruisseau R1

Afin de comparer la contamination en PFAS au sein du ruisseau R2, la Figure 4.6 présente un graphique en barres des concentrations cumulées des PFAS majoritaires pour le ruisseau R1. Ce graphique est séparé selon chaque journée d'échantillonnage, la journée C étant l'échantillonnage en temps de pluie.

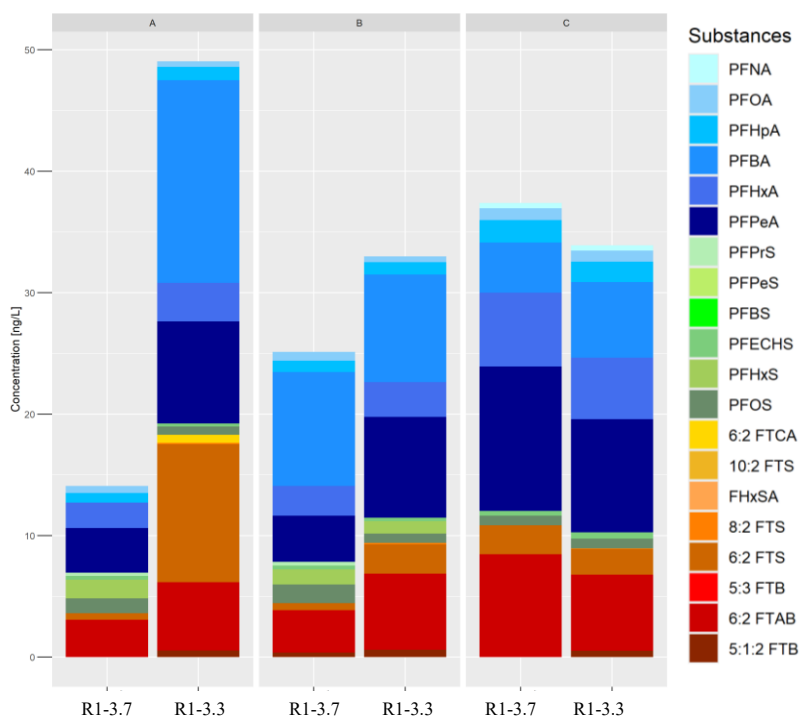


Figure 4.6 Graphique en barres des concentrations cumulées des PFAS majoritaires pour les points du ruisseau R1

Sur cette figure, les PFCAs sont représentés en nuances de bleu, les PFSA en nuances de vert, la classe des précurseurs secondaires en nuances d'orange et la classe des primaires en nuances de rouge. Les PFCAs sont la famille la plus importante pour le ruisseau R1, suivi des précurseurs primaires et secondaires. Les PFSA sont ici peu présents, ce qui suggère que le site n'a pas été impacté par l'utilisation passée de mousses ECF. Les espèces les plus concentrées qu'importe la journée étaient le PFPeA, le PFBA, le 6:2 FTAB, le PFHxA et parfois le 6:2 FTS (Figure 4.6). Celles-ci totalisaient au moins deux tiers du total des concentrations en PFAS (Figure 4.6).

Les profils de contamination entre les points R1-3.7 et R1-3.3 sont légèrement différents. Pour l'événement A, la concentration totale en aval est 3.5 fois plus élevée qu'en amont, alors que pour les autres événements (B et C) les variations se font plus faibles (écarts relatifs entre 8-36%) (Tableau 4.15). Les concentrations totales en temps de pluie ne semblent pas suivre les tendances de celles en temps sec, puisque celles-ci diminuent entre l'amont et l'aval. Outre les concentrations totales, les PFSA sont globalement moins concentrés en aval, tandis que les précurseurs et PFCAs le sont plus (Figure 4.6, Tableau 4.15).

Tableau 4.15 Comparaison des concentrations totales entre le point amont (R1-3.7) et aval (R1-3.3) du ruisseau R1

Événement	$\Sigma PFAS \left[\frac{ng}{L} \right]$ pour R1-3.7	$\Sigma PFAS \left[\frac{ng}{L} \right]$ pour R1-3.3	Écart relatif entre l'amont et l'aval
A (temps sec)	15	52	245%
B (temps sec)	25	34	36%
C (temps de pluie)	38	35	8%

Comme explicité en 4.2.2.1, la prédominance du PFPeA et PFHxA semble normal selon la littérature, tandis que la forte concentration en PFBA peut être un indicateur de l'utilisation de mousses AFFFs ou de rejets industriels. Dans ce ruisseau, la variation la plus importante de ces composés vient de l'événement A, où la concentration en PFBA est passée de sous la limite de détection à 17 ng/L entre l'amont et l'aval (Tableau A.7). Ce pic anormal par rapport aux autres événements peut être le marqueur direct d'une source de contamination ponctuelle, et donc ne peut pas provenir du trafic routier quasi-permanent entre ces deux points. Plus particulièrement, ce pic s'accompagne d'une variation très importante du 6:2 FTS, passant de 0.5 à 11 ng/L, et de la seule apparition du 6:2 FTCA dans le ruisseau R1 à 0.7 ng/L (Tableau A.7). Ce dernier étant un produit potentiel de dégradation du 6:2 FTS, sa présence peut alors être due à la forte concentration du précurseur. Le ruisseau R1 traverse les grandes voies de circulation dans une conduite, il semble alors peu probable qu'une contamination par AFFFs intervienne dans ce milieu-là ou même à la sortie de la conduite, sachant que ces mousses sont principalement utilisées dans les aéroports et qu'aucune indication d'un potentiel incendie proche du point R1-3.3 n'a été trouvée. L'hypothèse principale est donc celle d'un rejet d'effluent industriel soit dans la conduite reliant les deux points d'échantillonnage soit juste à la sortie de la conduite, au niveau du point R1-3.3.

Pour les autres événements, aucune différence importante au niveau de la contamination totale en PFAS n'a été mesurée. Il est intéressant de souligner qu'en temps de pluie la contamination en aval est un plus faible que celle en amont, mais graphiquement l'écart reste peu notable (Figure 4.6)

4.2.3.2 Ruisseau R2

Le Tableau A.8 présente l'ensemble des concentrations totales, sommée de 25 PFAS et individuelles pour le ruisseau R2. Le Tableau 4.16 ci-dessous présente les concentrations individuelles de certaines espèces pour le ruisseau R2 et est utile dans la discussion de cette sous-

partie. Les lignes en bleu dans ce tableau correspondent aux concentrations pour le temps de pluie (événement C).

Tableau 4.16 Concentration de certains PFAS pour les points du ruisseau R2

Point	Événement	5:1:2 FTB [ng/L]	5:3 FTB [ng/L]	PFOS [ng/L]	PFHxS [ng/L]	PFECHS [ng/L]	PFPeA [ng/L]	PFBA [ng/L]
R2-4.3	A	33	4.3	59	52	12	73	50
	B	27	4.0	63	73	14	143	31
R2-2.9	A	54	7.4	72	59	8.0	61	19
	B	113	17	90	90	15	120	34
	C	96	15	15	16	14	37	12
R2-2.9P3	A	18	3.4	10	15	43	30	13
	B	33	5.0	8.4	12	52	27	10
	C	1.5	0.0	2.8	2.0	16	10	3.4
R2-2.1	A	107	15	50	48	26	73	23
	B	69	9.8	58	51	22	63	26
	C	37	4.8	9.3	7.1	13	19	9.8

4.2.3.2.1 Branche Ouest

Les points R2-4.3 et R2-2.9 correspondent à la branche Ouest du ruisseau, le point R2-4.3 étant situé au milieu des pistes et le point R2-2.9 juste en sortie de l'aéroport. La Figure 4.7 présente les concentrations cumulées des PFAS majoritaires pour ces deux points, avec le même code couleur que la Figure 4.6. Pour le point R2-4.3, autrement dit le point amont, les PFCAs, PFSAs et les précurseurs comptent environ pour un tiers du total chacun (Figure 4.7). Les PFCAs prédominants sont des chaînes courtes, comme le PFPeA, le PFHxA et le PFBA tandis que pour les PFSAs il s'agit plutôt du PFOS et du PFHxS. Les principaux précurseurs retrouvés sont le 6:2 FTS et le 5:1:2 FTB, avec une petite portion de 8:2 FTS et FHxSA (Figure 4.7).

Pour le point R2-2.9, les précurseurs occupaient une plus grande part du total que les PFCAs et PFSAs, avec entre un quart et plus de la moitié des concentrations totales (Figure 4.7). Les espèces qui prédominent ces classes sont le 5:1:2 FTB et le 6:2 FTS, suivi en plus faibles concentrations du 6:2 FTAB (Figure 4.7). Pour les PFCAs et PFSAs, le profil reste similaire au point R2-4.3 avec une majorité de PFPeA, PFHxA et PFBA en PFCAs, et de PFOS et PFHxS en PFSAs (Figure 4.7).

La concentration totale en temps de pluie pour ce point est plus faible que celles en temps secs, ce qui a été observé dans la sous-partie 4.2.1 avec un test statistique.

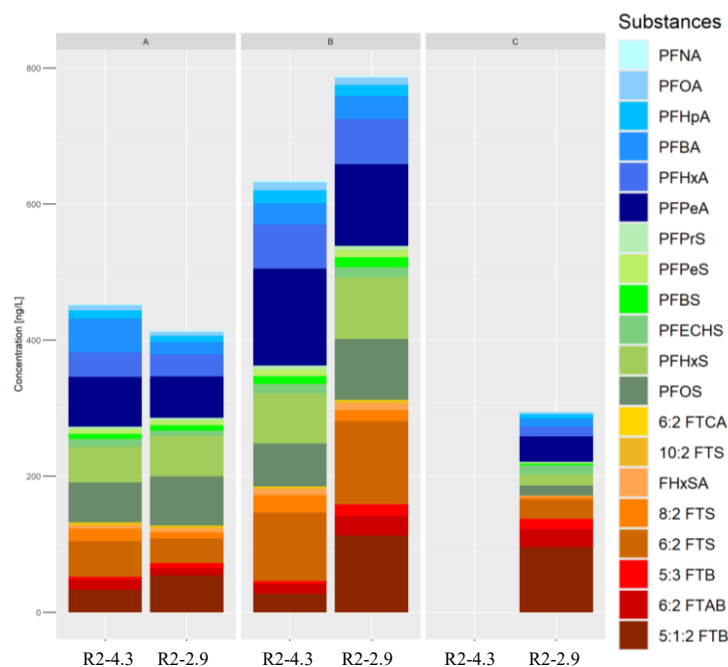


Figure 4.7 Graphique en barres des concentrations cumulées des PFAS majoritaires pour les points de la branche Ouest du ruisseau R2

Ces deux points présentent un profil de contamination plutôt similaire, où l'on retrouve les mêmes composés majoritaires dans chaque classe et famille (Figure 4.7). Il ne semble pas avoir de tendance claire de variation de la contamination totale puisque pour l'événement A celle en aval est inférieure à celle en amont, à l'inverse de l'événement B où elle atteint la plus haute concentration totale mesurée dans ce ruisseau (Figure 4.7, Tableau 4.12). Cependant, la proportion de PFCAs est plus faible en aval qu'en amont au profit de certains précurseurs et des PFSAs. Par exemple, la concentration en 5:1:2 FTB augmente de 33-27 ng/L à 54-113 ng/L entre ces deux points pour les temps secs (Tableau 4.16). Cet apport non négligeable peut provenir d'une contamination ponctuelle ou de fond, mais davantage de données sont nécessaires pour départager ces deux possibilités. Dans tous les cas, l'augmentation de ce précurseur primaire présent dans certaines mousses anti-incendie suggère l'utilisation de ces dernières entre les deux points. Aussi, la légère augmentation du PFOS et PFHxS entre l'amont et l'aval, passant respectivement de 59-63 ng/L à 72-90 ng/L et de 52-73 ng/L à 59-90 ng/L en temps secs semble indiquer la présence de sols contaminés par une utilisation passée d'AFFFs au niveau de la branche Ouest (Tableau 4.16).

