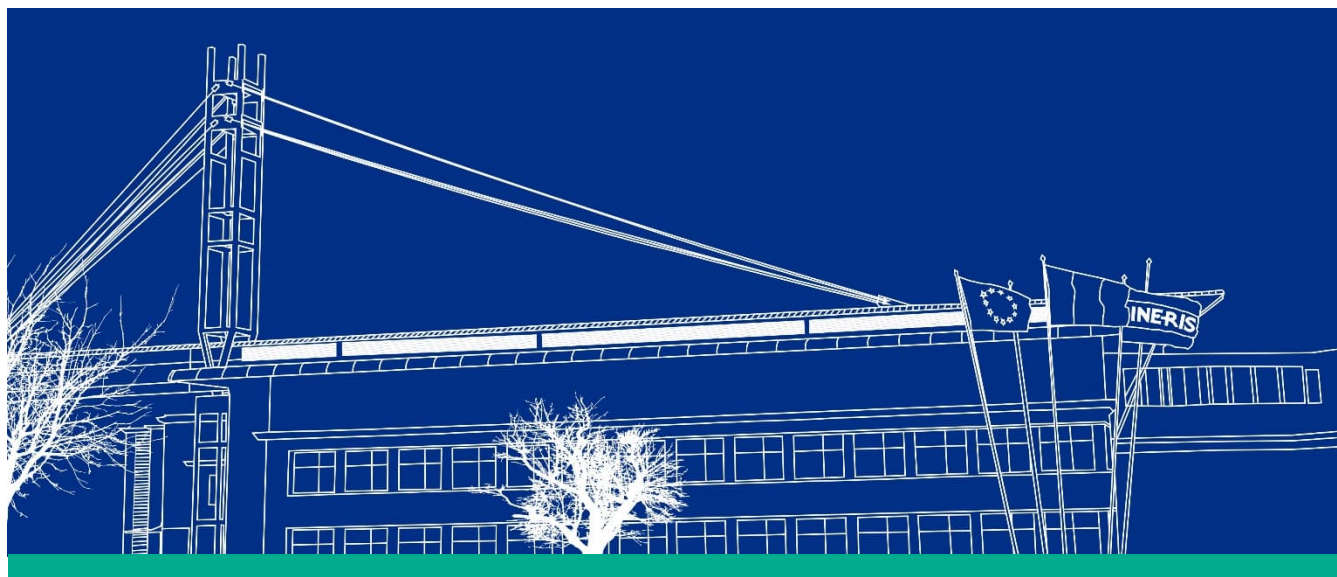




(ID Modèle = 454913)

Ineris - 230720 - 2849455 - v1.0

20/01/2026

Comportement des substances per et polyfluoroalkylées (PFAS) dans les sols et les eaux souterraines

Rapport d'avancement : travaux expérimentaux menés par
l'Ineris en 2025 et perspectives

PRÉAMBULE

Le présent document a été réalisé au titre de la mission d'appui aux pouvoirs publics confiée à l'Ineris, en vertu des dispositions de l'article R131-36 du Code de l'environnement.

La responsabilité de l'Ineris ne peut pas être engagée, directement ou indirectement, du fait d'inexactitudes, d'omissions ou d'erreurs ou tous faits équivalents relatifs aux informations utilisées.

L'exactitude de ce document doit être appréciée en fonction des connaissances disponibles et objectives et, le cas échéant, de la réglementation en vigueur à la date d'établissement du document. Par conséquent, l'Ineris ne peut pas être tenu responsable en raison de l'évolution de ces éléments postérieurement à cette date. La mission ne comporte aucune obligation pour l'Ineris d'actualiser ce document après cette date.

Au vu de ses missions qui lui incombent, l'Ineris, n'est pas décideur. Les avis, recommandations, préconisations ou équivalent qui seraient proposés par l'Ineris dans le cadre des missions qui lui sont confiées, ont uniquement pour objectif de conseiller le décideur dans sa prise de décision. Par conséquent, la responsabilité de l'Ineris ne peut pas se substituer à celle du décideur qui est donc notamment seul responsable des interprétations qu'il pourrait réaliser sur la base de ce document. Tout destinataire du document utilisera les résultats qui y sont inclus intégralement ou sinon de manière objective. L'utilisation du document sous forme d'extraits ou de notes de synthèse s'effectuera également sous la seule et entière responsabilité de ce destinataire. Il en est de même pour toute autre modification qui y serait apportée. L'Ineris dégage également toute responsabilité pour chaque utilisation du document en dehors de l'objet de la mission.

Nom de la Direction en charge du rapport : DIRECTION SITES ET TERRITOIRES

Rédaction : MICHEL-MALFAIT Julien

Vérification : CHARMOILLE ARNAUD

Approbation : Document approuvé le 20/01/2026 par DUPLANTIER STEPHANE

Liste des personnes ayant participé à l'étude : Lamyae EL-MRABET, Hervé ADRIEN, Jérôme BEAUMONT, Jean-Pierre BLANQUET, Claudine CHATELLIER, Ahmad EL-MASRI (Ineris), Sophie DORGE (UHA) Gwenaëlle TROUVE (UHA)

Table des matières

1	Contexte et objet du rapport	8
2	Travaux expérimentaux menés en 2025	10
2.1	Sols étudiés.....	10
2.2	Mise en évidence de la proportion relative des différentes familles de PFAS dans un sol pollué	12
2.2.1	Contexte et objectif	12
2.2.2	Programme analytique	13
2.2.3	Résultats.....	15
2.2.4	Conclusion sur la proportion relative des différentes familles de PFAS dans les sols impactés par l'utilisation de mousses d'extinction d'incendie et l'ennoblissement textile	18
2.3	Relargage des PFAS à partir de sols historiquement impactés.....	19
2.3.1	Contexte et objectif	19
2.3.2	Matériel et méthodes.....	19
2.3.3	Résultats.....	21
3	Conclusion et perspectives	29
4	Références.....	31

Table des figures

Figure 1 : Proportion des différentes familles de PFAS dans l'échantillon B2	15
Figure 2 : Proportion des différentes familles de PFAS dans l'échantillon C2	16
Figure 3 : Proportion des différentes familles de PFAS dans l'échantillon S1 et concentrations des PFAS de la directive EDCH.....	16
Figure 4 : Pourcentages de relargage des PFAS pour le sol B2 (24h).....	23
Figure 5 : Pourcentages de relargage des PFAS pour le sol C2 (24h)	25
Figure 6 : Pourcentages de relargage des PFAS pour le sol S1 (24h).....	26

Table des illustrations

Tableau 1 : Caractérisation physico-chimique des sols B2 et S1	11
Tableau 2 : PFAS analysés dans les échantillons de sol	13
Tableau 3 : PFAS analysés dans les solutions	20
Tableau 4 : Constante de partage K_D et $\log K_{OC}$ pour le sol B2	24
Tableau 5 : Constante de partage K_D et $\log K_{OC}$ pour le sol C2.....	26
Tableau 6 : Constante de partage K_D et $\log K_{OC}$ pour le sol S1	27
Tableau 7 : Comparaison des K_D entre les sols C2 et B2.....	28

LISTE DES ABREVIATIONS

ADONA	acide 4,8-dioxa-3H-perfluorononanoïque
C6O4/F-DIOX	acide 2,2-difluoro-2-[2,2,4,5-tétrafluoro-5-(trifluorométhoxy)-1,3-dioxolan-4-yl]oxyacétique
CI-PFESA	acide sulfonique d'éther per et polyfluoroalkylé chloré
DCE	directive cadre sur l'eau
ECHA	agence européenne des produits chimiques
EDCH	eaux destinées à la consommation humaine
EEE	espace économique européen
EtFOSE	éthylperfluorooctanesulfonamidoéthanol
FASA	sulfonamide d'alkyl perfluoré
FASAA	acide acétique de sulfonamide d'alkyl perfluoré
FTAB	sulfonamide alkylbétaine de fluorotélomère
FTCA	acide carboxylique fluorotélomère
FTUCA	acide carboxylique insaturé fluorotélomère
FTOH	alcool de fluorotélomère
FTS	sulfonate de fluorotélomère
HFPO-DA	acide 2,3,3,3-Tétrafluor-2-(Heptafluoropropoxy)Propanoïque
HPFHpA	acide 7H-perfluoroheptanoïque
IGEDD	inspection générale de l'environnement et du développement durable
INRAE	institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement
MePFBSA	N-méthylperfluorobutanesulfonamide
MePFBSAA	N-méthylperfluorobutanesulfonamide acétate
MePFOSE	méthylperfluorooctanesulfonamidoéthanol
N-EtFOSA	N-éthyl perfluorooctanesulfonamide
N-EtFOSAA	acide N-éthylperfluorooctanesulfamido acétique
N-MeFOSA	N-méthylperfluorooctanesulfonamide
N-MeFOSAA	acide N-méthylperfluorooctane sulfonamide acétique
NAFION_BP2	acide 7H-perfluoro-4-méthyl-3,6-dioxaoctanesulfonique
PAP	phosphate d'alkyls polyfluorés
PBSA	perfluorobutanesulfonamide
PFAA	acides perfluoroalkylés
PFAS	substances per et polyfluoroalkylées
PFBA	acide perfluorobutanoïque
PFBS	acide perfluorobutanesulfonique
PFCA	acide carboxylique perfluoré
PFDA	acide perfluorodécanoïque
PFDoDA	acide perfluorododécanoïque
PFDoDS	acide perfluorododécanesulfonique
PFDS	acide perfluorodécanesulfonique
PFEA	acide d'éther per et polyfluoroalkylé
PFECA	acide carboxylique d'éther per et polyfluoroalkylé
PFECHS	acide perfluoro-éthylcyclohexanesulfonique
PFESA	acide sulfonique d'éther per et polyfluoroalkylé
PFHpA	acide perfluoroheptanoïque
PFHpS	acide perfluoroheptanesulfonique
PFHxA	acide perfluorohexanoïque
PFHxDA	acide perfluorohexadécanoïque
PFHxS	acide perfluorohexanesulfonique
PFHxSA	perfluorohexanesulfonamide
PFMPA	acide perfluoro-4-oxapentanoïque
PFNA	acide perfluorononanoïque
PFNS	acide perfluorononanesulfonique
PFOA	acide perfluorooctanoïque
PFODA	acide perfluorooctadécanoïque
PFOS	acide perfluorooctane sulfonique
PFOSA	perfluorooctanesulfonamide
PFPeA	acide perfluoropentanoïque
PFPeS	acide perfluoropentanesulfonique

PFSA	acide sulfonique perfluoré
PFSE	per-fluorosulfonamidoéthanol
PFTeDA	acide perfluorotétradécanoïque
PFTrDA	acide perfluorotridécanoïque
PFTrDS	acide perfluorotridécane sulfonique
PFUnDA	acide perfluoroundécanoïque
PFUnDS	acide perfluoroundécane sulfonique
PMPA	acide Perfluoro-2-méthoxy-propanoïque
POP	polluants organiques persistants
REACH	registration, evaluation, authorization and restriction of chemicals
UE	union européenne
3,7-DMPFOA	acide 3,7-diméthylperfluorooctanoïque
4:2 FTS	acide 1H,1H,2H,2H-perfluorohexane sulfonique
5:3 FTCA	acide 2H,2H,3H,3H-perfluorooctanoïque
6:2 diPAP	6:2 polyfluoroalkylphosphate diester
6:2 FTAB	6:2 sulfonamide alkylbétaine de fluorotélomère
6:2 FTCA	6:2 acide carboxylique fluorotélomère
6:2 FTOH	6:2 alcool de fluorotélomère
6:2 FTS	6:2 sulfonate de fluorotélomère
6:2 FTUA	6:2 acide carboxylique fluorotélomère insaturé
6:2 FTUCA	acide 2H-perfluoro-2-octénoïque
7:3 FTCA	acide 3-perfluoroheptylpropanoïque
8:2 diPAP	8:2 polyfluoroalkylphosphate diester
8:2 FTCA	acide 2H,2H-perfluorodécanoïque
8:2 FTUCA	acide 2H-perfluoro-2-décénoïque
8:3 FTCA	acide 2H,2H,3H,3H-perfluorundécanoïque
8:2 FTS	8:2 sulfonate de fluorotélomère
9Cl-PF3ONS	acide 9-chloro-hexadécafluoro-3-oxanone-1-sulfonique
10:2 FTS	10:2 sulfonate de fluorotélomère
11Cl-PF3OUdS	Acide 2-((8-chloro-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8-hexadécafluorooctyl)oxy)-1,1,2,2-tétrafluoroéthane sulfonique

Résumé

Les travaux expérimentaux conduits par l'Ineris en 2025 sur les PFAS dans les sols ont concerné la caractérisation de la pollution de trois échantillons de sols, prélevés au droit d'un site industriel sur lequel des mousses d'extinction d'incendie ont été utilisées, sur un site d'entraînement au feu des pompiers et sur un site d'ennoblissement textile. L'évaluation du relargage des PFAS à partir de ces trois sols, vers les eaux souterraines, a également été menée, à l'échelle du laboratoire.

La pollution en PFAS des deux sols prélevés sur des sites impactés par des mousses d'extinction d'incendie avait déjà été caractérisée par l'analyse de 58 PFAS et présentée dans le rapport Ineris - 227153 - 2820038 - v1.0 du 16/12/2024. En 2025, cette caractérisation a été complétée par l'analyse d'un PFAS caractéristique de ce type de source de pollution, le 6:2 FTAB. Les mêmes 59 PFAS ont été recherchés dans le troisième échantillon de sol. Les résultats confirment que la composition d'un sol impacté par des mousses d'extinction d'incendie peut varier d'un site à un autre, en termes de familles de PFAS représentées et de composés présents au sein de ces familles. Toutefois, pour ces sols, la prise en compte des seuls **20 PFAS issus de la directive EDCH** (Directive (UE) 2020/2184 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine) **n'est pas suffisante pour expliquer la totalité de la pollution en PFAS**. Ceux-ci représentaient en effet de 5 à 59 % de la pollution dans les échantillons analysés. En revanche, **l'ajout de l'analyse des FTS et du 6:2 FTAB permet d'expliquer 99% de la pollution**. Ainsi, pour une évaluation plus robuste de l'exposition et du risque sanitaire sur **les sites impactés par des mousses d'extinction d'incendie, il est recommandé d'ajouter a minima les FTS et le 6 :2 FTAB au programme analytique, en plus des 20 PFAS de la directive EDCH**.

Par ailleurs, l'analyse d'un échantillon de sol impacté par des activités d'ennoblissement textile montre que, pour cette typologie de pollution, l'analyse des 20 PFAS de la directive EDCH permet d'expliquer **plus de 80% de la pollution**. Cependant, il est à noter qu'une partie de ces PFAS pourraient provenir de la dégradation de précurseurs utilisés dans l'industrie textile. Ainsi, leur présence dépendra des conditions physico-chimiques du milieu, des micro-organismes en présence et de l'âge de la pollution. **Dans certains cas, l'analyse des 20 PFAS de la directive EDCH pourrait donc ne pas être suffisante et devoir être complétée par l'analyse de précurseurs, comme les PFSE et les FTOH, ainsi que de leurs produits de dégradation, comme les FTCA.**

Par ailleurs, d'une manière générale, **le relargage des PFAS à partir de ces trois sols est très élevé**. Selon les critères de l'UBA (agence allemande de l'environnement), **tous les PFAS considérés dans le cadre de cette étude sont classés comme mobiles à très mobiles dans les sols et les eaux souterraines**. Ils auront donc la capacité de former des panaches de pollution étendus dans les eaux souterraines et pourront donc migrer loin des limites des sites impactés.

Les résultats des expériences de relargage montrent que **la longueur de la chaîne carbonée, la famille de PFAS et la teneur en matière organique du sol**, en particulier pour les PFAS à chaînes longues, sont des paramètres clés à prendre en compte pour l'évaluation de leur comportement dans les sols et donc de l'exposition de l'Homme. Pour les PFAS à chaînes courtes, d'autres composants du sol entreraient en jeu, comme **les limons et les argiles**. Cependant, la proportion de la contribution des différents mécanismes et composants du sol à la sorption des PFAS dans les sols reste un verrou. Des recherches complémentaires sont donc nécessaires, en particulier pour les PFAS à chaînes courtes qui ont été très peu investigués jusqu'à présent.

Les perspectives de travail ont pour objectif de contribuer à lever les verrous scientifiques identifiés dans le cadre de ces travaux sur le comportement des PFAS dans les sols, en combinant deux échelles.

A l'échelle du laboratoire, des travaux préliminaires de l'Ineris sur le sujet de la dégradation des PFAS, dont les résultats sont en cours d'exploitation, fournissent des indices d'une dégradation des FTS avec production de PFCA à chaînes courtes, correspondant aux PFAS les plus mobiles dans les sols et les eaux souterraines. Ainsi, il s'agira d'approfondir cette question afin de mettre en évidence dans quelle mesure les FTS, qui font partie des PFAS majoritaires dans les sols impactés par l'utilisation de mousses d'extinction d'incendie, ont la capacité de se dégrader en d'autres PFAS, mobiles dans l'environnement. L'influence de la force ionique, de la composition des eaux souterraines et des composants minéraux du sol sera également évaluée. Ces expériences permettront d'acquérir de

nouvelles connaissances sur le comportement des PFAS dans les sols et les eaux souterraines, prérequis à une meilleure évaluation et prédiction des expositions.

A l'échelle d'un site atelier, des prélèvements de sols et d'eaux souterraines seront réalisés, afin d'une part, d'évaluer la distribution des différentes familles de PFAS dans ces deux milieux pour les corréler et, d'autre part, de mettre en évidence l'évolution de la signature en PFAS dans les eaux souterraines en aval des sources de pollution, due à une possible dégradation.

Pour citer ce document, utilisez le lien ci-après :

Institut national de l'environnement industriel et des risques, Comportement des substances per et polyfluoroalkylées (PFAS) dans les sols et les eaux souterraines, Verneuil-en-Halatte : Ineris - 230720 2849455 - v1.0, 20/01/2026.

Mots-clés :

PFAS, sol, relargage

1 Contexte et objet du rapport

Les substances per et polyfluoroalkylées PFAS (de l'anglais per- and polyfluoroalkyl substances) sont des composés aliphatiques¹ fluorés synthétiques, formés de chaînes carbonées de différentes longueurs et de groupes fonctionnels hydrophiles. Cette famille regroupe plus de 12 000 substances. En raison de leurs propriétés hydrophobes (conférées par la chaîne carbonée), hydrophiles (générées par les groupes fonctionnels) et de leur **stabilité chimique**, due à la liaison C-F très forte, les PFAS ont été utilisés dans de **nombreux produits industriels et de consommation courante** depuis les années 1950, comme par exemple des surfactants, des revêtements et des détachants pour le textile, des revêtements anti-salissures et anti-graisses pour les sols, des emballages alimentaires, des ustensiles de cuisine non adhérents, des mousses pour l'extinction des feux, ou encore dans des cosmétiques (Cui et al., 2020 ; Buck et al., 2011). Par ailleurs, ces propriétés, couplées à une résistance à la dégradation physique, chimique et biologique, mènent à une forte **persistance dans l'environnement** de ces composés, à leur **bioaccumulation** ainsi qu'à une **présence ubiquiste** dans l'environnement (Sima et Jaffé, 2021 ; Ochoa-Herrera et al., 2016 ; Gyllenhammar et al., 2015 ; Ahrens, 2011). Par ailleurs, les PFAS ont des **effets toxiques chez l'Homme**. Par exemple, le PFOA (acide perfluorooctanoïque) peut provoquer des cancers du rein ou des testicules, un taux élevé de cholestérol ou encore des maladies de la thyroïde (Winqvist et Steenland, 2014a ; 2014b ; Barry et al., 2013). D'une manière générale, les PFAS sont associés à des perturbations endocriniennes, des anomalies du développement et un risque accru de cancer (Cousins et al., 2020). **Les substances les mieux documentées en termes de toxicité sont l'acide perfluorooctanoïque (PFOA) et l'acide perfluorooctanesulfonique PFOS.**

La mise en lumière de la contamination de différents milieux environnementaux, dont les sols, par les PFAS, a accéléré, en France, la prise de conscience du risque pour l'Homme et l'Environnement de ces molécules. Par ailleurs, au niveau réglementaire, plusieurs actions nationales et internationales poussent à leur prise en compte lors de l'analyse des différents milieux environnementaux. En particulier, le « **Plan d'action interministériel sur les PFAS** », publié en avril 2024, définit la doctrine du Gouvernement pour réduire le plus rapidement possible les risques associés aux PFAS. Ainsi, l'axe 1 vise à acquérir des connaissances sur les méthodes de mesures des émissions, sur la dissémination et les expositions. L'évaluation des expositions des populations passe par la **compréhension du comportement de ces composés dans les différents milieux** environnementaux, notamment les sols et les eaux souterraines, afin de pouvoir **prédire leur relargage** à partir des sources de pollution ainsi que **leur transfert** dans ces milieux et mettre en place des **mesures de gestion** des pollutions donc de **réduction des risques sanitaires**, adaptées.

En effet, le comportement des PFAS dans les sols sera différent de celui des autres polluants organiques persistants en raison d'une chaîne carbonée poly ou perfluorée hydrophobe, associée à un groupe fonctionnel hydrophile. De nombreux travaux ont été publiés concernant les interactions entre les PFAS et les sols. Certains auteurs ont montré que le taux de protéines joue un rôle dans la rétention des PFAS dans les sols (Jones et al., 2003 ; Giesy et Kannan, 2002), tout comme la capacité d'échange anionique et le taux d'oxydes de fer (Li et al., 2019). D'autres auteurs ont montré que la sorption des PFAS dans les sols pouvait être expliquée par le COT et la teneur en argile (Hunter Anderson et al., 2019), le taux de carbone organique, le taux de limons et d'argile ainsi que le pH du sol (Knight et al., 2019) ou encore le taux de carbone organique, les oxydes métalliques ainsi que la fraction de limons et d'argile (Wang et al., 2021). Cependant, **à ce jour, il n'y a pas de consensus dans la littérature sur l'influence des propriétés principales du sol et leur hiérarchisation sur le comportement des PFAS dans ce milieu.**

Par ailleurs, les autres travaux publiés traitant du sujet des PFAS dans les sols et les eaux souterraines sont majoritairement dédiés à la recherche de solutions concernant leur traitement dans ces milieux. Les études permettant de quantifier leur relargage à partir de sols historiquement impactés par des PFAS sont peu nombreuses dans la littérature. De plus, elles concernent uniquement des sols impactés par des mousses d'extinction d'incendie et ne s'intéressent généralement qu'à une liste très restreinte de PFAS.

¹ Un composé organique est aliphatique lorsqu'il contient une chaîne carbonée linéaire ou ramifiée ouverte ou lorsqu'il comprend un ou plusieurs cycles non aromatiques.

Les travaux de l'Ineris sur le comportement des PFAS dans les sols et les eaux souterraines ont pour objectif de contribuer à lever ces verrous scientifiques, à savoir :

- identifier et hiérarchiser les mécanismes et les paramètres physico-chimiques responsables de la rétention/du relargage des PFAS dans les sols,
- caractériser le relargage des PFAS à partir de différentes sources de pollution, en considérant une large liste de PFAS (dont les FTS, sulfonates de fluorotélomères) et évaluer leur mobilité dans les sols et les eaux souterraines, en particulier par la détermination de constantes de partage sol/eau (K_D), afin de compléter les rares données de la littérature. En effet, des K_D et donc une quantification de leur mobilité dans les sols et les eaux souterraines, ne sont disponibles que pour un nombre limité de molécules, parmi les 20 PFAS de la directive EDCH(Directive (UE) 2020/2184 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine).

L'objectif de ce rapport est de présenter les travaux expérimentaux menés par l'Ineris en 2025 sur ce sujet, ainsi que les perspectives. La caractérisation des trois sols sur lesquels les expérimentations ont été menées est tout d'abord présentée, notamment en termes de familles de PFAS présentes au regard des différentes typologies de pollution étudiées. Ensuite, les résultats des expériences de relargage mises en œuvre sur ces trois sols sont détaillés.

2 Travaux expérimentaux menés en 2025

2.1 Sols étudiés

Dans le cadre des travaux expérimentaux menés en 2025 sur le comportement des PFAS dans les sols, **trois sols ont été utilisés : sols B2, C2 et S1**. Les sols **B2 et C2** ont été présentés dans le rapport Ineris - 227153 - 2820038 - v1.0 du 16/12/204. Ils ont été prélevés respectivement au droit d'un site industriel sur lequel des mousses d'extinction d'incendie ont été utilisées, entre 2,5 et 3,6 m de profondeur et sur un site d'entraînement au feu de pompiers, à une profondeur de 5 à 30 cm. En 2024, ces deux sols ont fait l'objet des expérimentations suivantes :

- caractérisation physico-chimique : granulométrie, carbone organique, matière organique et pH pour le sol C2. La caractérisation physico-chimique du sol B2 était en cours lors de la rédaction du rapport Ineris - 227153 - 2820038 - v1.0 du 16/12/204,
- caractérisation de la pollution en PFAS : analyse de 58 PFAS d'une part dans les fractions inférieures à 2 mm, utilisées pour les expériences de laboratoire, afin de mettre en évidence les proportions relatives des différentes familles de PFAS et de 20 à 42 PFAS d'autre part dans la fraction totale afin d'identifier la répartition des PFAS selon la granulométrie. Les résultats ont montré que les expériences de laboratoire conduites sur des fractions inférieures à 2 mm sont cohérentes avec la prise en compte de l'ensemble de la pollution en PFAS des sols, puisque les mêmes PFAS ont été quantifiés dans cette fraction et dans la fraction totale, à des concentrations similaires. Il a également été montré que, parmi les 58 PFAS analysés, la prise en compte des seuls 20 PFAS issus de la directive EDCH n'est pas suffisante pour décrire la totalité de la pollution aux PFAS de sols impactés par des mousses d'extinction d'incendie. Ceux-ci représentaient entre 33 et 61 % de la pollution totale analysée dans les échantillons. L'ajout des FTS permettait en revanche d'expliquer plus de 95 % de la pollution,
- réalisation de cinétiques de relargage des PFAS à partir des deux sols, sous différentes conditions pour le sol C2. Les résultats étaient en cours d'exploitation lors de la publication du rapport Ineris - 227153 - 2820038 - v1.0 du 16/12/204.

Le sol **S1** a été prélevé au droit d'un site d'ennoblissement textile, dans l'horizon supérieur, entre 0 et 30 cm. Après prélèvement, il a été homogénéisé et séché à l'air à température ambiante. La caractérisation physico-chimique a été déterminée par l'INRAE Arras. Elle est présentée Tableau 1 pour le sol S1 ainsi que pour le sol B2, pour lequel les résultats n'étaient pas disponibles lors de la publication du rapport Ineris - 227153 - 2820038 - v1.0 du 16/12/204 (fraction inférieure à 2 mm, correspondant à la fraction utilisée lors des expériences de laboratoire).