Comme mentionné ci-dessus, l'événement B a la particularité d'avoir les plus fortes concentrations totales mesurées pour les ruisseaux urbains. La concentration totale maximale est atteinte pour le point R2-2.9 avec 813 ng/L (Tableau 4.12). Le point R2-4.3 était lui aussi très contaminé avec un total de 670 ng/L pour l'événement B, soit une augmentation de +42% par rapport à la concentration totale durant l'événement A (471 ng/L, Tableau 4.12). Cette forte différence semble indiquer une contamination ponctuelle par des AFFFs notamment. En effet, les concentrations en précurseurs sont graphiquement 2 fois supérieures pour R2-2.9 et 1.5 fois supérieures pour R2-4.3 par rapport à l'événement A, alors que celles en PFSA ne sont environ que 1.5 fois supérieures par rapport à l'événement A (Figure 4.7).

4.2.3.2.2 Branche Ouest et branche Est

Après avoir regardé la branche Ouest, il est intéressant d'étudier la branche Est du ruisseau R2 pour ensuite les comparer. La Figure 4.8 présente les concentrations cumulées des PFAS majoritaires pour la branche Est et la branche Ouest.

La branche Est (R1-2.9P3) présente des concentrations totales relativement stables entre les événements secs, alors que la concentration en temps de pluie est beaucoup plus faible (Tableau 4.12). Ici la dilution semble donc diriger la contamination de la branche Est, même si davantage de données seraient utiles pour confirmer cette tendance. Par lecture graphique, les précurseurs primaires et secondaires comptent pour quasiment 40% du total, suivi des PFSA et enfin des PFCAs (Figure 4.8). Les principales substances retrouvées dans ce point sont le PFECHS, suivi du 6:2 FTAB, du PFPeA et du 5:1:2 FTB (Figure 4.8). La présence de précurseurs primaires utilisés dans les AFFFs de nouvelle génération suggère que ces dernières impactent aussi la branche Est. Le fait le plus intéressant pour ce site est la présence du PFECHS en plus grande proportion que la branche Ouest. En effet, il a été mesuré en concentration de 44-52 ng/L pour les temps secs et de 16 ng/L pour le temps de pluie contre 8-15 ng/L pour R2-2.9 en temps secs (Tableau 4.16). Sa forte concentration locale peut être reliée à son utilisation dans certains fluides hydrauliques notamment en aéronautique (Tableau 2.3). Aussi, sa concentration reste à peu près dans le même ordre de grandeur qu'importe l'événement considéré, appuyant davantage l'hypothèse d'une utilisation récurrente et localisée (Figure 4.8).

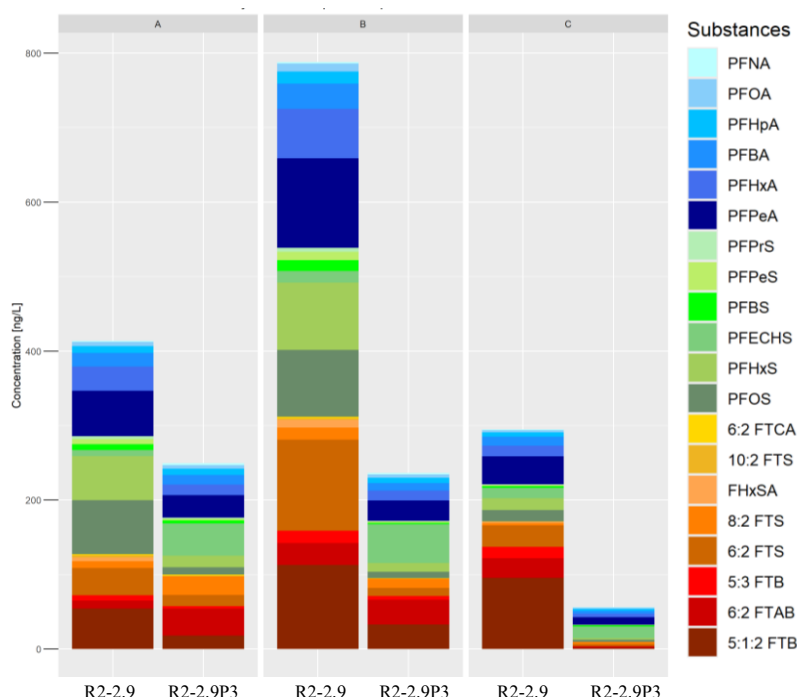


Figure 4.8 Graphique en barres des concentrations cumulées des PFAS majoritaires pour les points R2-2.9 et R2-2.9P3, soit l’aval de la branche Ouest et l’aval de la branche Est

La branche Ouest présente un profil de contamination différent que celui de la branche Est, en plus d’être à chaque fois davantage contaminé (Figure 4.8). La faible présence de PFOS et PFHxS dans la branche Est contrairement à la branche Ouest, en plus des grands écarts entre les concentrations des précurseurs marquent les différences entre ces deux sites. Avec les faibles concentrations en PFOS et PFHxS, le point R2-2.9P3 ne semble pas affecté par la contamination historique en AFFFs produites par fluoration électrochimique. Les faibles concentrations en précurseurs des nouvelles formules de mousses anti-incendie suggèrent aussi que ces dernières ne sont pas spécialement utilisées proche de la branche Est. Globalement, la branche Ouest a l’air d’être impactée directement par l’utilisation des AFFFs – anciennes et nouvelles générations – tandis que la branche Est semble plutôt affectée par des fluides hydrauliques, marqués par la forte concentration localisée en PFECHS.

De son côté, Ceballos (2024) a relevé comme espèces principales pour le point R2-2.9 le PFPeA, 5:1:2 FTB, PFHxA, 6:2 FTAB, 6:2 FTS ainsi que du PFOS pour l’été. Il s’agit principalement des mêmes espèces retrouvées, même si ici le PFHxS est beaucoup plus concentré. Pour les ordres de grandeur, Ceballos (2024) a obtenu une concentration autour de 100 ng/L pour le PFPeA contre 60-120 ng/L pour les temps secs, alors que la contamination en précurseurs était autour de 30 ng/L

pour le 5:1:2 FTB contre 50-110 ng/L. La contamination relative du PFPeA semble ici plus faible que dans l'étude citée ci-dessus, alors que la tendance est inverse pour les autres espèces comme le 5:1:2 FTB. Cette différence suggère que la contamination du ruisseau diffère selon les saisons, plus particulièrement au niveau des précurseurs et des PFSA. Il est donc probable que l'échantillonnage réalisé en automne 2024 ait récupéré une contamination plus intense ou récente par des AFFFs.

4.2.3.2.3 L'aval et le point R2-2.9

Finalement, la Figure 4.9 présente les concentrations cumulées en PFAS majoritaires pour R2-2.9 et R2-2.1 qui est situé en aval, dans une zone industrielle. Le point R2-2.1 présente des concentrations totales variables en fonction des événements, mais avec une concentration totale en temps de pluie jusqu'à 74% plus faible qu'en temps sec (Tableau 4.12). Cette grande différence peut ici encore être le signe que la contamination est dirigée par le phénomène de dilution. Les espèces principalement retrouvées sont similaires aux autres sites, comme le 5:1:2 FTB, 6:2 FTAB, 6:2 FTS et 8:2 FTS pour les précurseurs, le PFOS, PFHxS et PFECHS pour les PFSA et le PFPeA, PFHxA et PFBA pour les PFCAs (Figure 4.9). Ce point étant situé en aval des branches Ouest et Est, il paraît logique que sa contamination soit un mélange des deux précédentes, plus d'autres sources potentielles. C'est pourquoi le PFECHS se retrouve ici en proportion non négligeable, probablement car la branche Est contribue grandement à sa présence en aval. Un fait intéressant est la présence du 5:3 FTB dans R2-2.1 à hauteur de 15-9.8 ng/L pour les temps secs (respectivement événements A et B), contre 7.4-17 ng/L pour R2-2.9 (Tableau 4.16). Sa présence ne semble pas entièrement provenir de la branche Ouest ni de la branche Est situées en amont, car sa proportion est plus importante dans l'aval alors que les concentrations totales sont plus faibles (Figure 4.9). Pareillement, la branche Est ne contribue pas suffisamment pour pouvoir expliquer une présence pareille du 5:3 FTB en aval (3.4-5 ng/L pour les temps secs). Or ce composé est un précurseur primaire et est relativement stable (Fang et al., 2024), ce qui a l'air d'indiquer qu'une autre source de contamination existe au niveau du secteur industriel.

Aussi, le PFOS et PFHxS ont été mesurés dans ce point mais en plus faibles concentrations que dans la branche Ouest (Tableau 4.16). Cela suggère encore que le point R2-2.1 est un mélange entre la branche Ouest, fortement touchée par la contamination historique en AFFFs, et la branche Est, par l'utilisation de fluides hydrauliques mais très peu par les AFFFs, résultant en une

contamination globale plus faible en PFOS et PFHxS que pour R2-2.9 (Figure 4.9). Cette tendance s'observe aussi pour les PFCA comme le PFPeA, où les concentrations en aval sont entre celles de la branche Ouest et celles de la branche Est (Tableau 4.16). Pour illustrer ce propos, il suffit de regarder les concentrations pour l'événement B. Les concentrations en PFPeA pour la branche Ouest sont de 120 ng/L contre 27 ng/L pour la branche Est (Tableau 4.16). Ceci résulte dans une concentration en aval de 63 ng/L (Tableau 4.16), plus ou moins entre ces deux valeurs.

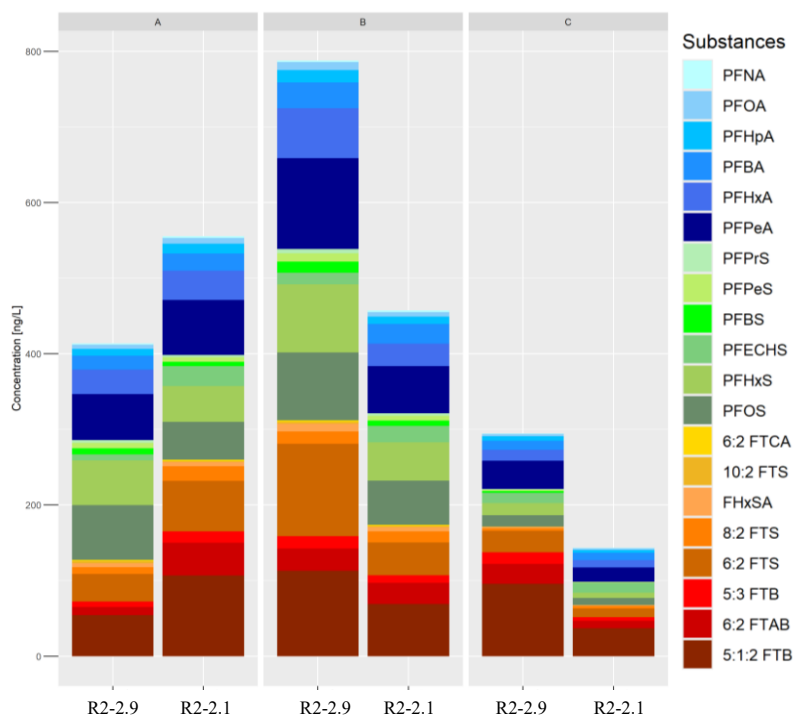


Figure 4.9 Graphique en barres des concentrations cumulées des PFAS majoritaires pour les points R2-2.9 et R2-2.1

4.2.4 Analyse en composantes principales

Dans cette sous-partie seront étudiés les PCA des données pour les ruisseaux urbains, en apportant des comparaisons entre les différents sites ainsi que certaines corrélations entre les PFAS retrouvés. Cette analyse sert à valider les analyses précédentes et peut souligner des points non étudiés plus tôt. La Figure 4.10 présente la part de la variance totale qu'explique chaque composante principale. Cette figure permet d'évaluer le nombre de composantes nécessaires pour permettre une analyse fidèle du PCA. Cette figure permet d'observer que les quatre premières composantes principales expliquent chacune au moins 10% de la variance totale des données, ce qui signifie que se

restreindre à deux composantes principales limitera les interprétations possibles. Dans la suite, l'analyse se concentrera sur les deux composantes principales par soucis de facilité.