Tableau 1 : Caractérisation physico-chimique des sols B2 et S1

	Sol B2	Sol S1
Granulométrie		
<i>5 fractions sans décarbonatation (g kg⁻¹)</i>		
Argiles (< 2 µm)	123	49
Limons fins (2/20 µm)	178	66
Limons grossiers (20/50 µm)	168	44
Sables fins (50/200 µm)	331	166
Sables grossiers (200/2000 µm)	200	675
Carbone organique et azote total (g kg⁻¹)		
Carbone organique total	1,3	25,3
Azote total	0,24	1,77
Matière organique (g kg ⁻¹)	2,25	43,7
Rapport C/N	5,5	14,2
pH eau	8	5,7
Calcaire total (g kg ⁻¹)	<1	<1

Les sols B2 et S1 sont majoritairement sableux (53 et 84 % en masse pour ces deux échantillons respectivement). Le sol S1 contient en majorité des sables grossiers (67,5 %). Sa teneur en argile est plus faible que celle du sol B2 (respectivement 5 et 12 % pour S1 et B2).

La teneur en carbone organique du sol B2 est faible (0,13 %). Elle est plus élevée pour le sol S1 (2,5 %). La même tendance est observée pour les teneurs en matière organique (0,2 et 4,4 % pour B2 et S1 respectivement). Par ailleurs, la différence entre les rapports C/N pour les deux sols (5,5 et 14,2 pour B2 et S1 respectivement), indique un degré différent de décomposition de la matière organique et donc une composition différente (Tan, 2014).

Le pH des deux sols est différent. Le sol B2 a un pH plutôt basique (8) alors que le sol S1 a un pH plutôt acide (5,7).

Le calcaire n'a pas été quantifié dans ces deux échantillons.

Ces deux sols sont donc relativement différents, d'une part au regard des sources de pollution et d'autre part au regard des paramètres physico-chimiques.

2.2 Mise en évidence de la proportion relative des différentes familles de PFAS dans un sol pollué

2.2.1 Contexte et objectif

Les PFAS sont une famille de plus de 12 000 substances. La directive EDCH² liste 20 composés pour lesquels la somme des concentrations dispose d'une valeur limite (0,1 µg/L). Cette liste sert souvent de base à leur analyse dans d'autres milieux également, comme les sols. Cependant, les PFCA (acides carboxyliques perfluorés) et les PFSA (acides sulfoniques perfluorés) de cette liste ne sont pas les seules familles de PFAS qui pourraient être présentes dans l'environnement. Par exemple, dans le cas d'une pollution causée par l'utilisation de mousses d'extinction d'incendie, d'autres familles de PFAS peuvent y être quantifiées et donc contribuer à l'exposition de l'Homme et à l'impact sur l'Environnement, notamment les FTS (sulfonates de fluorotélomère), et en particulier le 6:2 FTS, composé de 6 atomes de carbone fluorés et de 2 atomes de carbone non fluorés (Dauchy et al., 2017). Les FTS sont des précurseurs des PFAA (acides perfluoroalkylés), ce qui signifie qu'ils peuvent être transformés ou dégradés en PFAA. Selon les conditions et les bactéries en présence, la transformation biologique du 6:2 FTS peut mener à la formation de PFBA (acide perfluorobutanoïque), de PFPeA (acide perfluoropentanoïque), de PFHxA (acide perfluorohexanoïque) ou encore de PFHpA (acide perfluoroheptanoïque) (Méndez et al., 2022 ; Shaw et al., 2019 ; Field et Seow, 2017 ; Zhang et al., 2016 ; Wang et al., 2011).

Le rapport Ineris - 227153 - 2820038 - v1.0 du 16/12/2024 présente les résultats des analyses de 58 PFAS dans les sols B2 et C2. Les analyses ont montré que la seule prise en compte des 20 PFAS issus de la directive EDCH n'est pas suffisante pour décrire la part majoritaire de la pollution aux PFAS de sols impactés par des mousses d'extinction d'incendie. En effet, l'ajout de l'analyse des FTS dans ces échantillons a montré que ceux-ci représentaient 38 à 64 % des PFAS analysés. Dans les sols pollués par l'utilisation de mousses d'extinction d'incendie, les précurseurs des PFAA, comme les fluorotélomères, peuvent représenter jusqu'à 99 % de la pollution (Glover et al., 2024).

Par ailleurs, le 6:2 FTS est également un produit de dégradation d'autres PFAS contenus dans les mousses d'extinction d'incendie, en particulier le 6:2 FTAB (6:2 sulfonamide alkylbétaine de fluorotélomère), qui est peut être l'un des composés principaux des mousses d'extinction d'incendies (Yan et al., 2024 ; Shaw et al., 2019).

C'est pourquoi **le 6:2 FTAB a également été analysé dans les échantillons B2 et C2 en 2025**. Ce composé ne faisait pas partie des 58 PFAS analysés dans ces deux échantillons de sols et présentés dans le rapport Ineris - 227153 - 2820038 - v1.0 du 16/12/2024 puisque cette molécule n'était pas proposée à l'analyse en routine par le laboratoire à l'époque où les analyses ont été réalisées.

L'objectif des travaux présentés dans cette partie est donc de **compléter la caractérisation en PFAS des sol B2 et C2** en ajoutant un fluorotélomère qui peut également être présent dans les sols impactés par l'utilisation de mousses d'extinction d'incendie et donc d'affiner la contribution des différentes familles de PFAS à la pollution du sol. Il s'agira également de **comparer** la répartition des différentes familles de PFAS dans ces sols à celle d'un sol impacté par une autre source de pollution, à savoir **l'industrie textile** (sol S1), et donc d'évaluer la pertinence de l'analyse d'une liste restreinte de 20 PFAS dans les sols prélevés au droit ou à proximité d'usines textiles, afin d'expliquer la pollution du sol et de prédire l'exposition des populations à ces composés.

² Directive concernant la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, n° 2020/184 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2020. Les 20 PFAS mentionnés dans cette directive sont des acides carboxyliques perfluorés et des acides sulfoniques perfluorés ayant des longueurs de chaînes carbonées de C4 à C13 (valeur limite : 0,1 µg/L).

2.2.2 Programme analytique

Dans les deux échantillons de sol B2 et C2 (fraction inférieure à 2 mm, correspondant à la fraction utilisée lors des expériences de laboratoire), le 6:2 FTAB a été analysé pour compléter la liste des 58 PFAS analysés et présentés dans le rapport Ineris - 227153 - 2820038 - v1.0 du 16/12/2024. Dans l'échantillon de sol S1, 59 PFAS ont été analysés (voir Tableau 2). Il s'agit du 6:2 FTAB et des 58 PFAS analysés dans les échantillons B2 et C2. Les 20 PFAS de la directive EDCH sont soulignés dans le Tableau 2.

Tableau 2 : PFAS analysés dans les échantillons de sol

Nom	Abréviation	Famille ³
<u>Acide perfluorobutanoïque</u>	PFBA	PFCA
<u>Acide perfluoropentanoïque</u>	PFPeA	
<u>Acide perfluorohexanoïque</u>	PFHxA	
<u>Acide perfluoroheptanoïque</u>	PFHpA	
<u>Acide perfluorooctanoïque</u>	PFOA	
<u>Acide perfluorononanoïque</u>	PFNA	
<u>Acide perfluorodécanoïque</u>	PFDA	
<u>Acide perfluoroundécanoïque</u>	PFUnA	
<u>Acide perfluorododécanoïque</u>	PFDODA	
<u>Acide perfluorotridécanoïque</u>	PFTTrDA	
Acide perfluorotétradécanoïque	PFTeDA	
Acide perfluoropentadécanoïque	PFPeDA	
Acide perfluorohexadécanoïque	PFHxDA	
Acide perfluorooctadécanoïque	PFODA	
Acide 3,7-diméthylperfluorooctanoïque	3,7-DMPFOA	
Acide 7H-perfluoroheptanoïque	HPFHpA	
<u>Acide perfluorobutanesulfonique</u>	PFBS	PFSA
<u>Acide perfluoropentanesulfonique</u>	PFPeS	
<u>Acide perfluorohexanesulfonique</u>	PFHxS	
<u>Acide perfluoroheptanesulfonique</u>	PFHpS	
<u>Acide perfluorooctanesulfonique</u>	PFOS	
<u>Acide perfluorononanesulfonique</u>	PFNS	
<u>Acide perfluorodécanesulfonique</u>	PFDS	
<u>Acide perfluoroundécanesulfonique</u>	PFUnDS	
<u>Acide perfluorododécanesulfonique</u>	PFDODS	
<u>Acide perfluorotridécanesulfonique</u>	PFTTrDS	

³ Source : PubChem (<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>) / Liste des PFAS du projet PARC (European Partnership for the Assessment of Risks from Chemicals)

Nom	Abréviation	Famille ³
Acide 4,8-dioxa-3H-perfluorononanoïque	ADONA	PFECA
Acide 2,2-difluoro-2-[2,2,4,5-tétrafluoro-5-(trifluorométhoxy)-1,3-dioxolan-4-yl]oxyacétique	C6O4/F-DIOX	
Acide perfluoro-2-méthoxy-propanoïque	PMPA	
Acide perfluoro-4-oxapentanoïque	PFMPA	
Acide 2,3,3,3-tétrafluor-2-(heptafluoropropoxy)propanoïque	HFPO-DA / Gen-X	
Acide perfluoro-éthylcyclohexanesulfonique	PFECHS	PFESA
Acide 7H-perfluoro-4-méthyl-3,6-dioxaoctanesulfonique	NAFION_BP2	
Acide 9-chloro-hexadécafluoro-3-oxanone-1-sulfonique	9CI-PF3ONS	CI-PFESA
Acide 2-((8-chloro-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8-hexadécafluorooctyl)oxy)-1,1,2,2-tétrafluoroéthanesulfonique	11CI-PF3OUdS	
Perfluorobutanesulfonamide	PBSA	FASA
Perfluorohexanesulfonamide	PFHxSA	
Perfluorooctanesulfonamide	PFOSA	
N-éthyl perfluorooctanesulfonamide	N-EtFOSA	
N-méthylperfluorobutanesulfonamide	MePFBSA	
N-méthylperfluorooctanesulfonamide	N-MeFOSA	
Acide N-méthylperfluorobutane sulfonamide acétique	MePFBSAA	FASAA
Acide N-méthylperfluorooctane sulfonamide acétique	N-MeFOSAA	
Acide N-éthylperfluorooctanesulfamido acétique	N-EtFOSAA	
Acide 2H,2H,3H,3H-perfluorooctanoïque	5:3 FTCA	FTCA
Acide 3-perfluoroheptylpropanoïque	7:3 FTCA	
Acide 2H,2H-perfluorodécanoïque	8:2 FTCA	
Acide 2H,2H,3H,3H-perfluorundécanoïque	8 :3 FTCA	
Acide 2H-perfluoro-2-octénoïque	6:2 FTUCA	FTUCA
Acide 2H-perfluoro-2-décénoïque	8:2 FTUCA	
Ethylperfluorooctanesulfonamidoéthanol	EtFOSE	PFSE
Méthylperfluorooctanesulfonamidoéthanol	MePFOSE	
Acide 1H,1H,2H,2H-perfluorohexanesulfonique	4:2 FTS	FTS
6:2 sulfonate de fluorotélomère	6:2 FTS	
8:2 sulfonate de fluorotélomère	8:2 FTS	
10:2 sulfonate de fluorotélomère	10:2 FTS	
6:2 polyfluoroalkylphosphate diester	6:2 diPAP	PAP
8:2 polyfluoroalkylphosphate diester	8:2 diPAP	
6:2 sulfonamide alkylbétaine de fluorotélomère	6:2 FTAB	FTAB

2.2.3 Résultats

Echantillon B2

Dans l'échantillon B2, le 6:2 FTAB a été quantifié à une concentration de 3 µg/kg, représentant 3% de la concentration totale des 59 PFAS analysés (voir Figure 1). La concentration totale des 59 PFAS recherchés dans cet échantillon de sol est de 82 µg/kg. Au regard du faible pourcentage de 6:2 FTAB dans cet échantillon de sol, les pourcentages des différentes familles de PFAS analysées restent similaires à ceux présentés dans le rapport Ineris - 227153 - 2820038 - v1.0. **Les 20 PFAS de la directive EDCH (10 PFCA et 10 PFSA) ne permettent d'expliquer que 59% de la pollution en PFAS présente dans ce sol**, pour un total de 48 µg/kg. Deux autres familles de PFAS ont été quantifiées dans cet échantillon de sol. Des FTS ont été mesurés à une concentration de 30 µg/kg, représentant 37% de la concentration totale en PFAS. Cette concentration est similaire à la concentration en PFSA. Parmi les FTS, le 6:2 FTS est majoritaire. Il a été mesuré à une concentration de 29,3 µg/kg. Du 8:2 FTS et du 10:2 FTS ont également été quantifiés dans cet échantillon, à des concentrations de 0,8 et 0,2 µg/kg. Deux FASA ont également été quantifiés dans l'échantillon B2. Il s'agit du PBSA et du PFHxSA, à des concentrations de 0,16 et 0,41 µg/kg, représentant 1% de la pollution de cet échantillon. **Dans cet échantillon, les FTS et le 6:2 FTAB représentent 40 % de la pollution en PFAS. Les 20 PFAS de la directive EDCH, les FTS et le 6:2 FTAB représentent donc 99% des PFAS analysés.**

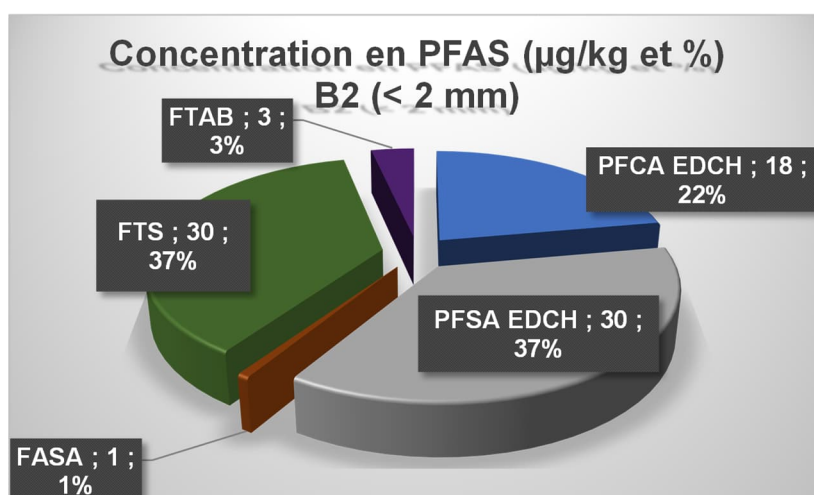


Figure 1 : Proportion des différentes familles de PFAS dans l'échantillon B2

Echantillon C2

Dans l'échantillon C2, le 6:2 FTAB a été quantifié à une concentration de 2 560 µg/kg, représentant 87% de la concentration totale des 59 PFAS analysés (voir Figure 2). La concentration totale des 59 PFAS recherchés dans cet échantillon de sol est de 2 946 µg/kg. Dans cet échantillon, la concentration totale en FTS représente 8% de la concentration totale des 59 PFAS (246 µg/kg), avec principalement du 6:2 FTS (114 µg/kg) et du 8:2 FTS (123 µg/kg). Le 10:2 FTS a été quantifié à une concentration plus faible, de 9 µg/kg. **Dans cet échantillon, les FTS et le 6:2 FTAB représentent 95% de la pollution. Les 20 PFAS de la directive EDCH (10 PFCA et 10 PFSA) ne permettent d'expliquer que 4% de la pollution en PFAS présente dans ce sol**, pour un total de 128 µg/kg. **Les 20 PFAS de la directive EDCH, les FTS et le 6:2 FTAB représentent donc 99% des PFAS analysés.**

D'autres familles de PFAS ont été quantifiées dans cet échantillon de sol, à savoir d'autres PFCA que ceux analysés dans le cadre de la directive EDCH, des FTCA, des FASA, un FASAA et des FTUCA. Ces familles représentent moins de 1% des PFAS quantifiés. Le détail de ces différentes familles a été présenté dans le rapport Ineris - 227153 - 2820038 - v1.0.

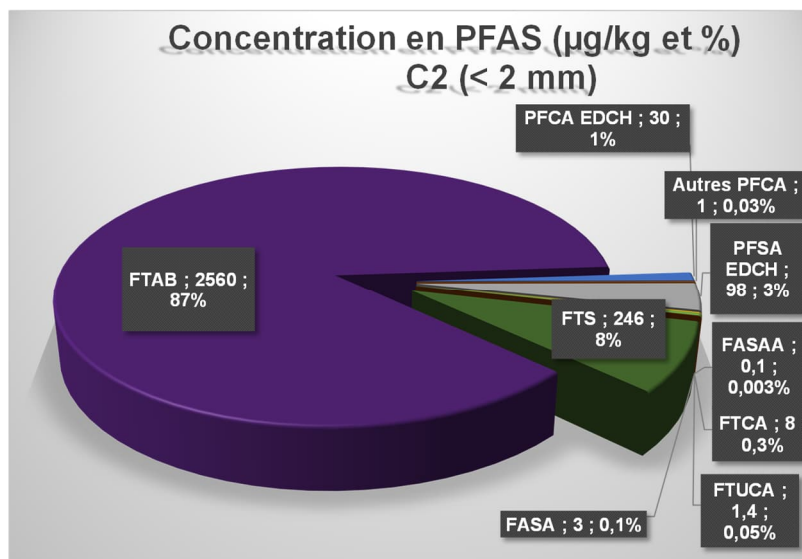


Figure 2 : Proportion des différentes familles de PFAS dans l'échantillon C2

Echantillon S1

La Figure 3 présente la proportion des différentes familles de PFAS dans l'échantillon S1 tamisé à 2 mm. Les concentrations des PFAS quantifiés parmi les 20 PFAS de la directive EDCH sont également présentées.

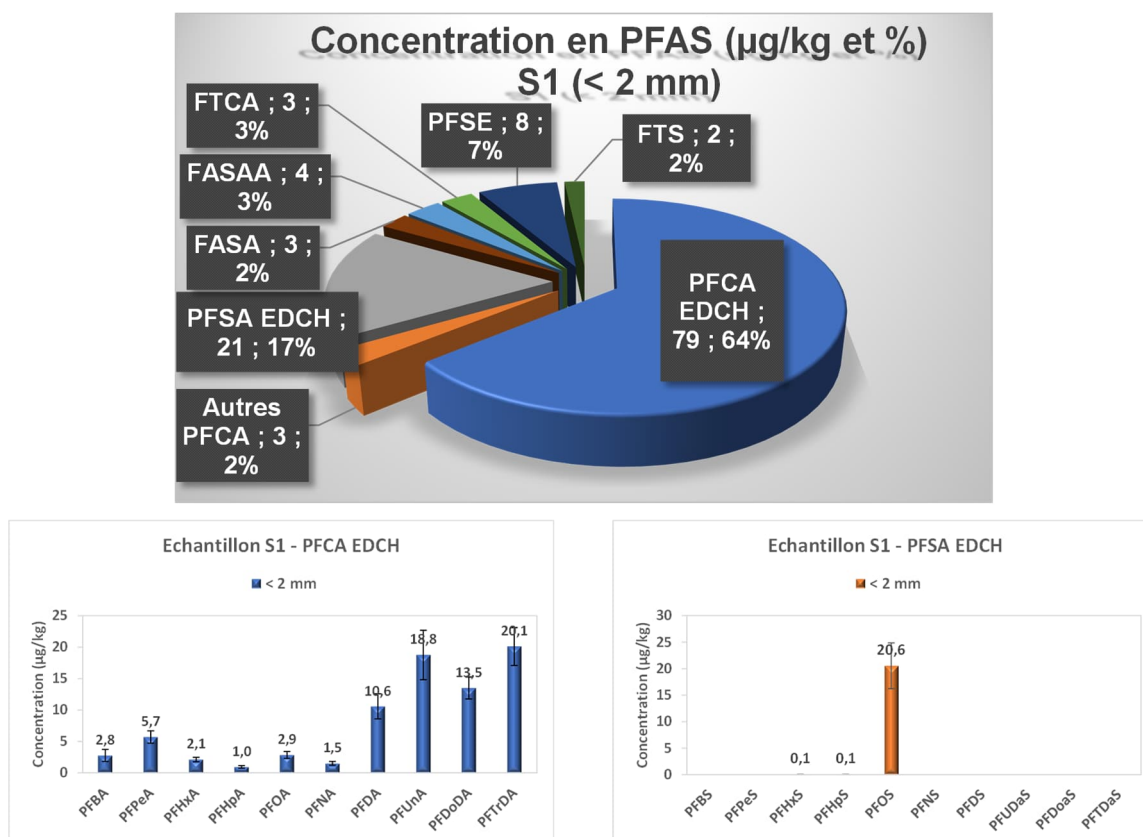


Figure 3 : Proportion des différentes familles de PFAS dans l'échantillon S1 et concentrations des PFAS de la directive EDCH

Dans l'échantillon S1, la **concentration totale des 20 PFAS de la directive EDCH** est de 100 µg/kg et **représente 81% de la concentration totale** des 59 PFAS analysés. **Les FTS représentent 2% de la concentration totale en PFAS**. Parmi eux, seuls le 8:2 FTS et le 10:2 FTS ont été quantifiés, à des concentrations de 1,7 et 0,4 µg/kg respectivement. Le 6:2 FTAB n'a pas été quantifié dans cet échantillon. La concentration totale des 59 PFAS analysés dans cet échantillon est de 123,1 µg/kg.

La concentration totale en acides perfluoroalkylés (PFAA) dans l'échantillon S1 est de 103 µg/kg. Parmi les PFAA, les PFCA sont majoritaires, avec une concentration totale de 82 µg/kg, représentant 67% de la concentration totale en PFAS. Les 10 PFCA de la directive EDCH ont été quantifiés dans cet échantillon, ainsi que 3 autres PFCA comportant 14, 15 et 16 atomes de carbone (PFTeDA, PFPeDA et PFHxDA). Les PFCA présentant les concentrations les plus élevées sont les PFCA comportant de 10 à 13 atomes de carbone. Pour ces molécules, les concentrations sont comprises entre 11 et 20 µg/kg. Les autres PFCA présentent des concentrations plus faibles, comprises entre 1 et 5,7 µg/kg. Parmi les PFSA, seules 3 molécules ont été quantifiées. Les PFSA représentent 17% du total des PFAS. Il s'agit des PFSA dont la longueur de la chaîne carbonée est comprise entre 6 et 8 carbones. Le PFOS est majoritaire, avec une concentration de 21 µg/kg. La concentration des deux autres PFSA est plus faible et a été mesurée à 0,1 µg/kg.

D'autres familles de PFAS sont également présentes dans l'échantillon S1 :

- des FTCA. Les 5:3 FTCA, 7:3 FTCA et 8:3 FTCA ont été quantifiés à des concentrations comprises entre 0,6 et 2,1 µg/kg,
- un FASA. Au sein de cette famille, seul le PFOSA a été quantifié à une concentration de 3 µg/kg,
- des FASAA : le N-MeFOSAA et le N-EtFOSAA, à des concentrations de 3,4 et 0,3 µg/kg respectivement,
- des FOSE : le EtFOSE et le MePFOSE, à des concentrations de 1,3 et 7 µg/kg respectivement.

Il est à noter que, bien que la pollution des différentes matrices environnementales par des PFAS ait fait l'objet de nombreuses études dans plusieurs secteurs industriels, très peu d'études ont été publiées dans le domaine de l'industrie textile, pourtant grande utilisatrice de ces molécules. Ainsi, il est à ce jour difficile de proposer une « composition type » des sols impactés par des activités d'ennoblissement textile.

Par ailleurs, les textiles sont traités avec différents PFAS, selon la fonction qui leur est donnée, comme l'imperméabilisation, l'isolation thermique ou encore la résistance chimique (Pervez et al., 2025). Dans le cadre d'une revue bibliographique sur les PFAS dans les produits de consommation courante, la synthèse de 21 publications concernant les PFAS présents dans les textiles, a montré que cette catégorie de produits contient la plus grande diversité de PFAS : au total, 72 PFAS différents ont été mis en évidence (Dewapriya et al., 2023). D'après ces auteurs, les FTOH, les PFCA et les PFSE sont les familles de PFAS prépondérantes dans les textiles. Il a également été montré que les FTOH, en particulier les 6:2, 8:2 et 10:2 FTOH étaient présents dans les textiles à des concentrations supérieures d'un ou deux ordres de grandeurs à celles des PFCA ou des PFSA (Zhu et Kannan, 2020).

Ceci est cohérent avec la proportion des différentes familles de PFAS mise en évidence dans l'échantillon S1. En effet, les PFCA représentent 64% du total des 59 PFAS analysés et les PFSE représentent 7%. Il est à noter que les deux PFSE quantifiés (EtFOSE et MePFOSE) sont des précurseurs du PFOS et pourraient donc expliquer la présence de PFSA dans ce sol (Han et al., 2024). En effet, les PFSA représentent 17% des PFAS quantifiés dans cet échantillon. Au sein de cette famille, le PFOS est majoritaire, avec une concentration de 20,6 µg/kg. Les deux autres PFAS quantifiés sont le PFHxS et le PFHpS, à une concentration de 0,1 µg/kg, égale à la limite de quantification. Par ailleurs, les FTOH peuvent se transformer en FTCA, ce qui pourrait également expliquer leur présence dans le sol S1, pour 3% du total des 59 PFAS analysés (Liu et al., 2007). Du 8:2 FTS, du PFOSA, du N-MeFOSAA et du N-EtFOSAA ont également déjà été quantifiés dans des sols impactés par des activités d'ennoblissement textile (Yang et al., 2026).

2.2.4 Conclusion sur la proportion relative des différentes familles de PFAS dans les sols impactés par l'utilisation de mousses d'extinction d'incendie et l'ennoblissement textile

Ces résultats mettent en évidence le fait que la composition d'un sol impacté par des mousses d'extinction d'incendie peut varier d'un site à un autre, en termes de familles de PFAS représentées et de composés présents au sein de ces familles. En effet, après la suppression de l'utilisation du PFOS en 2011 en Europe, plusieurs modifications de formulations de mousses d'extinction d'incendie ont eu lieu, avec l'utilisation de fluorotélomères et de molécules contenant moins de carbones perfluorés (Liu et al., 2024).

L'analyse de deux échantillons de sol impactés par des mousses d'extinction d'incendie montre que **la liste des 20 PFAS issus de la directive EDCH n'est pas suffisante pour prendre en compte la totalité de la pollution aux PFAS**. Ceux-ci représentaient de 5 à 59 % de la pollution dans les échantillons analysés. L'ajout de l'analyse des FTS et du 6:2 FTAB permet en revanche d'expliquer 99% de la pollution. Ainsi, pour une évaluation plus robuste de l'exposition et du risque sanitaire sur les sites impactés par des mousses d'extinction d'incendie, il est recommandé d'ajouter *a minima* les FTS et le 6 :2 FTAB au programme analytique, en plus des 20 PFAS de la directive EDCH.