Pour ce faire, la Figure 4.11 présente le PCA de type 1 pour les ruisseaux R1 (en rouge et violet) et R2 (en jaune, vert et bleu) sur un *biplot*. Les points sont différenciés selon la météo, avec un carré pour la pluie (événement C) et un triangle pour le temps sec (événements A et B). Les deux premières composantes principales sont affichées ici et expliquent ensemble 50.3% de la variance totale. Les analyses suivantes seront donc incomplètes, et peuvent ne pas représenter totalement la réalité des relations entre les variables.

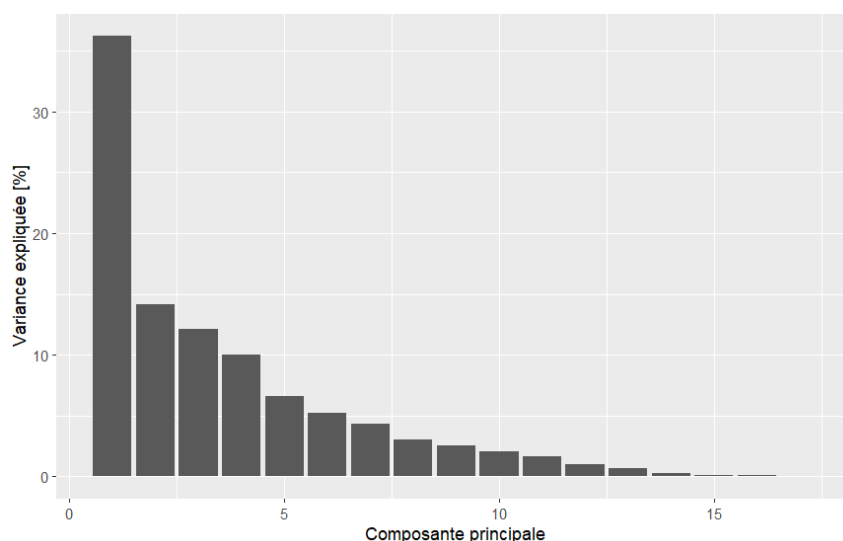


Figure 4.10 Diagramme d'éboulis de la variance expliquée par chaque composante principale

Les différents sites sont répartis sur les quatre quadrants, sans séparation marquée entre les ruisseaux R1 et R2. Pareillement, les sites ne sont pas particulièrement séparés entre les temps secs et temps de pluie, ce qui semble logique car chaque site a son portrait de contamination spécifique et donc différents des autres. Le groupement le plus intéressant concerne le point R1-3.3 en temps sec (événement A) et le point R1-3.7 en temps de pluie dans le quadrant bas droit. Ce sont les deux points présentant les concentrations totales les plus élevées sur le ruisseau R1, ce qui peut expliquer leur similitude sur le PCA. Les points R2-2.9P3 (événements B et C) ainsi que les points R2-4.3 en temps secs forment un groupe dans le quadrant bas gauche. Cependant, leur profil de contamination ne paraît pas vraiment similaire (Figure 4.6 et Figure 4.7), laissant penser qu'il serait nécessaire d'étudier d'autres composantes principales pour préciser leur relation.

La Figure 4.12 présentée dans la suite est le PCA de type 0, permettant d'utiliser les angles entre les espèces comme approximation de leur corrélation.

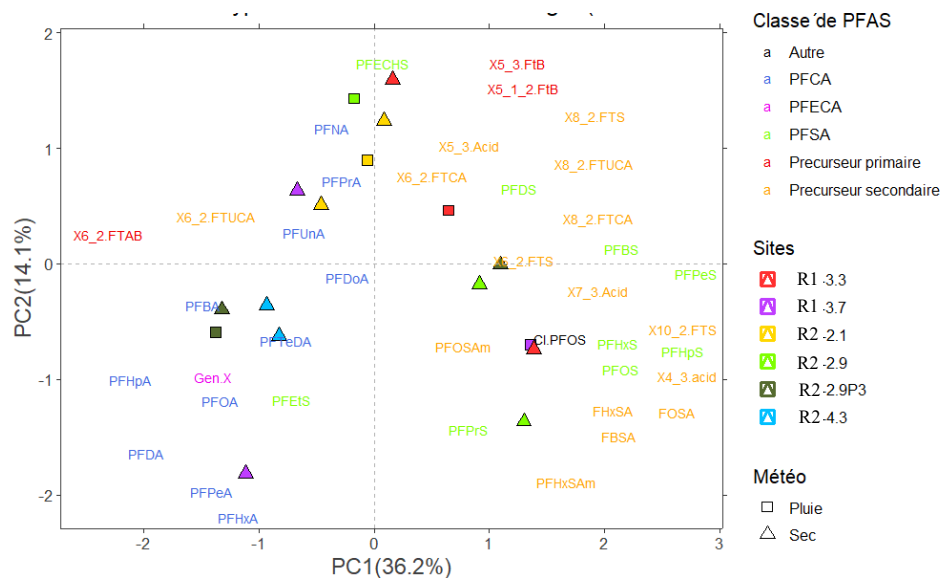


Figure 4.11 *Biplot* de type 1 des résultats du PCA sur les concentrations totales en PFAS pour les ruisseaux R1 et R2

Sur cette figure, les PFCAs sont situés dans la partie gauche du *biplot* tandis que les PFSA sont principalement situés dans le quadrant bas droit. Les PFSA dans ce quadrant ont des longueurs de chaîne entre $3 \leq n \leq 8$, et les PFCAs dans le quadrant bas gauche entre $3 \leq n \leq 7$, avec quelques chaînes plus longues. Ces deux groupes sont ici peu corrélés, ce qui peut s'expliquer par leur source de nature différente. En effet, les PFSA dans les ruisseaux proviennent majoritairement de la contamination des sols par des AFFFs passées, tandis que les PFCAs par la contamination actuelle directe et des sols par les nouvelles AFFFs et industries. Aussi, cette différence entre les types de mousse se retrouve au niveau des précurseurs primaires et secondaires dans la partie droite du *biplot*. Ici les précurseurs primaires et secondaires des nouvelles AFFFs sont majoritairement dans le quadrant haut droit, tandis que les précurseurs secondaires des anciennes AFFFs se situent dans le quadrant bas droit. Ces deux groupes sont graphiquement peu corrélés, ce qui confirme l'interprétation plus tôt. La présence du 6:2 FTAB dans la partie gauche du graphique, au contraire des précurseurs des AFFFs, suggère que son utilisation ne provient pas exclusivement de ces dernières ce qui corrobore avec les résultats du Tableau 2.3. Aussi, les principaux PFCAs, situés

dans le quadrant bas gauche, sont opposés aux précurseurs des nouvelles AFFFs, ce qui graphiquement implique une forte corrélation négative. Ici se retrouve potentiellement la marque de la dégradation de certains précurseurs en PFCAs, mais aussi celle d'une faible contamination en AFFFs. Effectivement, la présence de précurseurs signifie la présence d'AFFFs, et les eaux contaminées par des AFFFs comme le ruisseau R2 ne présentent pas de concentrations excessives en PFCAs en comparaison aux précurseurs, alors que les eaux peu contaminées par des AFFFs comme le ruisseau R1 voient leur contamination en PFCAs plus importante relativement parlant.

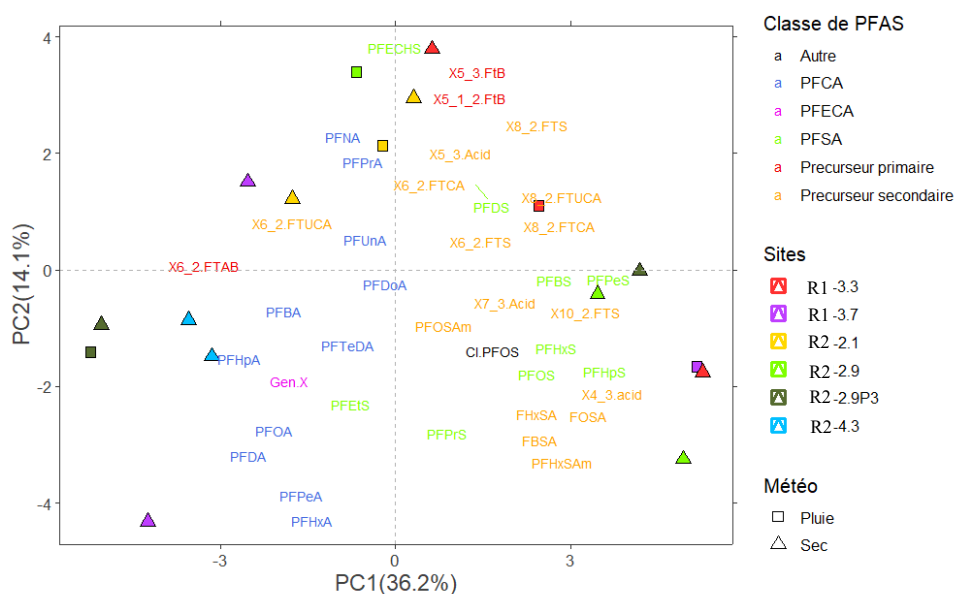


Figure 4.12 3 *Biplot* de type 0 des résultats du PCA sur les concentrations totales en PFAS pour les ruisseaux R1 et R2

4.3 Comparaison avec le site de référence

Cette sous-partie s'intéresse à comparer les résultats obtenus pour le parc éponge et ceux des ruisseaux urbains. Tout d'abord, une différence est présente au niveau des espèces mesurées. En effet, des précurseurs primaires ont été fréquemment mesurés dans les ruisseaux urbains (entre 59% et 100% pour le 6:2 FTAB, 5:3 FTB et 5:1:2 FTB, Tableau 4.11) au contraire du parc éponge où seulement certains précurseurs secondaires étaient présents en concentrations non négligeables (Tableau 4.2). Cette différence souligne déjà que les eaux du parc n'étaient pas contaminées par des AFFFs au contraire des ruisseaux. Ce résultat était attendu car le parc est situé dans une zone résidentielle contrairement aux ruisseaux qui sont situés dans des zones industrielles et dans une

partie de l'aéroport (partie 3.2). Concernant les PFCAs et PFSA, le panel de composés mesurés est relativement similaire entre le parc et les ruisseaux (Tableau 4.2, Tableau 4.11)

Au niveau des concentrations totales dans ces différents sites, il convient de comparer celles du parc avec celles mesurées durant le temps de pluie (événement C) des ruisseaux. En effet, les eaux du parc sont des eaux de ruissellement, prélevées donc en temps de pluie.