Par ailleurs, l'analyse d'un échantillon de sol impacté par des activités d'ennoblissement textile montre que, pour cette typologie de pollution, l'analyse des 20 PFAS de la directive EDCH permet d'expliquer **plus de 80% de la pollution**. Cependant, il est à noter qu'une partie de ces PFAS pourraient provenir de la dégradation de précurseurs utilisés dans l'industrie textile. Ainsi, leur présence dépendra des conditions physico-chimiques du milieu, des micro-organismes en présence et de l'âge de la pollution. **Dans certains cas, l'analyse des 20 PFAS de la directive EDCH pourrait donc ne pas être suffisante et devoir être complétée par l'analyse de précurseurs, comme les PFSE et les FTOH, ainsi que de leurs produits de dégradation, comme les FTCA.**

2.3 Relargage des PFAS à partir de sols historiquement impactés

2.3.1 Contexte et objectif

Dans la littérature, les travaux publiés traitant du sujet des PFAS dans les sols sont d'une part, orientés sur la caractérisation de leurs interactions avec un ou plusieurs composants du sol et d'autre part, dédiés à la recherche de solutions concernant leur traitement dans ce milieu et dans les eaux souterraines majoritairement. Les études permettant de quantifier leur relargage sont rares et sont généralement conduites sur des sols dopés artificiellement au laboratoire (Garza-Rubalcava et al., 2025 ; Zhao et al., 2025 ; Das et al., 2024 ; Umeh et al., 2024 ; Wu et al., 2024 ; Borthakur et al., 2021). Les recherches menées à partir de sols historiquement impactés par des PFAS sont très rares dans la littérature. Les quelques publications s'attachant à caractériser leur relargage à partir de sols historiquement pollués sont menés exclusivement sur des sols impactés par des mousses d'extinction d'incendie, ne permettant pas de disposer d'informations sur le comportement des PFAS provenant d'autres sources de pollution (Schaefer et al., 2024 ; Rayner et al., 2022). De plus, parmi ces études, la plupart n'intègrent pas le suivi du comportement des précurseurs, en particulier les FTS (Stults et al., 2025 ; Kabiri et al., 2024 ; Stults et al., 2024 ; Thompson et al., 2024 ; Röhrer et al., 2023 ; Lange et al., 2021 ; Röhrer et al., 2021). En outre, les études qui s'intéressent à de larges listes de PFAS et en particulier aux FTS, étudient des sols présentant généralement des concentrations en précurseurs faibles par rapport aux autres PFAS ou inférieures aux limites de quantification, dans les sols ou les eaux après relargage (Shea et al., 2025 ; Bierbaum et al., 2023 ; Høisæter et Breedveld, 2022), alors que les sols impactés par des mousses d'extinction d'incendie présentent plutôt des proportions de FTS élevées par rapport aux autres PFAS, au regard de la composition de ces mousses (Glover et al., 2024). Les constantes de partage sol-eau (K_D) des PFAS sont par ailleurs disponibles pour un nombre limité de molécules, parmi les 20 PFAS de la directive EDCH (Stults et al., 2025 ; Høisæter et Breedveld, 2022). **Par ailleurs, aucune étude de cinétique de relargage des PFAS n'a été publiée à ce jour, à notre connaissance.**

Pourtant, toutes ces données sont indispensables afin de pouvoir prédire le comportement des PFAS dans les sols et les eaux souterraines et donc l'exposition des populations et le risque sanitaire qui en découle.

L'objectif de ces travaux est donc de compléter les rares données de la littérature sur le relargage des PFAS à partir de **sols historiquement pollués par des PFAS, concentrés en fluorotélomères**, en étudiant les **cinétiques de relargage** et en y intégrant une autre source de pollution que les mousses d'extinction d'incendie (industrie textile), dans un but de comparaison. Il s'agira également de suivre une liste plus complète de PFAS (30 molécules) lors du relargage et de quantifier leur mobilité au moyen de constantes de partage sol-eau (K_D) calculées pour chaque molécule considérée.

2.3.2 Matériel et méthodes

Sols étudiés

Les expériences de relargage des PFAS ont été menées sur les sols B2, C2 et S1 présentés au paragraphe 2.1 (fraction inférieure à 2 mm).

Mode opératoire pour l'évaluation du relargage des PFAS

La cinétique de désorption a consisté à introduire 4 g de sol et 20 mL de solution dans des tubes à centrifuger en polypropylène de 50 mL, afin d'obtenir un rapport liquide (L) sur solide (S) L/S de 5. La solution contenait du chlorure de calcium (CaCl_2) à une concentration de $0,5 \times 10^{-3}$ mol/L et de l'azoture de sodium (NaN_3) à une concentration de 0,2 g/L. Le chlorure de calcium est utilisé pour fixer une force ionique tout au long des expériences et ainsi stabiliser les argiles et l'azoture de sodium sert d'inhibiteur bactérien. Le mélange sol/solution a été agité à 275 rpm sur un agitateur orbital pendant des durées de 1h, 6h, 16h, 24h, 72h (3j), 120h (5j) et 168h (7j). Après agitation, le mélange sol/solution a été centrifugé pendant 30 min à 3 000 G. Ensuite, 10 mL de la solution surnageante ont été prélevés et mélangés à 10 mL de méthanol. Des étalons internes ont été ajoutés à cette étape et le mélange a été agité pendant 15 min puis centrifugé à 20 000 G pendant 20 min. Les échantillons ont ensuite été conditionnés dans des vials pour analyse et placés au congélateur jusqu'à l'analyse des PFAS. Les PFAS ont également été analysés dans les solutions lixiviantes.

Toutes les expériences en batch ont été effectuées en trois réplicats. De plus, des blancs d'expérience ont été préparés, également en trois réplicats, afin de vérifier l'absence d'apport extérieur de PFAS lors des différentes étapes du protocole expérimental. Pour des durées d'agitation de 24h et de 7j, des flacons ont été remplis de 20 mL de solution, sans terre, et soumis au même protocole que les flacons contenant le mélange sol/solution. Des témoins ont également été préparés afin de vérifier l'absence de sorption des PFAS étudiés sur les parois des flacons utilisés. Pour ce faire, un mélange des 30 PFAS analysés dans les solutions (voir paragraphe suivant) à une concentration de 500 ng/L a été introduit dans un flacon en trois réplicats et agité pendant 24h et 7j.

Analyse des solutions

Les PFAS dans les solutions ont été analysés à l'Ineris par chromatographie liquide haute performance couplée à un spectromètre de masse en tandem (LC-MS/MS). Les PFAS analysés dans les solutions sont présentés Tableau 3. Les 20 PFAS de la directive EDCH sont soulignés dans ce tableau.

Tableau 3 : PFAS analysés dans les solutions

Nom	Abréviation	Famille ⁴
<u>Acide perfluorobutanoïque</u>	PFBA	PFCA
<u>Acide perfluoropentanoïque</u>	PFPeA	
<u>Acide perfluorohexanoïque</u>	PFHxA	
<u>Acide perfluoroheptanoïque</u>	PFHpA	
<u>Acide perfluorooctanoïque</u>	PFOA	
<u>Acide perfluoro-n-nonanoïque</u>	PFNA	
<u>Acide perfluorodecanoïque</u>	PFDA	
<u>Acide perfluoro-n-undécanoïque</u>	PFUnA	
<u>Acide perfluorododecanoïque</u>	PFDODA	
<u>Acide perfluorotridecanoïque</u>	PFTTrDA	
<u>Acide perfluorotetradecanoïque</u>	PFTeDA	
<u>Acide perfluorooctadecanoïque</u>	PFODA	PFSA
<u>Acide perfluorobutanesulfonique</u>	PFBS	
<u>Acide perfluoropentanesulfonique</u>	PFPeS	
<u>Acide perfluorohexanesulfonique</u>	PFHxS	
<u>Acide perfluoroheptanesulfonique</u>	PFHpS	
<u>Acide perfluorooctanesulfonique</u>	PFOS	
<u>Acide perfluorononanesulfonique</u>	PFNS	
<u>Acide perfluorodecanesulfonique</u>	PFDS	
<u>Acide perfluoroundécanesulfonique</u>	PFUDaS	
<u>Acide perfluorododécanesulfonique</u>	PFDoaS	
<u>Acide perfluorotridécanesulfonique</u>	PFTDaS	

⁴ Source PubChem (<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>) / Liste des PFAS du projet PARC (European Partnership for the Assessment of Risks from Chemicals)

Nom	Abréviation	Famille ⁴
Acide 4,8-dioxa-3H-perfluorononanoïque	ADONA	PFECA
Acide 2,3,3,3-Tétrafluor-2-(Heptafluoropropoxy)Propanoïque	HFPO-DA / Gen-X	
Acide 9-chloro-hexadecafluoro-3-oxanone-1-sulfonique	9CI-PF3ONS	CI-PFESA
Perfluorooctanesulfonamide	PFOSA	FASA
Acide 1H,1H,2H,2Hperfluorohexanesulfonique	4:2 FTS	FTS
6:2 Acide sulfonique fluorotélomère	6:2 FTS	
8:2 Acide sulfonique fluorotélomère	8:2 FTS	
10:2 Acide sulfonique fluorotélomère	10:2 FTS	

2.3.3 Résultats

Les cinétiques de relargage ont montré que, pour tous les PFAS étudiés et pour tous les sols, l'équilibre était atteint en moins de 24h. De ce fait, tous les résultats de cette partie sont présentés pour une agitation de 24h. Dans ce paragraphe, toutes les figures présentant les pourcentages de relargage pour les PFAS quantifiés dans les solutions sont des « box plot ». Sur ces graphiques, la boîte illustre l'intervalle interquartile (50 % des valeurs centrales) et la ligne horizontale correspond à la médiane. Les points noirs représentent les mesures individuelles (les trois réplicats) et les symboles colorés indiquent la moyenne des pourcentages de relargage pour chaque molécule. Les couleurs correspondent aux différents groupes de PFAS (en bleu les PFCA, en vert les PFSA et en violet les FTS). Sur les graphiques, les barres d'erreur représentent l'intervalle de confiance à 95% (IC_{95%}) basé sur un petit échantillon (n<30), calculé selon la formule suivante :

$$IC_{95\%} = \bar{x} \pm t \frac{s}{\sqrt{n}}$$

avec $\bar{x}$ la moyenne des 3 réplicats, t le quantile de la loi de Student associé à un niveau de confiance de 95 % à n-1 degrés de liberté (4,303 dans ce cas), s l'écart type et n la taille de l'échantillon (3 dans ce cas).

Pour les trois sols, afin de déterminer si les moyennes des pourcentages de relargage des PFAS quantifiés en solution sont significativement différentes les unes des autres, une analyse de la variance (ANOVA) a été mise en œuvre pour chaque famille de PFAS contenant plus de 2 PFAS quantifiés dans les solutions après relargage. Pour les familles contenant seulement deux PFAS quantifiés en solution après relargage, un test t⁵ de Student a été réalisé (en pratique, pour la comparaison de deux moyennes, l'ANOVA revient à mettre en œuvre un test t de Student). L'ANOVA à un facteur (Analysis of Variance) est une méthode statistique qui permet de comparer les moyennes de plusieurs groupes simultanément. Contrairement à une série de tests t, qui augmenteraient le risque d'erreur statistique, l'ANOVA évalue par un seul test global si l'hypothèse selon laquelle toutes les moyennes sont égales peut être rejetée. Les conditions nécessaires à la mise en œuvre d'une ANOVA ont été vérifiées, notamment l'homogénéité des variances par un test de Levene.

Lorsque l'analyse ANOVA a fourni une première indication de l'existence de différences significatives entre les pourcentages de relargage au sein de ces familles de PFAS, elle a été complétée par un test post hoc pour identifier plus précisément quelles molécules en particulier au sein de chaque famille ont un comportement différent. Un test post hoc désigne une analyse réalisée après un test global significatif

⁵ Un **test t** est un test statistique qui permet de comparer la moyenne d'un groupe à une valeur de référence, ou bien de comparer les moyennes de deux groupes, afin de déterminer si la différence observée est significative ou simplement due au hasard.

(ici l'ANOVA) afin d'identifier plus précisément quelles comparaisons de moyennes sont responsables de la différence observée.

Pour cela, un test de Tukey a été mis en œuvre, permettant de comparer chaque paire de molécules tout en contrôlant le risque d'erreurs liées aux comparaisons multiples. Ce test compare toutes les paires de moyennes deux à deux, en tenant compte de la variabilité intra-groupe (issue de l'ANOVA) et en apportant une correction pour le risque accru d'erreurs statistiques dû aux comparaisons multiples. Le test de Tukey est largement utilisé en analyse de données expérimentales, car il permet d'identifier de façon robuste quelles moyennes se distinguent les unes des autres, tout en limitant le risque de conclure à tort à une différence significative. L'interprétation de ce test repose sur deux critères équivalents : si l'intervalle de confiance associé à la différence de moyennes ne contient pas zéro, ou si la p-valeur ajustée est inférieure au seuil de 0,05, alors la différence entre les deux groupes est considérée comme significative. Dans le cas contraire (intervalle contenant zéro ou p-valeur supérieure à 0,05), on conclut qu'il n'existe pas de différence statistiquement significative entre les groupes comparés.

Les lettres affichées au-dessus des boîtes dans les graphiques présentés dans ce paragraphe indiquent les résultats du test de Tukey. Deux molécules partageant la même lettre présentent des pourcentages de relargage qui ne sont pas significativement différents, associés à une p-valeur supérieure à 0,05. Les molécules pour lesquelles la lettre est différente présentent des pourcentages de relargage significativement différents selon le test de Tukey (p-valeur inférieure à 0,05).

Tous les tests statistiques ont été réalisés avec le logiciel R.

Relargage des PFAS à partir du sol B2

La Figure 4 présente le box plot des pourcentages de relargage à partir du sol B2, pour les PFAS quantifiés en solution.

Parmi les 15 PFAS initialement présents dans le sol, le PBSA et le PFHxSA ne faisaient pas partie de la liste des molécules recherchées dans les eaux, après relargage. Le 10:2 FTS était également présent dans le sol, recherché dans les solutions, mais en dessous de la limite de quantification dans les eaux après relargage. Les 12 autres PFAS présents dans le sol ont été quantifiés dans les solutions, après relargage.

Excepté pour le PFOS, le 6:2 FTS et le 8:2 FTS, les pourcentages de relargage sont supérieurs à 100%. Ceci peut s'expliquer par la combinaison des incertitudes analytiques sur les concentrations dans le sol et dans les solutions. Les pourcentages de relargage du PFOS, du 6:2 FTS et du 8:2 FTS sont de 46 ; 40 et 89 % respectivement.

Pour les **PFSA à chaînes courtes** (PFBS, PFPeS), le test t de Student a montré que **les pourcentages de relargage ne sont pas significativement différents**. L'expérience montre que la totalité de ces deux PFAS initialement présente dans le sol est relarguée en solution.

Pour les **autres familles de PFAS** (PFCA, PFSA à chaînes longues et FTS), l'ANOVA et le test t de Student ont montré que, au sein de chaque groupe, au moins **une moyenne diffère**.

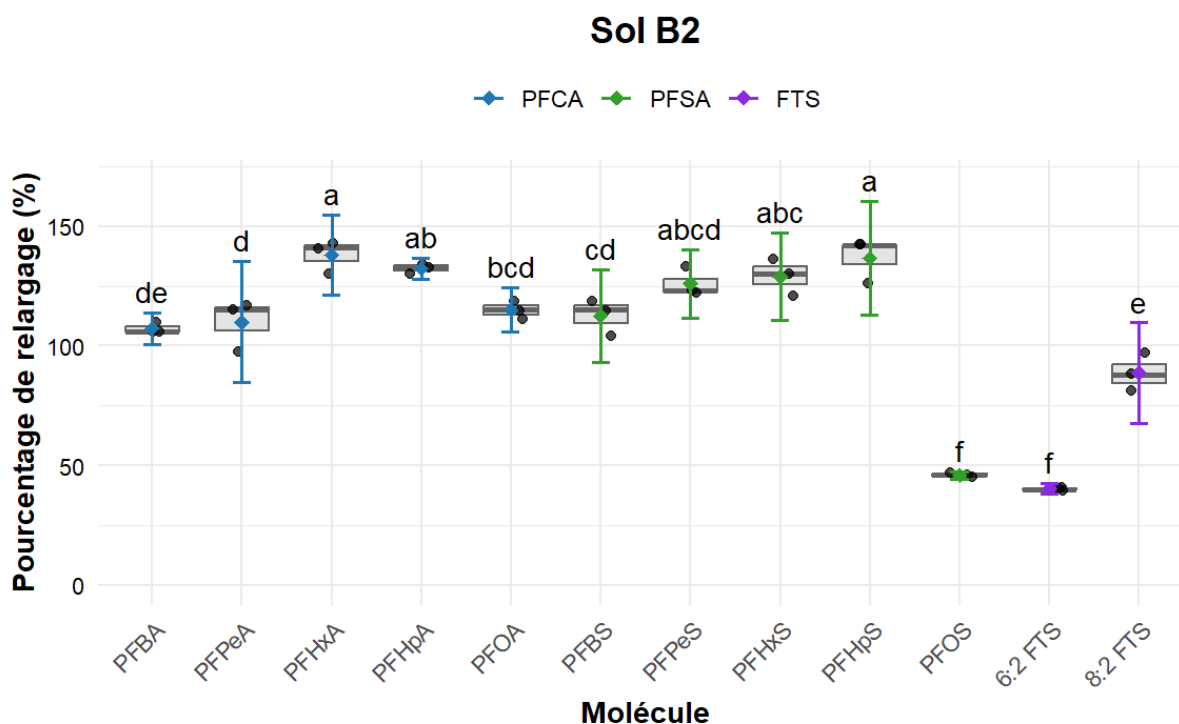


Figure 4 : Pourcentages de relargage des PFAS pour le sol B2 (24h)

Au sein des **PFCA**, le test de Tukey a montré que le **pourcentage de relargage du PFHxA est significativement plus élevé** que celui du PFBA, du PFPeA et du PFOA. Ces trois molécules présentent des pourcentages de relargage qui ne sont pas significativement différents. Le PFHpA présente un pourcentage de relargage significativement plus élevé que celui du PFBA et du PFPeA. En revanche, le test de Tukey montre que le pourcentage de relargage du PFHpA ne diffère pas significativement de ceux du PFHxA et du PFOA. Ainsi, au sein des PFCA, la molécule la plus relarguée contient 6 atomes de carbone.

Parmi les **PFSA à chaînes longues**, les pourcentages de relargage du PFHxS et du PFHpS ne sont pas significativement différents. En revanche, ces deux molécules ont un pourcentage de relargage significativement supérieur à celui du PFOS (46 %). La comparaison deux à deux des molécules (PFCA et PFSA) ayant la même longueur de chaîne carbonée montre que leurs pourcentages de relargage ne sont pas significativement différents, excepté pour le PFOS qui montre un pourcentage de relargage significativement inférieur à celui du PFOA. Cette observation confirme, pour des molécules contenant 8 atomes de carbones dans le cas de ce sol, que les PFSA (ici le PFOS) ont une affinité supérieure aux PFCA (ici le PFOA) pour le sol (Campos Pereira et al., 2018).

Parmi les **FTS**, le 6:2 FTS montre un pourcentage de relargage significativement inférieur à celui du 8:2 FTS (40 et 89 % respectivement). Le pourcentage de relargage du 6:2 FTS n'est pas significativement différent de celui du PFOS. En revanche, il est significativement inférieur aux pourcentages de relargage des autres molécules. Le pourcentage de relargage du 8:2 FTS est comparable à celui du PFBA.

Même si ces expériences en conditions contrôlées au laboratoire peuvent mener à des relargages de polluants plus élevés par rapport à ce qui se passe à l'échelle du terrain (Mahmood-UI-Hassan et al., 2008 ; Enell et al., 2004), elles restent un bon moyen d'avoir un aperçu du comportement des polluants et de le quantifier. Ainsi, ces pourcentages de relargage peuvent être comparés à ceux obtenus pour d'autres polluants, comme les HAP, au moyen des mêmes systèmes expérimentaux. Le relargage de ces molécules n'excède en général pas quelques pourcents (Roskam et Comans, 2009).

D'une manière générale, cela signifie qu'une part majoritaire des PFAS présents dans le sol est en mesure de migrer vers les eaux souterraines. Ainsi, même si pour certains PFAS comme le PFOS et le 6:2 FTS, les pourcentages de relargage sont inférieurs à 50 % et correspondent aux pourcentages les

plus faibles mesurés dans cette expérience, ils restent cependant élevés par rapport aux pourcentages de relargage d'autres molécules organiques.

Afin de quantifier plus précisément la mobilité des PFAS dans ce sol, des coefficients de partage sol/eau (K_D) ont été calculés pour le PFOS, le 6 :2 FTS et le 8 :2 FTS (seules molécules pour lesquelles les pourcentages de relargage sont inférieurs à 100%). Les coefficients de partage entre l'eau du sol et le carbone organique du sol (K_{OC}) ont également été calculés pour ces molécules (voir Tableau 4). Ce paramètre permet de classer un polluant selon sa mobilité d'après la classification PMT (persistant, mobile et toxique) de l'agence allemande de l'environnement UBA (UBA, 2019). En effet, le polluant est considéré comme mobile lorsque son $\log K_{OC}$ est inférieur à 4 et très mobile lorsque son $\log K_{OC}$ est inférieur à 3. Comme les pourcentages de relargage des autres PFAS sont supérieurs à 100, le K_D ne peut pas être calculé. Leur comportement s'apparenterait donc à celui de traceurs dans le sol, ce qui indique qu'ils sont très mobiles.

Tableau 4 : Constante de partage K_D et $\log K_{OC}$ pour le sol B2

PFAS	PFOS	6:2 FTS	8:2 FTS
K_D (L/kg)	1,6	2	0,2
$\log K_{OC}$	1,1	1,2	0,2

D'après la classification PMT de l'UBA, les PFOS, le 6:2 FTS et le 8:2 FTS sont considérés comme très mobiles, leur $\log K_{OC}$ étant inférieur à 3.

Relargage des PFAS à partir du sol C2

La Figure 5 présente le box plot des pourcentages de relargage à partir du sol C2, pour les PFAS quantifiés en solution. Parmi les 30 PFAS initialement présents dans le sol C2, le PFPeDA, le PFHxDA, le PFHxSA, le N-EtFOSAA, le 5:3 FTCA, le 7:3 FTCA, le 8:3 FTCA, le 6:2 FTUCA et le 8:2 FTUCA ne faisaient pas partie de la liste des molécules recherchées dans les eaux, après relargage. Parmi les 21 autres PFAS qui étaient présents dans le sol et recherchés dans les eaux après relargage, 15 molécules ont été quantifiées. Le PFDoDA, le PFTrDA, le PFTeDA, le PFDS, le PFUnDS et le PFDoDS n'ont pas été quantifiés dans les eaux après relargage. Il s'agit de 3 PFCA à chaînes longues, comportant de 12 à 14 atomes de carbone et de 3 PFSA à chaînes longues, comportant de 10 à 12 atomes de carbone.

Pour les PFCA (chaînes courtes et chaînes longues), les PFSA à chaînes longues (seuls PFSA relargués) et les FTS), l'ANOVA a montré que, au sein de chaque groupe, au moins **une moyenne diffère**.

Les pourcentages de relargage les plus élevés ont été mesurés pour les PFCA comportant de 4 à 9 atomes de carbone et pour le PFHxS. Ils sont compris entre 74 et 94%. Selon le test de Tukey, les pourcentages de relargage du PFPeA, du PFHxA, du PFHpA et du PFOA ne sont pas significativement différents. En revanche, le pourcentage de relargage du PFBA est plus faible que celui mesuré pour ces 4 molécules, et comparable à celui du PFNA. Parmi les PFCA, les pourcentages de relargage diminuent lorsque le nombre d'atomes de carbone augmente pour les molécules contenant à partir de 10 atomes de carbone (PFDA et PFUnDA, pourcentages de relargage de 28 et 11% respectivement). La même tendance est observée pour les 3 PFSA et pour les 3 FTS quantifiés. Ces observations sont conformes à ce qui est établi dans la littérature, avec une affinité croissante des PFAS pour les sols lorsque la longueur de la chaîne carbonée augmente, puisque le caractère hydrophobe de la molécule augmente (Feng et al., 2024).

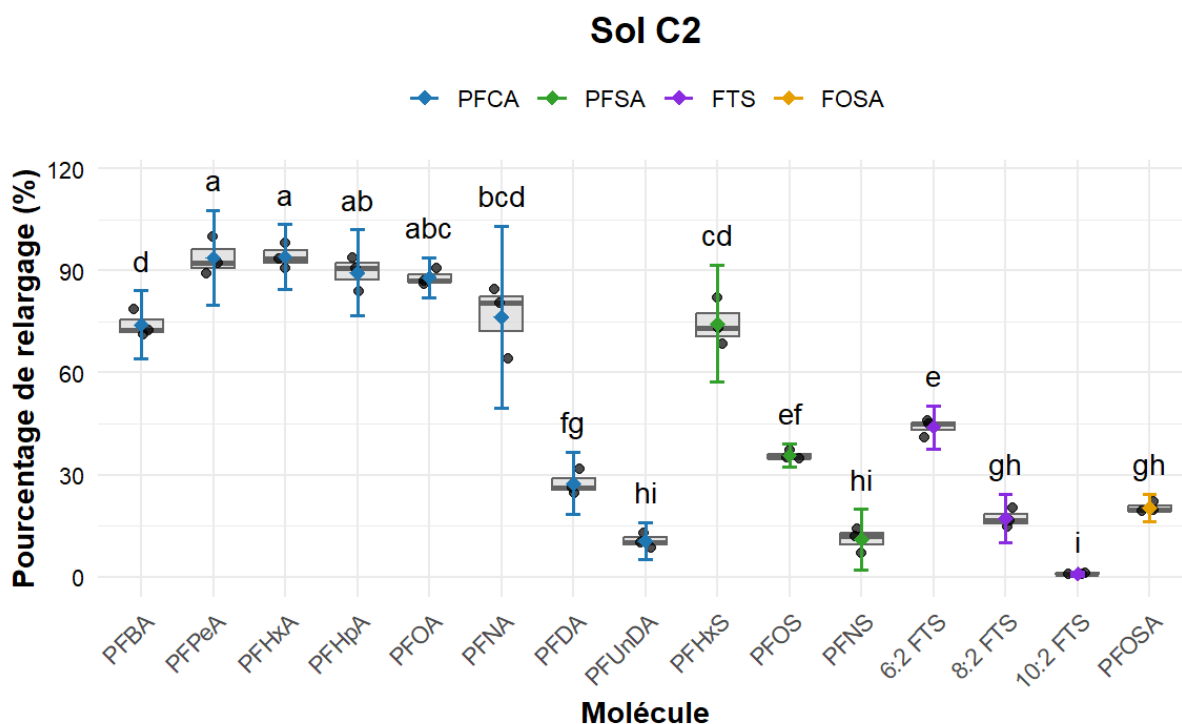


Figure 5 : Pourcentages de relargage des PFAS pour le sol C2 (24h)

La comparaison deux à deux des molécules contenant le même nombre d'atomes de carbone au sein des PFCA et des PFSA indique que les pourcentages de relargage des PFSA sont inférieurs à ceux des PFCA. Cette observation confirme, pour des molécules contenant 7, 8 et 9 atomes de carbone, que les PFSA ont une affinité supérieure aux PFCA pour le sol (Campos Pereira et al., 2018).