Une claire différence apparaît dans les concentrations totales entre le parc et les ruisseaux. Les concentrations totales dans les ruisseaux variaient entre 35-300 ng/L contre 9-24 ng/L (hors valeurs extrêmes) pour le parc Éponge (Tableau 4.3, Tableau 4.12). Cet écart provient tout d'abord de la différence entre les matrices d'eau (Tableau 2.7). Cependant la concentration totale maximale atteinte dans le ruisseau R2 atteint les ordres de grandeurs attendus d'un ruisseau contaminé (Tableau 2.7), et celle du parc celle d'eau de ruissellement non contaminé. Ainsi la grande différence de contamination totale en PFAS provient aussi de la contamination des ruisseaux.

Concernant les profils de contamination, le profil du parc correspond au profil attendu dans les eaux autour du Saint-Laurent (partie 4.1.3). La contamination provient principalement de PFCAs, avec une très faible contribution de PFSA et des contributions variables de certains précurseurs secondaires (Figure 4.2). Notamment les concentrations en PFOS et PFHxS sont comprises entre 0.0-1.0 ng/L (Tableau 4.9). Ces valeurs sont quasiment deux ordres de grandeurs en-dessous de celles pour les ruisseaux urbains (0.0-90 ng/L, Tableau 4.14). Pour les PFCAs, les trois composés ayant les concentrations médianes les plus hautes sont les PFBA, PFHxA et PFHpA pour le parc et les PFBA, PFPeA et PFHxA pour les ruisseaux. La forte présence en PFPeA dans les ruisseaux contrairement au parc, avec une concentration maximale de 143 ng/L peut provenir de la dégradation de précurseurs secondaires, ces derniers ayant une concentration moyenne cumulée de 43 ng/L dans les ruisseaux (Tableau 4.14). Les ruisseaux sont davantage contaminés que le parc, avec des profils de PFAS différents, ce qui est confirmé dans la littérature (Ceballos, 2024; D'Agostino & Mabury, 2017; Lalonde & Garron, 2022; Seung-Kyu & Kurunthachalam, 2007).

CHAPITRE 5 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Ce mémoire a pour but principal de caractériser les sources de contamination en PFAS des eaux de surface de l'île de Montréal. Les différents chapitres ont apporté des éléments pour remplir cet objectif, et les principales conclusions tirées sont présentées ci-dessous.

Concernant le parc éponge, 49 espèces ont été mesurées dont 22 incluses dans l'objectif de Santé-Canada. Les PFAAs retrouvés comportaient des chaînes longues mais aussi courtes, et d'autres PFAS de nouvelles générations comme le GenX ont été mesurés dans maximum un quart des échantillons. Ces résultats reflètent le changement de tendance dans l'utilisation des PFAS, comme observé dans la littérature. Aussi, le PFECHS était présent dans tous les échantillons, ce qui était attendu selon plusieurs études sur le Saint-Laurent et les Grands Lacs. La contamination totale en amont n'est pas significativement différente de celle en aval, ce qui est attendu car les conduites du parc Éponge ne permettent pas de traiter les eaux. Le profil de contamination de ce parc est similaire à ceux d'autres des eaux du Saint-Laurent, mais trois échantillons présentent une contamination anormale en comparaison. Cette dernière provient du composé 6:2 FTS, utilisé dans différentes industries et notamment retrouvés dans des produits d'entretien du quotidien. Outre ces valeurs extrêmes, les eaux du parc respecte l'objectif de Santé-Canada. L'analyse en composantes principales a permis de valider les interprétations formulées plus tôt.

Pour les ruisseaux urbains, un total de 47 PFAS dont 19 inclus dans l'objectif de Santé-Canada ont été mesurés. Ici encore les PFAAs retrouvés étaient de chaînes longues mais aussi courtes. Aussi, plusieurs précurseurs primaires ont été retrouvés dans les eaux des ruisseaux, marquant la contamination par des mousses anti-incendie et des industries. Le PFECHS a encore été retrouvé dans tous les échantillons, ce qui était attendu. Une différence significative a été trouvée entre le ruisseau R2 et R1, ce dernier étant moins contaminé. Tous les échantillons provenant du ruisseau R2 excède l'objectif de Santé-Canada, ce qui n'est pas le cas du ruisseau R1. Plus précisément, les PFOS, PFOA et PFHxS ne respectent pas les valeurs seuils proposées par l'USEPA dans ce ruisseau, au contraire de R1. Aussi, les échantillons en temps de pluie révèlent être significativement différents de ceux en temps de pluie pour le ruisseau R2. Le temps de pluie a amené des concentrations totales plus faibles, indiquant que la contamination de ce ruisseau est dirigée par un phénomène de dilution. Plusieurs PFAS caractéristiques d'une contamination historique en AFFFs ont été mesurés dans le ruisseau R2, en plus d'autres portant la marque des

nouvelles formules d’AFFFs. Ce ruisseau est donc directement impacté par les activités de l’aéroport. La branche Ouest de R2 présente un profil de contamination différent de la branche Est, où la première porte la marque d’une contamination actuelle et passée d’AFFFs tandis que la deuxième celle d’une contamination par des industries et des fluides hydrauliques, comme l’indique la forte concentration en PFECHS. Les PCAs ont aussi validés les interprétations faites ci-dessus.

Finalement, la comparaison du parc éponge et des ruisseaux a permis de relever l’ampleur de la contamination de ces derniers, bien qu’attendue. Les différences entre les profils de contamination appuient que l’utilisation des sols influe directement sur la contamination des eaux de surface. Les eaux des ruisseaux peuvent aussi poser un risque sur l’eau potable car celles du ruisseau R2 se jettent dans le Saint-Laurent, en amont de plusieurs prises d’eau.

Les résultats présentés dans ce mémoire ont permis de mieux saisir les caractéristiques de la contamination sur différents sites à Montréal. Il reste toutefois primordial d’en tirer des recommandations pour le futur, et ainsi permettre de mieux gérer ces contaminations qui impactent directement les municipalités et les villes. Une liste de recommandations afin de réduire la contamination à la source est proposée ci-dessous :

- Suivi de la contamination du ruisseau R2 : poursuivre les relevés au niveau du ruisseau R2, car ce dernier peut présenter un risque pour la qualité de l’eau au niveau des sources situées en aval le long du Saint-Laurent. Cette mesure permettra entre autres de participer à la gestion de la qualité de l’eau dans la région du Grand Montréal.
- Identification d’autres sources de contamination : étendre l’étude de la contamination en PFAS sur d’autres ruisseaux urbains se jetant dans le fleuve et la rivière des Prairies pour identifier l’éventuelle présence d’une autre source de contamination pouvant impacter la qualité de l’eau au niveau des prises d’eau. Cette mesure concernera la région du Grand Montréal et fournira des données clés sur la contamination dans des zones urbaines, pouvant servir de support pour de nouvelles réglementations.
- Communication et sensibilisation : il est primordial de communiquer avec la population concernant les risques que représentent les PFAS en tant que famille, tant sur la santé que l’environnement, ainsi que leurs sources. Cet échange permettra à la population de mieux participer à la protection de l’environnement et à celle de leur santé. Cette communication servira à éduquer au mieux la population et les informer sur l’importance des études traitant des PFAS dans les eaux de surface, notamment aux alentours de sites pouvant être contaminés.

RÉFÉRENCES

- ADM, A. d. M. (2024). *Rapport annuel 2024*.
- Ahrens, L., Gashaw, H., Sjöholm, M., Gebrehiwot, S. G., Getahun, A., Derbe, E., Bishop, K., & Akerblom, S. (2016). Poly- and perfluoroalkylated substances (PFASs) in water, sediment and fish muscle tissue from Lake Tana, Ethiopia and implications for human exposure. *Chemosphere*, 165, 352-357. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.007>
- Barzen-Hanson, K. A., Roberts, S. C., Choyke, S., Oetjen, K., McAlees, A., Riddell, N., McCrindle, R., Ferguson, P. L., Higgins, C. P., & Field, J. A. (2017). Discovery of 40 Classes of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Historical Aqueous Film-Forming Foams (AFFFs) and AFFF-Impacted Groundwater. *Environ Sci Technol*, 51(4), 2047-2057. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05843>
- Berhanu, A., Mutanda, I., Taolin, J., Qaria, M. A., Yang, B., & Zhu, D. (2023). A review of microbial degradation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): Biotransformation routes and enzymes. *Sci Total Environ*, 859(Pt 1), 160010. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160010>
- Brennan, N. M., Evans, A. T., Fritz, M. K., Peak, S. A., & von Holst, H. E. (2021). Trends in the Regulation of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS): A Scoping Review. *Int J Environ Res Public Health*, 18(20). <https://doi.org/10.3390/ijerph182010900>
- Buck, R. C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J. M., Cousins, I. T., de Voogt, P., Jensen, A. A., Kannan, K., Mabury, S. A., & van Leeuwen, S. P. (2011). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: terminology, classification, and origins. *Integr Environ Assess Manag*, 7(4), 513-541. <https://doi.org/10.1002/ieam.258>
- Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE), (1999). <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/c-15.31/index.html>
- Perfluorooctane Sulfonate and its Salts and Certain Other Compounds Regulations, (2008). <https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/regulations/SOR-2008-178/20080529/P1TT3xt3.html>
- Règlement modifiant le Règlement sur certaines substances toxiques interdites (2012), (2016). <https://gazette.gc.ca/rp-pr/p2/2016/2016-10-05/html/sor-dors252-fra.html>
- CBC/Radio-Canada. (2025). *Toxic chemicals are flowing into the Great Lakes and St. Lawrence River — and they're showing up in drinking water*. <https://newsinteractives.cbc.ca/features/2025/pfas-great-lakes/>
- Ceballos, I. M. (2024). *Caractérisation des substances perfluoroalkylées dans les sources d'eau potable de la grande région de Montréal* [Polytechnique Montréal].
- Ceballos, I. M., Terro, H., Barbeau, B., McQuaid, N., Sauvé, S., & Dorner, S. (2025). Characterization of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Drinking Water Sources in the Greater Montreal Area, Quebec, Canada. *ACS ES&T Water*. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.5c00562>
- Chen, S., Jiao, X. C., Gai, N., Li, X. J., Wang, X. C., Lu, G. H., Piao, H. T., Rao, Z., & Yang, Y. L. (2016). Perfluorinated compounds in soil, surface water, and groundwater from rural

- areas in eastern China. *Environ Pollut*, 211, 124-131. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.12.024>
- CMM, C. m. d. M. (2025). *Grand Montréal en statistiques*. <https://observatoire.cmm.qc.ca/grand-montreal-en-statistiques/>
- Conder, J. M., Hoke, R. A., Wolf, W. D., Russel, M. H., & Buck, R. C. (2008). Are PFCA's Bioaccumulative? A Critical Review and Comparison with Regulatory Criteria and Persistent Lipophilic Compounds [Critical Review]. *Environmental Science & Technology*, 42, 995-1003. <https://doi.org/10.1021/es070895g>
- Conley, J. M., Lambright, C. S., Evans, N., McCord, J., Strynar, M. J., Hill, D., Medlock-Kakaley, E., Wilson, V. S., & Gray, L. E., Jr. (2021). Hexafluoropropylene oxide-dimer acid (HFPO-DA or GenX) alters maternal and fetal glucose and lipid metabolism and produces neonatal mortality, low birthweight, and hepatomegaly in the Sprague-Dawley rat. *Environ Int*, 146, 106204. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106204>
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. (2021). *Recommandations canadiennes pour la qualité du sol et des eaux souterraines visant la protection de l'environnement et de la santé humaine : sulfonate de perfluorooctane (SPFO)*.
- D'Agostino, L. A., & 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. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03994>
- D'Agostino, L. A., & Mabury, S. A. (2014). Identification of Novel Fluorinated Surfactants in Aqueous Film Forming Foams and Commercial Surfactant Concentrates. *Environmental Science & Technology*, 48(1), 121-129. <https://doi.org/10.1021/es403729e>
- Danish Government. (2024). *Agreement on a National Action Plan for PFAS*
- De Silva, A. O., Spencer, C., Scott, B. F., Backus, S., & Muir, D. C. (2011). Detection of a cyclic perfluorinated acid, perfluoroethylcyclohexane sulfonate, in the Great Lakes of North America. *Environ Sci Technol*, 45(19), 8060-8066. <https://doi.org/10.1021/es200135c>
- de Solla, S. R., De Silva, A. O., & Letcher, R. J. (2012). Highly elevated levels of perfluorooctane sulfonate and other perfluorinated acids found in biota and surface water downstream of an international airport, Hamilton, Ontario, Canada. *Environ Int*, 39(1), 19-26. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.09.011>
- Dewapriya, P., Chadwick, L., Gorji, S. G., Schulze, B., Valsecchi, S., Samanipour, S., Thomas, K. V., & Kaserzon, S. L. (2023). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in consumer products: Current knowledge and research gaps. *Journal of Hazardous Materials Letters*, 4. <https://doi.org/10.1016/j.hazl.2023.100086>
- Fang, B., Chen, H., Zhou, Y., Qiao, B., Baqar, M., Wang, Y., Yao, Y., & Sun, H. (2024). Fluorotelomer betaines and sulfonic acid in aerobic wetland soil: Stability, biotransformation, and bacterial community response. *J Hazard Mater*, 477, 135261. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.135261>
- FAS China Staff. (2023). *National Standard for Drinking Water Quality Released*.

- Fenton, S. E., Ducatman, A., Boobis, A., DeWitt, J. C., Lau, C., Ng, C., Smith, J. S., & Roberts, S. M. (2021). Per- and Polyfluoroalkyl Substance Toxicity and Human Health Review: Current State of Knowledge and Strategies for Informing Future Research. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(3), 606-630. <https://doi.org/10.1002/etc.4890>
- Gewurtz, S. B., Auyeung, A. S., De Silva, A. O., Teslic, S., & Smyth, S. A. (2024). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in Canadian municipal wastewater and biosolids: Recent patterns and time trends 2009 to 2021. *Sci Total Environ*, 912, 168638. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168638>
- Giesy, J. P., & Kannan, K. (2001). Global Distribution of Perfluorooctane Sulfonate in Wildlife. *Environ Sci Technol*, 35, 1339-1342. <https://doi.org/10.1021/es001834k>
- Gluge, J., Scheringer, M., Cousins, I. T., DeWitt, J. C., Goldenman, G., Herzke, D., Lohmann, R., Ng, C. A., Trier, X., & Wang, Z. (2020). An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environ Sci Process Impacts*, 22(12), 2345-2373. <https://doi.org/10.1039/d0em00291g>
- Water Talk - Perfluoroalkylated substances in drinking water, (2019). <https://webarchiveweb.wayback.bac-lac.canada.ca/web/20200614104251/https://www.canada.ca/en/services/health/publications/healthy-living/water-talk-drinking-water-screening-values-perfluoroalkylated-substances.html>
- Gouvernement du Canada. (2024). *Aperçu de l'Initiative relative à l'écosystème d'eau douce du fleuve Saint-Laurent*. <https://www.canada.ca/fr/agence-eau-canada/initiatives-ecosystemes-eau-douce/fleuve-saint-laurent/apercu.html>
- Gouvernement du Canada. (2025). *Inventaire national des rejets de polluants INRP*. <https://www.canada.ca/fr/services/environnement/pollution-gestion-dechets/inventaire-national-rejets-polluants.html>
- Gouvernement du Québec. (2022). *COMPOSÉS PERFLUORÉS DANS L'EAU POTABLE AU QUÉBEC*.
- Gouvernement du Québec. (2023). *Logigramme d'aide à la décision pour la présence des substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS) dans l'eau potable*.
- Gouvernement du Québec. (2024, 12 août 2024). *Les SPFA et l'eau potable*. MELCCFP. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/composes-perfluores/index.htm#limiter>
- Gouvernement du Québec. (2025). *Comprendre les réseaux d'égout municipaux, les débordements d'eaux usées et les dérivations*. <https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/eau/eaux-usees/installations-municipales-commerciales-institutionnelles/reseaux-egout-debordements-derivations/comprendre>
- Hansen, K. J., Clemen, L. A., Ellefson, M. E., & Johnson, H. O. (2001). Compound-Specific, Quantitative Characterization of Organic Fluorochemicals in Biological Matrices. *Environ Sci Technol*, 35, 766-770. <https://doi.org/10.1021/es001489z>

- Hong, R. (2024). *A Comprehensive Look at PFAS in Japan: From Contamination to Regulations* ChemLinked. <https://chemical.chemlinked.com/expert-article/a-comprehensive-look-at-pfas-in-japan-from-contamination-to-regulations>
- Houde, M., De Silva, A. O., Muir, D. C., & Letcher, R. J. (2011). Monitoring of perfluorinated compounds in aquatic biota: an updated review. *Environ Sci Technol*, 45(19), 7962-7973. <https://doi.org/10.1021/es104326w>
- Houtz, E. F., Higgins, C. P., Field, J. A., & Sedlak, D. L. (2013). Persistence of perfluoroalkyl acid precursors in AFFF-impacted groundwater and soil. *Environ Sci Technol*, 47(15), 8187-8195. <https://doi.org/10.1021/es4018877>
- ITRC, P. T. (2023). *Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS)*. ITRC. <https://pfas-1.itrcweb.org/>
- Kabore, H. A., Vo Duy, S., Munoz, G., Meite, L., Desrosiers, M., Liu, J., Sory, T. K., & Sauve, S. (2018). Worldwide drinking water occurrence and levels of newly-identified perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances. *Sci Total Environ*, 616-617, 1089-1100. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.210>
- Kibambe, M. G., Momba, M. N. B., Daso, A. P., & Coetzee, M. A. A. (2020). Evaluation of the efficiency of selected wastewater treatment processes in removing selected perfluoroalkyl substances (PFASs). *J Environ Manage*, 255, 109945. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109945>
- Kindt, R., & Coe, R. (2005). *Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Centre (ICRAF). <http://www.worldagroforestry.org/output/tree-diversity-analysis>
- Kleywegt, S., Raby, M., McGill, S., & 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141195>
- Kolpin, D. W., Hubbard, L. E., Cwiertny, D. M., Meppelink, S. M., Thompson, D. A., & Gray, J. L. (2021). A Comprehensive Statewide Spatiotemporal Stream Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in an Agricultural Region of the United States. *Environmental Science & Technology Letters*, 8(11), 981-988. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.1c00750>
- Krafft, M. P., & Riess, J. G. (2009). Chemistry, Physical Chemistry, and Uses of Molecular Fluorocarbon – Hydrocarbon Diblocks, Triblocks, and Related Compounds – Unique “Apolar” Components for Self-Assembled Colloid and Interface Engineering. *Chem. Rev.*, 109, 1714-1792. <https://doi.org/10.1021/cr800260k>
- Lalonde, B., & Garron, C. (2022). Perfluoroalkyl Substances (PFASs) in the Canadian Freshwater Environment. *Arch Environ Contam Toxicol*, 82(4), 581-591. <https://doi.org/10.1007/s00244-022-00922-x>
- Le Journal d'Outremont. (2020). Incendie majeur avenue Ducharme. *Le Journal d'Outremont*. <https://www.journaloutremont.com/nouvelles/faits-divers/incendie-majeur-avenue-ducharme>

- Legendre, P., & Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129(2), 271-280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>
- Lenka, S. P., Kah, M., & Padhye, L. P. (2021). A review of the occurrence, transformation, and removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater treatment plants. *Water Res*, 199, 117187. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117187>
- Leung, S. C. E., Wanninayake, D., Chen, D., Nguyen, N. T., & Li, Q. (2023). Physicochemical properties and interactions of perfluoroalkyl substances (PFAS) - Challenges and opportunities in sensing and remediation. *Sci Total Environ*, 905, 166764. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166764>
- Li, F., Duan, J., Tian, S., Ji, H., Zhu, Y., Wei, Z., & Zhao, D. (2020). Short-chain per- and polyfluoroalkyl substances in aquatic systems: Occurrence, impacts and treatment. *Chemical Engineering Journal*, 380. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122506>
- Liang, X., Zhou, J., Yang, X., Jiao, W., Wang, T., & Zhu, L. (2023). Disclosing the bioaccumulation and biomagnification behaviors of emerging per/polyfluoroalkyl substances in aquatic food web based on field investigation and model simulation. *J Hazard Mater*, 445, 130566. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130566>
- Liu, M., Munoz, G., Hermiston, J., Zhang, J., Vo Duy, S., Wang, D., Sundar Dey, A., Bottos, E. M., Van Hamme, J. D., Lee, L. S., Sauve, S., & Liu, J. (2023). High Persistence of Novel Polyfluoroalkyl Betaines in Aerobic Soils. *Environ Sci Technol*, 57(19), 7442-7453. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c07395>
- Liu, M., Munoz, G., Vo Duy, S., Sauve, S., & Liu, J. (2022). Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Contaminated Soil and Groundwater at Airports: A Canadian Case Study. *Environ Sci Technol*, 56(2), 885-895. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04798>
- Liu, M., Xia, C., Peng, H., Zvereva, E., Burns, D. C., Fontaine, J., Blum, A., Spentzos, A. Z., Wang, Z., Peaslee, G. F., Sauve, S., Venier, M., & Diamond, M. L. (2025). Nonpolymeric Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) and Side-Chain Fluorinated Polymers in Canadian Building Products. *Environ Sci Technol*. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5c07012>
- Llewellyn, M. J., Griffin, E. K., Caspar, R. J., Timshina, A. S., Bowden, J. A., Miller, C. J., Baker, B. B., & Baker, T. R. (2024). Identification and quantification of novel per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) contamination in a Great Lakes urban-dominated watershed. *Sci Total Environ*, 941, 173325. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173325>
- Luz, A. L., Anderson, J. K., Goodrum, P., & Durda, J. (2019). Perfluorohexanoic acid toxicity, part I: Development of a chronic human health toxicity value for use in risk assessment. *Regul Toxicol Pharmacol*, 103, 41-55. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2019.01.019>
- Mahoney, H., Cantin, J., Xie, Y., Brinkmann, M., & Giesy, J. P. (2023). Perfluoroethylcyclohexane sulphonate, an emerging perfluoroalkyl substance, disrupts mitochondrial membranes and the expression of key molecular targets in vitro. *Aquat Toxicol*, 257, 106453. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2023.106453>
- Mandal, J., Majumder, S., & Mondal, D. (2025). PFAS contamination: regulatory landscape and future perspectives for India. *Proceedings of the Indian National Science Academy*. <https://doi.org/10.1007/s43538-025-00485-0>