Les pourcentages de relargage des FTS sont comparables à ceux des PFCA et des PFSA ayant le plus d'affinité pour le sol. Ainsi, le pourcentage de relargage du 6:2 FTS n'est pas significativement différent de celui du PFOS. Ces molécules contiennent toutes deux 8 atomes de carbones. Cependant, contrairement au PFOS, le 6:2 FTS contient deux atomes de carbone non fluorés. Le pourcentage de relargage du 8:2 FTS, contenant 10 atomes de carbone, n'est pas significativement différent de celui du PFDA, du PFUnDA et du PFNS. Le pourcentage de relargage du 10:2 FTS est le plus faible parmi toutes les molécules quantifiées en solution (1%). Les FTS présentent donc des pourcentages de relargage inférieurs à ceux des PFCA à chaînes courtes. Cependant, il a été montré dans la littérature que les FTS peuvent se dégrader en PFCA à chaînes courtes (Méndez et al., 2022 ; Shaw et al., 2019 ; Zhang et al., 2016 ; Wang et al., 2011). Leur dégradation forme donc des composés plus mobiles dans les sols et les eaux souterraines. Cette dégradation des FTS avec production de PFCA à chaînes courtes a également été mise en évidence au cours de ces expériences de relargage, en l'absence d'inhibiteur bactérien. Les résultats sont en cours d'exploitation. Des travaux sont actuellement menés à l'Ineris pour approfondir ces questions.

Le pourcentage de relargage du PFOSA (20%) n'est pas significativement différent de celui du PFDA, du PFUnDA, du PFNS et du 8:2 FTS.

Tout comme pour le sol B2, mis à part pour le 10:2 FTS, ces pourcentages de relargage sont en faveur d'une mobilité de ces composés dans les sols et les eaux souterraines. Afin de quantifier plus précisément cette mobilité, des coefficients de partage sol/eau (K_D) et les coefficients de partage entre l'eau du sol et le carbone organique du sol (K_{OC}) correspondants ont été calculés (voir Tableau 5).

Tableau 5 : Constante de partage K_D et $\log K_{OC}$ pour le sol C2

PFAS	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFUnDA
K_D (L/kg)	1,7	0,3	0,3	0,6	0,6	1,5	13,2	42,5
Log K_{OC}	2,3	1,5	1,5	1,8	1,8	2,2	3,1	3,6
PFAS	PFHxS	PFOS	PFNS	6 :2 FTS	8 :2 FTS	10 :2 FTS	PFOSA	
K_D (L/kg)	1,7	9	40,3	6,4	24	533	19,6	
Log K_{OC}	2,2	3	3,6	2,8	3,4	4,7	3,3	

D'après la classification PMT de l'UBA, les PFCA contenant de 4 à 9 atomes de carbones, le PFHxS et le 6:2 FTS sont considérés comme très mobiles dans les sols et les eaux souterraines. Tous les autres PFAS quantifiés en solution sont considérés comme mobiles d'après cette classification, à l'exception du 10:2 FTS qui n'est pas considéré comme mobile dans les sols et les eaux souterraines.

Relargage des PFAS à partir du sol S1

La Figure 6 présente le box plot des pourcentages de relargage à partir du sol S1, pour les PFAS quantifiés en solution.

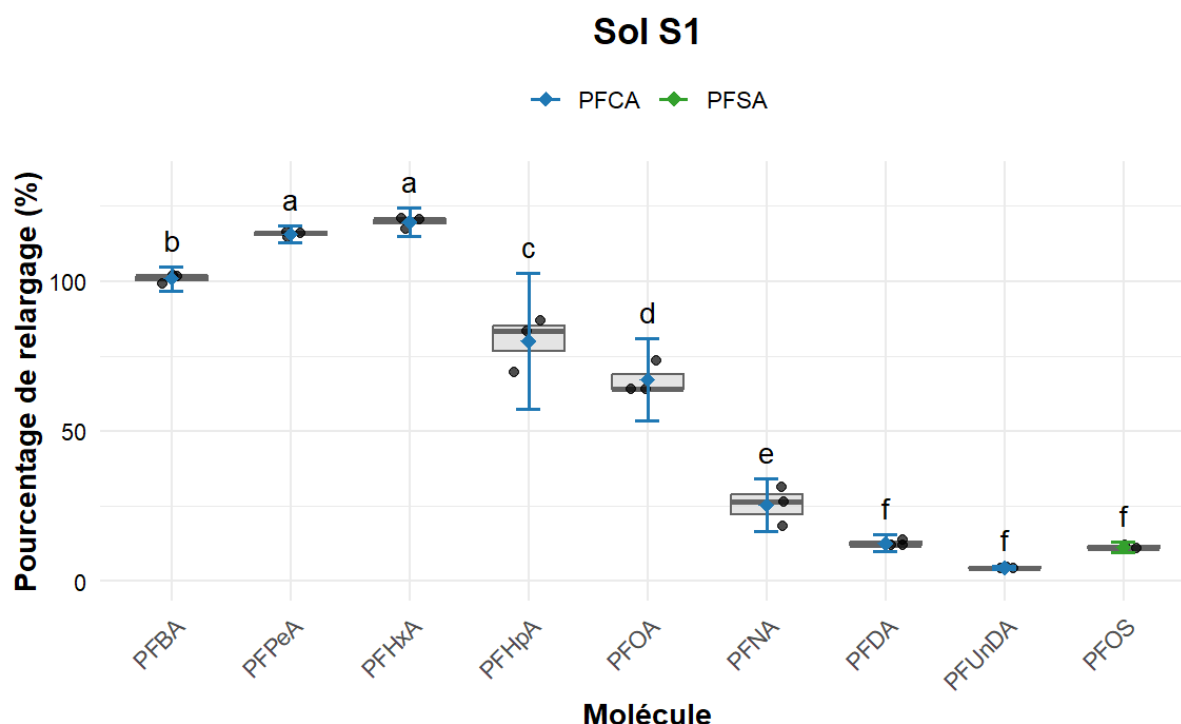


Figure 6 : Pourcentages de relargage des PFAS pour le sol S1 (24h)

Parmi les 24 PFAS initialement présents dans le sol S1, le PFPeDA, le PFHxDA, le N-MeFOSAA, le N-EtFOSAA, le 5:3 FTCA, le 7:3 FTCA, le 8:3 FTCA, le EtFOSA et le MePFOSE ne faisaient pas partie de la liste des molécules recherchées dans les eaux, après relargage. Parmi les 15 autres PFAS qui étaient présents dans le sol et recherchés dans les eaux après relargage, 9 molécules ont été quantifiées après relargage. Le PFDoDA, le PFTrDA, le PFTeDA, le PFOSA, le 8:2 FTS et le 10:2 FTS n'ont pas été quantifiés dans les eaux après relargage. Il s'agit de 3 PFCA à chaînes longues, comportant de 12 à 14 atomes de carbone, d'un FOSA comportant 8 atomes de carbone et de 2 FTS, comportant 10 et 12 atomes de carbone, dont 2 atomes de carbone non fluorés.

Pour les PFCA (chaînes courtes et chaînes longues), l'ANOVA a montré que, au sein de ces deux groupes, au moins **une moyenne diffère**.

Les pourcentages de relargage les plus élevés ont été mesurés pour les PFCA comportant 5 et 6 atomes de carbone (PFPeA et PFHxA, 116 et 120 % respectivement). Ces pourcentages de relargage supérieurs à 100% s'expliquent par la combinaison des incertitudes analytiques sur les concentrations dans le sol et dans les solutions. Au regard des résultats du test de Tukey, ces pourcentages de relargage ne sont pas significativement différents. Le pourcentage de relargage du PFBA est inférieur à celui de ces deux molécules. Pour les PFCA, les pourcentages de relargage diminuent à partir du PFHpA (C7, 80% de relargage) lorsque le nombre d'atomes de carbone augmente, jusqu'au PFDA (C10, 13% de relargage). Ces observations sont à nouveau conformes à ce qui est établi dans la littérature, avec une affinité croissante des PFAS pour les sols lorsque la longueur de la chaîne carbonée augmente (Feng et al., 2024).

Le pourcentage de relargage du PFUnDA (C11) n'est en revanche pas significativement différent de celui du PFDA. Il est de 5%. Le pourcentage de relargage du PFOS (11%) est du même ordre de grandeur que les pourcentages de relargage du PFDA et du PFUnDA, mais inférieur au pourcentage de relargage du PFOA (67%), PFCA comportant le même nombre d'atomes de carbone. Ce résultat confirme à nouveau que les PFSA ont plus d'affinité pour le sol que les PFCA.

Tout comme pour les sols B2 et C2, même si certains PFAS ont des pourcentages de relargage significativement plus faibles que les autres, ces pourcentages de relargage sont en faveur d'une mobilité de ces composés dans les sols et les eaux souterraines. Afin de quantifier plus précisément cette mobilité, des coefficients de partage sol/eau (K_D) et les coefficients de partage entre l'eau du sol et le carbone organique du sol (K_{OC}) correspondants ont été calculés pour les 6 PFAS dont le pourcentage de relargage est inférieur à 100% (voir Tableau 6). Le K_D ne peut pas être calculé pour les 3 autres PFAS ayant un pourcentage de relargage supérieur à 100%. Leur comportement s'apparenterait donc à celui de traceurs dans le sol, ce qui indique qu'ils sont très mobiles.

Tableau 6 : Constante de partage K_D et $\log K_{OC}$ pour le sol S1

PFAS	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFUnDA	PFOS
K_D (L/kg)	1,2	2,4	15	34	105	39
Log K_{OC}	1,7	2	2,8	3,1	3,6	3,2

D'après la classification PMT de l'UBA, le PFHpA et le PFOA sont considérés comme très mobiles. Les autres PFAS sont considérés comme mobiles dans les sols et les eaux souterraines.

Synthèse du comportement des PFAS dans les sols

Quel que soit le sol, les **PFCA à chaînes courtes** (molécules contenant jusqu'à 7 atomes de carbone) présentent des **pourcentages de relargage supérieurs à 75%**. Ceux-ci peuvent atteindre 100% en fonction des sols et des molécules. Le comportement des **PFCA à chaînes longues** (molécules contenant au moins 8 atomes de carbone) est **différent selon la teneur en matière organique** du sol. Dans des sols présentant de faibles teneurs en matière organique, les pourcentages de relargage des PFCA à 8 et 9 atomes de carbone restent élevés et comparables aux pourcentages de relargage des PFCA à chaînes courtes. Les pourcentages de relargage diminuent pour les PFCA comportant 10 et 11 atomes de carbone, avec l'augmentation de la longueur de la chaîne carbonée. Dans les sols plus riches en matière organique, une diminution du pourcentage de relargage est observée pour les PFCA à chaînes longues avec l'augmentation de la longueur de la chaîne carbonée (entre 5 et 70%).

Les pourcentages de relargage des FTS sont inférieurs à ceux des PFCA à chaînes courtes. Cependant, les FTS peuvent se dégrader en PFCA à chaînes courtes, donc mener à la formation des PFAS les plus mobiles dans les sols.

Quel que soit le sol, **le relargage des PFSA dont la chaîne carbonée contient jusqu'à 7 atomes de carbone est également très élevé**. Il est du même ordre de grandeur que le relargage des PFCA à chaînes courtes. Les pourcentages de relargage des PFSA à chaînes plus longues sont plus faibles et du même ordre de grandeur que les pourcentages de relargage des PFCA dont les chaînes carbonées sont les plus longues.

Néanmoins, même si certains PFAS présentent des pourcentages de relargage plus faibles, selon les critères de l'UBA, **tous les PFAS considérés dans le cadre de cette étude sont classés comme mobiles à très mobiles dans les sols et les eaux souterraines**. Ils auront donc la capacité de former des panaches de pollution étendus dans les eaux souterraines et pourront donc migrer loin des limites des sites impactés.

Afin d'aller plus loin sur l'influence de la matière organique sur la rétention des PFAS dans les sols et d'établir de premières hypothèses, une comparaison des pourcentages de relargage des PFAS à partir des sols C2 et S1 a été menée. En effet, ces sols sont très proches en termes de texture (78 et 84 % massiques de sables respectivement, 7,5 et 5 % massiques d'argiles). De ce fait, la seule propriété majeure qui diffère entre ces deux sols est leur teneur en matière organique. Elle est de 1,7 et 4,4 % pour les sols C2 et S1 respectivement. Une comparaison du comportement des PFAS dans ces deux sols pourra donc mettre en évidence le rôle de la matière organique du sol dans leur rétention.

Pour les PFAS quantifiés dans les solutions après relargage, le Tableau 7 présente une comparaison des K_D . L'indication « Tot. » signifie que la désorption de ces molécules est totale (pourcentages de relargage supérieurs ou égaux à 100%).