- Mejia-Avendano, S., Munoz, G., Vo Duy, S., Desrosiers, M., Benoi, T. P., Sauve, S., & Liu, J. (2017). Novel Fluoroalkylated Surfactants in Soils Following Firefighting Foam Deployment During the Lac-Mégantic Railway Accident. *Environ Sci Technol*, 51(15), 8313-8323. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02028>
- Munoz, G., Liu, M., Vo Duy, S., Liu, J., & Sauve, S. (2023). Target and nontarget screening of PFAS in drinking water for a large-scale survey of urban and rural communities in Quebec, Canada. *Water Res*, 233, 119750. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119750>
- Nian, M., Luo, K., Luo, F., Aimuzi, R., Huo, X., Chen, Q., Tian, Y., & Zhang, J. (2020). Association between Prenatal Exposure to PFAS and Fetal Sex Hormones: Are the Short-Chain PFAS Safer? *Environ Sci Technol*, 54(13), 8291-8299. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02444>
- Palarea-Albaladejo, J., & Martín-Fernández, J. A. (2015). zCompositions -- R package for multivariate imputation of left-censored data under a compositional approach. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 143, 85--96. <https://doi.org/10.1016/j.chemolab.2015.02.019>
- Pan, C. G., Liu, Y. S., & Ying, G. G. (2016). Perfluoroalkyl substances (PFASs) in wastewater treatment plants and drinking water treatment plants: Removal efficiency and exposure risk. *Water Res*, 106, 562-570. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.045>
- Picard, J.-C., Munoz, G., Vo Duy, S., & Sauvé, S. (2021). Longitudinal and vertical variations of waterborne emerging contaminants in the St. Lawrence Estuary and Gulf during winter conditions. *Science of The Total Environment*, 777. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146073>
- R Core Team. (2025). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. In R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rachel Carson. (1962). *Silent Spring*.
- Rayne, S., & Forest, K. (2009). Perfluoroalkyl sulfonic and carboxylic acids: a critical review of physicochemical properties, levels and patterns in waters and wastewaters, and treatment methods. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*, 44(12), 1145-1199. <https://doi.org/10.1080/10934520903139811>
- Rekik, H., Arab, H., Pichon, L., El Khakani, M. A., & Drogui, P. (2024). Per-and polyfluoroalkyl (PFAS) eternal pollutants: Sources, environmental impacts and treatment processes. *Chemosphere*, 358, 142044. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142044>
- Remucal, C. K. (2019). Spatial and temporal variability of perfluoroalkyl substances in the Laurentian Great Lakes. *Environ Sci Process Impacts*, 21(11), 1816-1834. <https://doi.org/10.1039/c9em00265k>
- République populaire de Chine. (2023). *List of new pollutants to be controlled (2023 edition)*.
- Ruyle, B. J., Pickard, H. M., LeBlanc, D. R., Tokranov, A. K., Thackray, C. P., Hu, X. C., Vecitis, C. D., & Sunderland, E. M. (2021). Isolating the AFFF Signature in Coastal Watersheds Using Oxidizable PFAS Precursors and Unexplained Organofluorine. *Environ Sci Technol*, 55(6), 3686-3695. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c07296>

- Saikat, S., Kreis, I., Davies, B., Bridgman, S., & Kamanyire, R. (2013). The impact of PFOS on health in the general population: a review. *Environ Sci Process Impacts*, 15(2), 329-335. <https://doi.org/10.1039/c2em30698k>
- Santé Canada. (2017). *Drinking Water Screening Values: Perfluoroalkylated Substances*.
- Santé Canada. (2018a). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Document technique – L'acide perfluorooctanoïque (APFO)*.
- Santé Canada. (2018b). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Document technique – Le sulfonate de perfluorooctane (SPFO)*.
- Santé Canada. (2024). *Objectif pour la qualité de l'eau potable au Canada - Substances per- et polyfluoroalkylées*. Gouvernement du Canada
- Schymanski, E. L., Zhang, J., Thiessen, P. A., Chirsir, P., Kondic, T., & Bolton, E. E. (2023). Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in PubChem: 7 Million and Growing. *Environ Sci Technol*, 57(44), 16918-16928. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c04855>
- Seung-Kyu, K., & Kurunthachalam, K. (2007). Perfluorinated acids in air, rain, snow, surface runoff, and lakes - Relative importance of pathways to contamination of urban lakes. *Environ Sci Technol*, 41, 8328-8334. <https://doi.org/10.1021/es072107t>
- Shah-Kulkarni, S., Kim, B. M., Hong, Y. C., Kim, H. S., Kwon, E. J., Park, H., Kim, Y. J., & Ha, E. H. (2016). Prenatal exposure to perfluorinated compounds affects thyroid hormone levels in newborn girls. *Environ Int*, 94, 607-613. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.06.024>
- Sharon Lerner. (2015). The Teflon Toxin - DuPont and the Chemistry of Deception. *The Intercept*. <https://theintercept.com/2015/08/11/dupont-chemistry-deception/>
- Shi, G., Xie, Y., Guo, Y., & Dai, J. (2018). 6:2 fluorotelomer sulfonamide alkylbetaine (6:2 FTAB), a novel perfluorooctane sulfonate alternative, induced developmental toxicity in zebrafish embryos. *Aquat Toxicol*, 195, 24-32. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.12.002>
- Statistique Canada. (2025). *Canada's population clock (real-time model)*. <https://www150.statcan.gc.ca/n1/pub/71-607-x/71-607-x2018005-eng.htm>
- Tan, Z., An, Z., Lv, J., Xiao, F., Li, L., Li, J., Duan, W., Guo, M., Zeng, X., Liu, Y., Li, A., & Guo, H. (2025). Tissue accumulation and hepatotoxicity of 8:2 chlorinated polyfluoroalkyl ether sulfonate: A multi-omics analysis deciphering hepatic amino acid metabolic dysregulation in mice. *J Hazard Mater*, 483, 136668. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136668>
- Teymoorian, T., Munoz, G., & Sauve, S. (2025). PFAS contamination in tap water: Target and suspect screening of zwitterionic, cationic, and anionic species across Canada and beyond. *Environ Int*, 195, 109250. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2025.109250>
- Teymoorian, T., Munoz, G., Vo Duy, S., Vaudreuil, M. A., Liu, M., Liu, J., & Sauve, S. (2025). A province-wide mapping of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in surface waters of the St. Lawrence River watershed, Quebec, Canada. *Sci Total Environ*, 1000, 180429. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180429>
- Thalheimer, A. H., McConney, L. B., Kalinovich, I. K., Pigott, A. V., Franz, J. D., Holbert, H. T., Mericas, D., & Puchacz, Z. J. (2017). *Use and Potential Impacts of AFFF Containing PFASs at Airports*. <https://doi.org/10.17226/24800>

- The Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, (2001). <https://chm.pops.int/TheConvention/Overview/tabid/3351/Default.aspx>
- Thompson, K. A., Ray, H., Gerrity, D., Quinones, O., Dano, E., Prieur, J., Vanderford, B., Steinle-Darling, E., & Dickenson, E. R. V. (2024). Sources of per- and polyfluoroalkyl substances in an arid, urban, wastewater-dominated watershed. *Sci Total Environ*, 940, 173361. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173361>
- Timshina, A., Aristizabal-Henao, J. J., Da Silva, B. F., & Bowden, J. A. (2021). The last straw: Characterization of per- and polyfluoroalkyl substances in commercially-available plant-based drinking straws. *Chemosphere*, 277, 130238. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130238>
- Trouborst, L. J. (2016). *Aqueous photolysis of 6:2 fluorotelomer sulfonamide alkylbetaine* [University of Toronto].
- Tshangana, C. S., Nhlengethwa, S. T., Glass, S., Denison, S., Kuvarega, A. T., Nkambule, T. T. I., Mamba, B. B., Alvarez, P. J. J., & Muleja, A. A. (2025). Technology status to treat PFAS-contaminated water and limiting factors for their effective full-scale application. *npj Clean Water*, 8(1). <https://doi.org/10.1038/s41545-025-00457-3>
- Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption (recast), (2020). <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj/eng>
- USEPA. (2018). *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)*.
- USEPA. (2019). *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*.
- USEPA. (2022). IRIS Toxicological Review of Perfluorobutanoic Acid (PFBA, CASRN 37522-4) and Related Salts.
- USEPA. (2024a). *FINAL Human Health Toxicity Assessment for Perfluorooctane Sulfonic Acid (PFOS) and Related Salts*.
- USEPA. (2024b). *FINAL Human Health Toxicity Assessment for Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Related Salts*.
- USEPA. (2024c). *ORD Human Health Toxicity Value for 6:2 Fluorotelomer Sulfonic Acid*.
- USEPA. (2024d). *PFAS National Primary Drinking Water Regulation*.
- USEPA. (2025a). *EPA Announces It Will Keep Maximum Contaminant Levels for PFOA, PFOS*. <https://www.epa.gov/newsreleases/epa-announces-it-will-keep-maximum-contaminant-levels-pfoa-pfos>
- USEPA. (2025b). *Great Lakes Facts and Figures*. <https://www.epa.gov/greatlakes/great-lakes-facts-and-figures>

- USEPA. (2025c). *IRIS Toxicological Review of Perfluorohexanesulfonic Acid (PFHxS, CASRN 335-46-4) and Related Salts*.
- Ville de Montréal. (2015). *Cartographie du Schéma d'aménagement et de développement*. <https://arcg.is/1v5KLb2>
- Wang, Y., Liu, M., Vo Duy, S., Munoz, G., Sauve, S., & Liu, J. (2024). Fast analysis of short-chain and ultra-short-chain fluorinated organics in water by on-line extraction coupled to HPLC-HRMS. *Sci Total Environ*, 943, 173682. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173682>
- Wang, Z., Cousins, I. T., Scheringer, M., & Hungerbühler, K. (2013). Fluorinated alternatives to long-chain perfluoroalkyl carboxylic acids (PFCAs), perfluoroalkane sulfonic acids (PFASs) and their potential precursors. *Environ Int*, 60, 242-248. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.08.021>
- Wang, Z., DeWitt, J. C., Higgins, C. P., & Cousins, I. T. (2017). A Never-Ending Story of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs)? *Environ Sci Technol*, 51(5), 2508-2518. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04806>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. In Springer-Verlag New York. <https://ggplot2.tidyverse.org>
- Xu, S., Chen, M., Feng, T., Zhan, L., Zhou, L., & Yu, G. (2021). Use ggbreak to effectively utilize plotting space to deal with large datasets and outliers. *Frontiers in Genetics*, 12, 774846. <https://doi.org/10.3389/fgene.2021.774846>
- Yan, P. F., Dong, S., Pennell, K. D., & Capiro, N. L. (2024). A review of the occurrence and microbial transformation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in aqueous film-forming foam (AFFF)-impacted environments. *Sci Total Environ*, 927, 171883. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171883>
- Yao, J., Pan, Y., Sheng, N., Su, Z., Guo, Y., Wang, J., & Dai, J. (2020). Novel Perfluoroalkyl Ether Carboxylic Acids (PFECAs) and Sulfonic Acids (PFESAs): Occurrence and Association with Serum Biochemical Parameters in Residents Living Near a Fluorochemical Plant in China. *Environ Sci Technol*, 54(21), 13389-13398. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02888>
- Yu, Q., Zhang, R., Deng, S., Huang, J., & Yu, G. (2009). Sorption of perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoate on activated carbons and resin: Kinetic and isotherm study. *Water Res*, 43(4), 1150-1158. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.12.001>
- Zhang, C., Yan, H., Li, F., & Zhou, Q. (2015). Occurrence and fate of perfluorinated acids in two wastewater treatment plants in Shanghai, China. *Environ Sci Pollut Res Int*, 22(3), 1804-1811. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2044-8>
- Zhao, P., Xia, X., Dong, J., Xia, N., Jiang, X., Li, Y., & Zhu, Y. (2016). Short- and long-chain perfluoroalkyl substances in the water, suspended particulate matter, and surface sediment of a turbid river. *Sci Total Environ*, 568, 57-65. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.221>
- Zheng, G., Eick, S. M., & Salamova, A. (2023). Elevated Levels of Ultrashort- and Short-Chain Perfluoroalkyl Acids in US Homes and People. *Environ Sci Technol*, 57(42), 15782-15793. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c06715>

ANNEXE A TABLEAUX ANNEXES

Tableau A.1 Limites de détection des 77 PFAS mesurés par le laboratoire de Prof. Sébastien
Sauvé pour la campagne d'échantillonnage du parc Éponge

Espèces	Limite de détection [ng/L]
PFPrA	0.004762
PFEtS	0.007278
PFBA	0.001742
PFPeA	0.00463
PFMPA	0.010438
PFPrS	0.002564
PFMBA	0.01139
4 :2 FTS	0.011062
PFHxPA	0.134409
3 :6 OPFHpA	0.014124
PFBS	0.000215
PFHxA	0.001779
5 :3 FtB	0.016779
GenX	0.003876
5 :1 :2 FtB	0.018657
PFEESA	0.002294
3 :3 Acid	0.002538
PFHpA	0.002688
PFPeS	0.001656
FBSA	0.00365
ADONA	0.004505
PFHxSAm	0.005325
PFHxSAmS	0.004425
6 :2 FTS	0.00122
6 :2 FTAB	0.022422
PFOAB	0.160256
PFOANO	0.018939
PFOPA	0.117371
4 :3 Acid	0.04902

Tableau A.1 Limites de détection des 77 PFAS mesurés par le laboratoire de Prof. Sébastien
Sauvé pour la campagne d'échantillonnage du parc Éponge (suite)

PFOA	0.002294
PFHxS	0.000725
MeFBSA	0.004587
PFOSAm	0.014164
PFOSNO	0.016779
PFOSAmS	0.007174
PFNA	0.003145
5 :3 Acid	0.040323
PFECHS	0.001984
PFOSB	0.108225
PFHpS	0.001887
6 :2 FTUCA	0.009506
8 :2 FTS	0.017065
FHxSA	0.002688
6 :2 FTCA	0.015773
PFDA	0.003623
PFOS	0.000279
FHpSA	0.002924
7 :3 Acid	0.019455
6 :2 Cl-PFESA	0.003623
FOSAA	0.010352
PFUnA	0.004274
8 :2 FTUCA	0.007236
FOSA	0.002604
8 :2 FTCA	0.02924
PFNS	0.003597
10 :2 FTS	0.024272
PFDoA	0.008237
MeFOSAA	0.018382
MeFOSA	0.00731
PFDS	0.004132
EtFOSAA	0.010571

Tableau A.1 Limites de détection des 77 PFAS mesurés par le laboratoire de Prof. Sébastien
Sauvé pour la campagne d'échantillonnage du parc Éponge (suite)

FDSA	0.003597
EtFOSA	0.007375
6 :6 PFPi	0.003289
10 :2 FTCA	0.043478
10 :2 FTUCA	0.008432
8 :2 Cl-PFESA	0.004545
PFTTrDA	0.012469
PFUdS	0.004545
PFDoS	0.007102
6 :8 PFPi	0.003546
PFTeDA	0.011312
PFTTrDS	0.005045
8 :8 PFPi	0.003817
PFHxDA	0.006925
PFOcDA	0.009328
Cl-PFOS	0.003378

Tableau A.2 Concentrations totales (77 PFAS), sommées de 25 PFAS et individuelles pour
les blancs de terrain du parc Éponge

Point	Blanc de terrain	
Événement	B	C
$\Sigma PFAS \left[\frac{ng}{L} \right]$	3.6	5.1
$\Sigma_{25} PFAS \left[\frac{ng}{L} \right]$	3.6	5.1
PFPPrA	0.0	0.0
PFEtS	0.0	0.0
PFBA	0.1	0.1
PFPeA	0.0	0.0
PFMPA	0.0	0.0
PFPPrS	0.0	0.0
PFMBA	0.0	0.0

Tableau A.2 Concentrations totales (77 PFAS), sommées de 25 PFAS et individuelles pour les blancs de terrain du parc Éponge (suite)

4 :2 FTS	0.0	0.0
PFHxPA	0.0	0.0
3 :6 OPFHpA	0.0	0.0
PFBS	0.0	0.6
PFHxA	0.0	0.1
5 :3 FtB	0.0	0.0
GenX	0.0	0.0
5 :1 :2 FtB	0.0	0.0
PFEESA	0.0	0.0
3 :3 Acid	0.0	0.0
PFHpA	0.0	0.2
PFPeS	0.0	0.0
FBSA	0.0	0.0
ADONA	0.0	0.0
PFHxSAm	0.0	0.0
PFHxSAmS	0.0	0.0
6 :2 FTS	3.4	3.7
6 :2 FTAB	0.0	0.0
PFOAB	0.0	0.0
PFOANO	0.0	0.0
PFOPA	0.0	0.0
4 :3 Acid	0.0	0.0
PFOA	0.0	0.1
PFHxS	0.0	0.0
MeFBSA	0.0	0.0
PFOSAm	0.0	0.0
PFOSNO	0.0	0.0
PFOSAmS	0.0	0.0
PFNA	0.0	0.1
5 :3 Acid	0.0	0.0
PFECHS	0.0	0.0
PFOSB	0.0	0.0

Tableau A.2 Concentrations totales (77 PFAS), sommées de 25 PFAS et individuelles pour les blancs de terrain du parc Éponge (suite)

PFHpS	0.0	0.0
6 :2 FTUCA	0.0	0.0
8 :2 FTS	0.0	0.0
FHxSA	0.0	0.0
6 :2 FTCA	0.0	0.0
PFDA	0.0	0.1
PFOS	0.0	0.0
FHpSA	0.0	0.0
7 :3 Acid	0.0	0.0
6 :2 Cl-PFESA	0.0	0.0
FOSAA	0.0	0.0
PFUnA	0.0	0.0
8 :2 FTUCA	0.0	0.0
FOSA	0.0	0.0
8 :2 FTCA	0.0	0.0
PFNS	0.0	0.0
10 :2 FTS	0.0	0.0
PFDoA	0.0	0.1
MeFOSAA	0.0	0.0
MeFOSA	0.0	0.0
PFDS	0.0	0.0
EtFOSAA	0.0	0.0
FDSA	0.0	0.0
EtFOSA	0.0	0.0
6 :6 PFPi	0.0	0.0
10 :2 FTCA	0.0	0.0
10 :2 FTUCA	0.0	0.0
8 :2 Cl-PFESA	0.0	0.0
PFTTrDA	0.0	0.0
PFUdS	0.0	0.0
PFDoS	0.0	0.0
6 :8 PFPi	0.0	0.0

[illegible][illegible]

[illegible]

Tableau A.4 Concentrations totales (77 PFAS), sommées de 25 PFAS et individuelles pour l'événement C du parc Éponge (suite)

MeFOSA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFDS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
EtFOSAA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
FDSA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
EtFOSA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
6:6 PFPi	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
10:2 FTCA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
10:2 FTUCA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFTTrDA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFUdS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFDoS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
6:8 PFPi	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFTeDA	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFTTrDS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
8:8 PFPi	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFHxDA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFOcDA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Cl-PFOS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Tableau A.5 Limites de détection des 77 PFAS mesurés par le laboratoire de Prof. Sébastien Sauvé pour la campagne d'échantillonnage des ruisseaux R1 et R2

Espèces	Limite de détection [ng/L]
PFPPrA	0.110016
PFEtS	0.330117
PFBA	0.81476
PFPeA	0.048689
PFMPA	0.067669
PFPPrS	0.239273
PFMBA	0.125478
4 :2 FTS	0.181146
PFHxPA	0.609416

Tableau A.5 Limites de détection des 77 PFAS mesurés par le laboratoire de Prof. Sébastien Sauvé pour la campagne d'échantillonnage des ruisseaux R1 et R2 (suite)

3,6 OPFHpA	0.038634
PFBS	0.07258
PFHxA	0.067095
5 :3 FtB	0.401883
GenX	0.043802
5 :1 :2 FtB	0.229252
PFEESA	0.208055
3 :3 Acid	0.082892
PFHpA	0.065476
PFPeS	0.215995
FBSA	0.872201
ADONA	0.167686
PFHxSAm	2.553007
PFHxSAmS	3.636532
6 :2 FTS	0.379415
6 :2 FTAB	0.187705
PFOAB	0.465021
PFOANO	1.15193
PFOPA	0.506165
4 :3 Acid	0.069931
PFOA	0.102688
PFHxS	0.980547
MeFBSA	1.022529
PFOSAm	0.207319
PFOSNO	1.090786
PFOSAmS	1.325974
PFNA	0.417266
5 :3 Acid	0.20487
PFECHS	0.257864
PFOSB	0.223831
PFHpS	0.245914
6 :2 FTUCA	0.125048
8 :2 FTS	0.047686

Tableau A.5 Limites de détection des 77 PFAS mesurés par le laboratoire de Prof. Sébastien Sauvé pour la campagne d'échantillonnage des ruisseaux R1 et R2 (suite)

FHxSA	0.786185
6 :2 FTCA	0.090708
PFDA	0.048798
PFOS	0.02362
FHpSA	0.73143
7 :3 Acid	0.122165
6 :2 Cl-PFESA	0.097311
FOSAA	1.447983
PFUnA	0.050477
8 :2 FTUCA	0.109843
FOSA	0.224343
8 :2 FTCA	0.084882
PFNS	0.212658
10 :2 FTS	0.169616
PFDoA	0.126032
MeFOSAA	0.363569
MeFOSA	0.700906
PFDS	0.117491
EtFOSAA	0.433008
FDSA	0.097938
EtFOSA	0.579939
6 :6 PFPi	0.890921
10 :2 FTCA	0.066677
10 :2 FTUCA	0.123221
8 :2 Cl-PFESA	0.100217
PFTTrDA	0.227103
PFUdS	0.072597
PFDoS	0.105783
6 :8 PFPi	0.292177
PFTeDA	0.033754
PFTTrDS	0.16452
8 :8 PFPi	1.135571
PFHxDA	0.303584

Tableau A.5 Limites de détection des 77 PFAS mesurés par le laboratoire de Prof. Sébastien Sauvé pour la campagne d'échantillonnage des ruisseaux R1 et R2 (suite)

PFOcDA	0.558536
Cl-PFOS	0.137904

Tableau A.6 Concentrations totales (77 PFAS), sommées de 25 PFAS et individuelles pour les blancs de terrain des ruisseaux R1 et R2

Point	Blanc de terrain	
Événement	B	C
$\Sigma PFAS \left[\frac{ng}{L} \right]$	0.1	2.1
$\Sigma_{25} PFAS \left[\frac{ng}{L} \right]$	0.1	1.9
5:1:2 FtB	0.0	0.0
6:2 FTAB	0.0	0.0
5:3 FtB	0.0	1.5
6:2 FTS	0.0	0.0
8:2 FTS	0.0	0.0
FHxSA	0.0	0.0
10:2 FTS	0.0	0.0
6:2 FTCA	0.0	0.0
FOSAA	0.0	0.0
PFOS	0.0	0.0
PFHxS	0.0	0.1
PFECHS	0.0	0.0
PFBS	0.0	0.0
PFPeS	0.1	0.4
PFPrS	0.0	0.0
PFPeA	0.0	0.0
PFHxA	0.0	0.0
PFBA	0.0	0.0
PFHpA	0.0	0.0
PFOA	0.0	0.0
PFNA	0.0	0.0
PFHxSAm	0.0	0.0
PFHxSAmS	0.0	0.0

Tableau A.6 Concentrations totales (77 PFAS), sommées de 25 PFAS et individuelles pour les blancs de terrain des ruisseaux R1 et R2 (suite)

PFOSAmS	0.0	0.0
PFOANO	0.0	0.0
MeFBSA	0.0	0.0
PFOSNO	0.0	0.0
8:8 PFPi	0.0	0.0
6:6 PFPi	0.0	0.0
FBSA	0.0	0.0
PFPrA	0.0	0.0
PFOcDA	0.0	0.0
PFHxPA	0.0	0.0
FHpSA	0.0	0.0
MeFOSA	0.0	0.0
EtFOSA	0.0	0.0
PFEtS	0.0	0.0
GenX	0.0	0.0
PFOPA	0.0	0.0
PFDA	0.0	0.0
PFMPA	0.0	0.2
PFMBA	0.0	0.0
4:2 FTS	0.0	0.0
3,6 OPFHpA	0.0	0.0
PFEESA	0.0	0.0
3:3 Acid	0.0	0.0
ADONA	0.0	0.0
PFOAB	0.0	0.0
4:3 Acid	0.0	0.0
PFOSAm	0.0	0.0
5:3 Acid	0.0	0.0
PFOSB	0.0	0.0
PFHpS	0.0	0.0
6:2 FTUCA	0.0	0.0
7:3 Acid	0.0	0.0
6:2 Cl-PFESA	0.0	0.0

Tableau A.6 Concentrations totales (77 PFAS), sommées de 25 PFAS et individuelles pour les blancs de terrain des ruisseaux R1 et R2 (suite)

PFUnA	0.0	0.0
8:2 FTUCA	0.0	0.0
FOSA	0.0	0.0
8:2 FTCA	0.0	0.0
PFNS	0.0	0.0
PFD _o A	0.0	0.0
MeFOSAA	0.0	0.0
PFDS	0.0	0.0
EtFOSAA	0.0	0.0
FDSA	0.0	0.0
10:2 FTCA	0.0	0.0
10:2 FTUCA	0.0	0.0
8:2 Cl-PFESA	0.0	0.0
PFT _r DA	0.0	0.0
PFU _d S	0.0	0.0
PFD _o S	0.0	0.0
6:8 PFPi	0.0	0.0
PFT _e DA	0.0	0.0
PFT _r DS	0.0	0.0
PFH _x DA	0.0	0.0
Cl-PFOS	0.0	0.0

Tableau A.7 Concentrations totales (77 PFAS), sommées de 25 PFAS et individuelles pour les points du ruisseau R1

Point	R1-3.7			R1-3.3		
Événement	A	B	C	A	B	C
$\Sigma PFAS \left[\frac{ng}{L} \right]$	15	25	39	52	34	35
$\Sigma_{25} PFAS \left[\frac{ng}{L} \right]$	11	21	29	43	26	27
5:1:2 FtB	0.0	0.4	0.0	0.5	0.6	0.5
6:2 FTAB	3.1	3.5	8.5	5.6	6.2	6.3
5:3 FtB	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
6:2 FTS	0.5	0.6	2.4	11	2.4	2.1

Tableau A.7 Concentrations totales (77 PFAS), sommées de 25 PFAS et individuelles pour les points du ruisseau R1 (suite)

8:2 FTS	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0
FHxSA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
10:2 FTS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
6:2 FTCA	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0
FOSAA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFOS	1.2	1.5	0.8	0.7	0.8	0.8
PFHxS	1.5	1.2	0.0	0.0	1.0	0.0
PFECHS	0.3	0.3	0.4	0.3	0.3	0.5
PFBS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFPeS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFPrS	0.3	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
PFPeA	3.7	3.8	12	8.4	8.3	9.3
PFHxA	2.1	2.4	6.1	3.2	2.9	5.1
PFBA	0.0	9.4	4.1	17	8.9	6.2
PFHpA	0.8	0.9	1.9	1.1	1.0	1.7
PFOA	0.6	0.7	1.0	0.4	0.5	0.9
PFNA	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.4
PFHxSAm	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFHxSAmS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFOSAmS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFOANO	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
MeFBSA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFOSNO	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
8:8 PFPi	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
6:6 PFPi	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
FBSA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFPrA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFOcDA	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0
PFHxPA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
FHpSA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
MeFOSA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
EtFOSA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFEtS	0.4	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0

Tableau A.7 Concentrations totales (77 PFAS), sommées de 25 PFAS et individuelles pour les points du ruisseau R1 (suite)

GenX	0.2	0.0	0.1	0.4	0.3	0.0
PFOPA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFDA	0.2	0.2	0.4	0.1	0.1	0.4
PFMPA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFMBA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
4:2 FTS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
3,6 OPFHpA	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
PFEESA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
3:3 Acid	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
ADONA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFOAB	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
4:3 Acid	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFOSAm	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
5:3 Acid	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0
PFOSB	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFHpS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
6:2 FTUCA	0.0	0.0	0.4	0.4	0.0	0.3
7:3 Acid	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
6:2 Cl-PFESA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFUnA	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1
8:2 FTUCA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
FOSA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
8:2 FTCA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFNS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFDaA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
MeFOSAA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFDS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
EtFOSAA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
FDSA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
10:2 FTCA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
10:2 FTUCA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
8:2 Cl-PFESA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFTTrDA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Tableau A.7 Concentrations totales (77 PFAS), sommées de 25 PFAS et individuelles pour les points du ruisseau R1 (suite)

PFUdS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFDoS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
6:8 PFPi	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFTeDA	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0
PFTTrDS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFHxDA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Cl-PFOS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Tableau A.8 Concentrations totales (77 PFAS), sommées de 25 PFAS et individuelles pour les points du ruisseau R2

Point	R2-4.3		R2-2.9			R2-2.9P3			R2-2.1		
Événement	A	B	A	B	C	A	B	C	A	B	C
$\Sigma PFAS \left[\frac{ng}{L}\right]$	471	670	427	813	300	256	239	59	568	469	146
$\Sigma_{25} PFAS \left[\frac{ng}{L}\right]$	380	561	324	598	142	146	112	37	355	319	77
5:1:2 FtB	33	27	54	113	96	18	33	1.5	107	69	37
6:2 FTAB	15	15	11	29	26	37	33	2.4	44	28	10
5:3 FtB	4.3	4.0	7.4	17	15	3.4	5.0	0.0	15	9.8	4.8
6:2 FTS	53	100	36	122	29	15	11	2.5	67	44	11
8:2 FTS	18	26	9.2	16	3.3	25	13	3.2	20	15	3.6
FHxSA	4.1	8.5	5.1	10	1.6	0.0	0.0	0.0	5.4	5.5	0.8
10:2 FTS	3.3	2.4	3.0	2.1	0.7	0.8	0.0	0.0	1.3	1.4	0.4
6:2 FTCA	1.5	1.5	1.5	2.2	0.0	1.5	0.8	0.0	1.8	1.8	0.0
FOSAA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFOS	59	63	72	90	15	9.9	8.4	2.8	50	58	9.3
PFHxS	52	73	59	90	16	15	12	2.0	48	51	7.1
PFECHS	12	14	8.0	15	14	44	52	16	26	22	13
PFBS	7.6	11	7.8	15	2.4	3.9	1.4	1.6	5.8	6.9	0.0
PFPeS	6.9	10	7.3	11	1.6	2.1	1.7	0.2	5.7	6.3	0.8
PFPPrS	3.5	5.4	3.7	5.5	0.8	1.6	1.2	0.3	3.1	3.3	0.5
PFPeA	73	143	61	120	37	30	27	10	73	63	19
PFHxA	36	65	33	66	14	14	13	4.8	39	30	9.6
PFBA	50	31	19	34	12	13	10	3.4	23	26	9.8

Tableau A.8 Concentrations totales (77 PFAS), sommées de 25 PFAS et individuelles pour les points du ruisseau R2 (suite)

PFHpA	12	19	9.0	16	5.8	8.5	7.1	3.0	13	9.9	3.7
PFOA	7.4	12	5.6	11	3.0	4.8	4.1	1.7	7.5	6.0	2.1
PFNA	1.8	2.7	1.6	2.1	0.9	2.7	2.3	0.7	2.5	2.1	0.8
PFHxSAm	5.5	17	3.5	5.8	0.0	0.0	0.0	0.0	2.8	2.9	0.0
PFHxSAmS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFOSAmS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFOANO	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
MeFBSA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFOSNO	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
8:8 PFPi	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
6:6 PFPi	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
FBSA	1.2	2.4	1.1	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	1.2	0.0
PFPrA	0.0	1.0	0.0	5.5	2.9	1.2	0.0	2.0	0.0	0.1	0.0
PFOcDA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFHxPA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
FHpSA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
MeFOSA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
EtFOSA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFEtS	0.6	0.7	0.5	0.5	0.0	0.5	0.5	0.0	0.5	0.0	0.4
GenX	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.3	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0
PFOPA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFDA	1.5	1.8	1.2	1.3	0.6	0.4	0.3	0.3	1.0	1.0	0.5
PFMPA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFMBA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
4:2 FTS	0.2	0.5	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
3,6 OPFHpA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFEESA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
3:3 Acid	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
ADONA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFOAB	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
4:3 Acid	0.9	1.5	0.7	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.8	0.0
PFOSAm	0.7	1.9	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2
5:3 Acid	1.2	2.0	1.2	2.3	0.7	0.7	0.6	0.0	1.5	1.2	0.5

Tableau A.8 Concentrations totales (77 PFAS), sommées de 25 PFAS et individuelles pour les points du ruisseau R2 (suite)

PFOSB	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFHpS	1.1	1.4	1.3	2.0	0.3	0.0	0.0	0.0	1.1	1.1	0.0
6:2 FTUCA	0.4	0.3	0.3	0.7	0.3	0.8	0.3	0.0	0.3	0.5	0.0
7:3 Acid	1.1	2.6	0.6	1.1	0.0	0.5	0.3	0.0	0.7	0.6	0.0
6:2 Cl-PFESA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFUnA	0.3	0.2	0.2	0.1	0.1	0.3	0.2	0.0	0.2	0.2	0.1
8:2 FTUCA	0.4	0.3	0.3	0.3	0.0	0.3	0.2	0.0	0.3	0.3	0.0
FOSA	0.4	0.5	0.3	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.3	0.0
8:2 FTCA	1.2	1.3	0.6	1.1	0.0	0.7	0.4	0.0	1.0	0.9	0.0
PFNS	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFDaA	0.2	0.1	0.2	0.0	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0
MeFOSAA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFDS	0.3	0.2	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.2	0.2	0.1
EtFOSAA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
FDSA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
10:2 FTCA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
10:2 FTUCA	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
8:2 Cl-PFESA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFTTrDA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFUdS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFDoS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
6:8 PFPi	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6
PFTeDA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
PFTTrDS	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PFHxDA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Cl-PFOS	0.2	0.0	0.3	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0