Tableau 7 : Comparaison des K_D entre les sols C2 et B2

PFAS	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFUnDA	PFOS
K_D C2 (L/kg)	1,7	0,3	0,3	0,6	0,6	1,5	13,2	42,5	9
K_D S1 (L/kg)	Tot.	Tot.	Tot.	1,2	2,4	15	34	105	39

Pour les PFCA comportant 5 et 6 atomes de carbone (PFPeA et PFHxA), le relargage à partir du sol C2 était de 94%, proche d'un relargage total comme pour le sol S1. Pour le PFBA (C4), on observe une diminution de la rétention avec l'augmentation de la teneur en matière organique, même si le relargage était déjà élevé à partir du sol C2 et également très proche d'un relargage total au regard des intervalles de confiance (74%). **La teneur en matière organique a donc un effet mineur sur le comportement de ces PFAS dans le sol, contrairement aux PFAS à chaînes plus longues**. En effet, la rétention des PFCA comportant de 7 à 11 atomes de carbone et du PFOS est plus forte dans le sol S1, présentant la plus forte teneur en matière organique. Celle-ci a donc **un effet plus important sur les PFAS à chaînes plus longues**. En effet, il a été suggéré dans la littérature que la matière organique a peu d'influence sur le K_D des PFAS à chaînes courtes, qui sont plutôt très mobiles dans les sols, alors que l'effet de la matière organique sur les PFAS à chaînes longues seraient plus marqué (Feng et al., 2024). Cependant, d'autres composants du sol entreraient en jeu dans la sorption des PFAS à chaînes courtes, comme les limons et les argiles, alors que ceux-ci auraient moins d'effet sur les PFAS à chaînes longues (Nguyen et al., 2020). Les surfaces minérales du sol peuvent adsorber les PFAS via des interactions électrostatiques, des liaisons hydrogène et de l'échange d'ions ou de ligands. Néanmoins, la proportion de la contribution de ces mécanismes à la sorption des PFAS dans les sols reste un verrou. Des recherches complémentaires sont donc nécessaires, en particulier pour les PFAS à chaînes courtes qui ont été très peu investigués jusqu'à présent (Feng et al., 2024).

3 Conclusion et perspectives

L'analyse de 59 PFAS a été menée dans 3 échantillons de sols, prélevés au droit d'un site industriel sur lequel des mousses d'extinction d'incendie ont été utilisées, sur un site d'entraînement au feu des pompiers et sur un site d'ennoblissement textile. Les résultats mettent en évidence le fait que la composition d'un sol impacté par des mousses d'extinction d'incendie peut varier d'un site à un autre, en termes de familles de PFAS représentées et de composés présents au sein de ces familles. L'analyse des deux échantillons de sol impactés par des mousses d'extinction d'incendie confirme que **la liste des 20 PFAS issus de la directive EDCH n'est pas suffisante pour prendre en compte la totalité de la pollution aux PFAS**. Ceux-ci représentaient de 5 à 59 % de la pollution dans les échantillons analysés. L'ajout de l'analyse des FTS et du 6:2 FTAB permet en revanche d'expliquer 99% de la pollution. Ainsi, pour une évaluation plus robuste de l'exposition et du risque sanitaire sur les sites impactés par des mousses d'extinction d'incendie, **il est recommandé d'ajouter *a minima* les FTS et le 6 :2 FTAB au programme analytique, en plus des 20 PFAS de la directive EDCH**.

Par ailleurs, l'analyse d'un échantillon de sol impacté par des activités d'ennoblissement textile montre que, pour cette typologie de pollution, l'analyse des 20 PFAS de la directive EDCH permet d'expliquer **plus de 80% de la pollution**. Cependant, il est à noter qu'une partie de ces PFAS pourraient provenir de la dégradation de précurseurs utilisés dans l'industrie textile. Ainsi, leur présence dépendra des conditions physico-chimiques du milieu, des micro-organismes en présence et de l'âge de la pollution. **Dans certains cas, l'analyse des 20 PFAS de la directive EDCH pourrait ne pas être suffisante et devoir être complétée par l'analyse de précurseurs, comme les PFSE et les FTOH, ainsi que de leurs produits de dégradation, comme les FTCA.**

Le relargage des PFAS à partir de ces trois sols est très élevé. Quel que soit le sol, les PFCA à chaînes courtes (molécules contenant jusqu'à 7 atomes de carbone) présentent des taux de relargage supérieurs à 75%. Ceux-ci peuvent atteindre 100% en fonction des sols et des molécules. Le comportement des **PFCA à chaînes longues** (molécules contenant au moins 8 atomes de carbone) est **différent selon la teneur en matière organique du sol**. Dans des sols présentant de faibles teneurs en matière organique, les pourcentages de relargage des PFCA à 8 et 9 atomes de carbone restent élevés et comparables aux pourcentages de relargage des PFCA à chaînes courtes. Dans les sols plus riches en matière organique, une diminution du pourcentage de relargage est observée pour ces PFCA à chaînes longues avec l'augmentation de la longueur de la chaîne carbonée (entre 5 et 70%).

Les pourcentages de relargage des FTS sont inférieurs à ceux des PFCA à chaînes courtes. Cependant, les FTS peuvent se dégrader en PFCA à chaînes courtes, donc mener à la formation des PFAS les plus mobiles dans les sols.

Le relargage des PFSA dont la chaîne carbonée contient jusqu'à 7 atomes de carbone est également très élevé. Il est du même ordre de grandeur que le relargage des PFCA à chaînes courtes. Les pourcentages de relargage des PFSA à chaînes plus longues sont plus faibles et du même ordre de grandeur que les pourcentages de relargage des PFCA dont les chaînes carbonées sont les plus longues.

Néanmoins, même si certains PFAS présentent des pourcentages de relargage plus faibles, selon les critères de l'UBA, **tous les PFAS considérés dans le cadre de cette étude sont classés comme mobiles à très mobiles dans les sols et les eaux souterraines**. Ils auront donc la capacité de former des panaches de pollution étendus dans les eaux souterraines et pourront donc migrer loin des limites des sites impactés.

Les perspectives de travail ont pour objectif de continuer à lever les verrous scientifiques identifiés dans le cadre de ces travaux sur le comportement des PFAS dans les sols, en combinant deux échelles.

A l'échelle du laboratoire, des travaux préliminaires de l'Ineris sur le sujet de la dégradation des PFAS, dont les résultats sont en cours d'exploitation, fournissent des indices d'une dégradation des FTS avec production de PFCA à chaînes courtes, correspondant aux PFAS les plus mobiles dans les sols et les eaux souterraines. Ainsi, il s'agira d'approfondir cette question afin de mettre en évidence dans quelle mesure les FTS, qui font partie des PFAS majoritaires dans les sols impactés par l'utilisation de mousses d'extinction d'incendie, ont la capacité de se dégrader en d'autres PFAS, mobiles dans l'environnement. L'influence de la force ionique, de la composition des eaux souterraines et des

composants minéraux du sol sera également évaluée. Ces expériences permettront d'acquérir de nouvelles connaissances sur le comportement des PFAS dans les sols et les eaux souterraines, prérequis à une meilleure évaluation et prédiction des expositions.

A l'échelle d'un site atelier, des prélèvements de sols et d'eaux souterraines seront réalisés, afin d'une part d'évaluer la distribution des différentes familles de PFAS dans ces deux milieux pour les corréler et, d'autre part, de mettre en évidence l'évolution de la signature en PFAS dans les eaux souterraines en aval des sources de pollution, due à une possible dégradation.

In fine, tous ces travaux doivent permettre de mieux appréhender l'exposition de l'Homme à ces composés via les milieux environnementaux, dans un objectif d'aide à la décision concernant la réduction des expositions et la maîtrise des risques sanitaires.

4 Références

- Ahrens, L., 2011. Polyfluoroalkyl compounds in the aquatic environment: a review of their occurrence and fate. *Journal of environmental monitoring* : JEM 13, 20-31.
- Barry, V., Winquist, A., Steenland, K., 2013. Perfluorooctanoic acid (PFOA) exposures and incident cancers among adults living near a chemical plant. *Environmental health perspectives* 121, 1313-1318.
- Bierbaum, T., Klaas, N., Braun, J., Nürenberg, G., Lange, F.T., Haslauer, C., 2023. Immobilization of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): Comparison of leaching behavior by three different leaching tests. *Science of The Total Environment* 876, 162588.
- Borthakur, A., Cranmer, B.K., Dooley, G.P., Blotevogel, J., Mahendra, S., Mohanty, S.K., 2021. Release of soil colloids during flow interruption increases the pore-water PFAS concentration in saturated soil. *Environmental Pollution* 286, 117297.
- 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. *Integrated Environmental Assessment and Management* 7, 513-541.
- Campos Pereira, H., Ullberg, M., Kleja, D.B., Gustafsson, J.P., Ahrens, L., 2018. Sorption of perfluoroalkyl substances (PFASs) to an organic soil horizon – Effect of cation composition and pH. *Chemosphere* 207, 183-191.
- Cousins, I.T., DeWitt, J.C., Glüge, J., Goldenman, G., Herzke, D., Lohmann, R., Miller, M., Ng, C.A., Scheringer, M., Vierke, L., Wang, Z., 2020. Strategies for grouping per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) to protect human and environmental health. *Environmental Science: Processes & Impacts* 22, 1444-1460.
- Cui, D., Li, X., Quinete, N., 2020. Occurrence, fate, sources and toxicity of PFAS: What we know so far in Florida and major gaps. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 130, 115976.
- Das, T.K., Han, Z., Banerjee, S., Raelison, O.D., Adeleye, A.S., Mohanty, S.K., 2024. PFAS release from the subsurface and capillary fringe during managed aquifer recharge. *Environmental Pollution* 343, 123166.
- Dauchy, X., Boiteux, V., Bach, C., Colin, A., Hemard, J., Rosin, C., Munoz, J.-F., 2017. Mass flows and fate of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in the wastewater treatment plant of a fluorochemical manufacturing facility. *Science of The Total Environment* 576, 549-558.
- 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, 100086.
- Enell, A., Reichenberg, F., Warfvinge, P., Ewald, G., 2004. A column method for determination of leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons from aged contaminated soil. *Chemosphere* 54, 707-715.
- Feng, G., Zhou, B., Yuan, R., Luo, S., Gai, N., Chen, H., 2024. Influence of soil composition and environmental factors on the adsorption of per- and polyfluoroalkyl substances: A review. *Science of The Total Environment* 925, 171785.
- Field, J.A., Seow, J., 2017. Properties, occurrence, and fate of fluorotelomer sulfonates. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 47, 643-691.
- Garza-Rubalcava, U., Klevan, C., Pennell, K.D., Abriola, L.M., 2025. Transport and competitive interfacial adsorption of PFOA and PFOS in unsaturated porous media: Experiments and modeling. *Water Research* 268, 122728.
- Giesy, J.P., Kannan, K., 2002. Peer Reviewed: Perfluorochemical Surfactants in the Environment. *Environmental Science & Technology* 36, 146A-152A.
- Glover, C.M., Pazoki, F., Munoz, G., Sauvé, S., Liu, J., 2024. Applying the modified UV-activated TOP assay to complex matrices impacted by aqueous film-forming foams. *Science of The Total Environment* 924, 171292.
- Gyllenhammar, I., Berger, U., Sundström, M., McCleaf, P., Eurén, K., Eriksson, S., Ahlgren, S., Lignell, S., Aune, M., Kotova, N., Glynn, A., 2015. Influence of contaminated drinking water on perfluoroalkyl acid levels in human serum – A case study from Uppsala, Sweden. *Environmental Research* 140, 673-683.
- Han, G., Song, S., Du, D., Cui, H., Lu, Y., Wang, R., 2024. Simulating the multi-media fate of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and its precursors in the Bohai coastal region of China. *Science of The Total Environment* 957, 177772.
- Høisæter, Å., Breedveld, G.D., 2022. Leaching potential of per- and polyfluoroalkyl substances from source zones with historic contamination of aqueous film forming foam - a surfactant mixture problem. *Environmental Advances* 8, 100222.

Hunter Anderson, R., Adamson, D.T., Stroo, H.F., 2019. Partitioning of poly- and perfluoroalkyl substances from soil to groundwater within aqueous film-forming foam source zones. *Journal of Contaminant Hydrology* 220, 59-65.

Jones, P.D., Hu, W., De Coen, W., Newsted, J.L., Giesy, J.P., 2003. Binding of perfluorinated fatty acids to serum proteins. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22, 2639-2649.

Kabiri, S., Tavakkoli, E., Navarro, D.A., Degryse, F., Grimison, C., Higgins, C.P., Mueller, J.F., Kookana, R.S., McLaughlin, M.J., 2024. The complex effect of dissolved organic carbon on desorption of per- and poly-fluoroalkyl substances from soil under alkaline conditions. *Environmental Pollution* 356, 124234.

Knight, E.R., Janik, L.J., Navarro, D.A., Kookana, R.S., McLaughlin, M.J., 2019. Predicting partitioning of radiolabelled ¹⁴C-PFOA in a range of soils using diffuse reflectance infrared spectroscopy. *Science of The Total Environment* 686, 505-513.

Lange, F.T., Scheurer, M., Bierreth, C., Borho, W., Seeger, A.-K., Dreher, P., Nöltner, T., 2021. Air-drying of soil samples – A crucial step in the determination of leachable concentrations of per- and polyfluoroalkyl substances. *Chemosphere* 269, 128745.

Li, F., Fang, X., Zhou, Z., Liao, X., Zou, J., Yuan, B., Sun, W., 2019. Adsorption of perfluorinated acids onto soils: Kinetics, isotherms, and influences of soil properties. *Science of The Total Environment* 649, 504-514.

Liu, J., Lee, L.S., Nies, L.F., Nakatsu, C.H., Turco, R.F., 2007. Biotransformation of 8:2 Fluorotelomer Alcohol in Soil and by Soil Bacteria Isolates. *Environmental Science & Technology* 41, 8024-8030.

Liu, M., Glover, C.M., Munoz, G., Duy, S.V., Sauvé, S., Liu, J., 2024. Hunting the missing fluorine in aqueous film-forming foams containing per- and polyfluoroalkyl substances. *Journal of Hazardous Materials* 464, 133006.

Mahmood-Ui-Hassan, M., Akhtar, M.S., Nabi, G., 2008. Boron and Zinc Transport Through Intact Columns of Calcareous Soils. *Pedosphere* 18, 524-532.

Méndez, V., Holland, S., Bhardwaj, S., McDonald, J., Khan, S., O'Carroll, D., Pickford, R., Richards, S., O'Farrell, C., Coleman, N., Lee, M., Manefield, M.J., 2022. Aerobic biotransformation of 6:2 fluorotelomer sulfonate by *Dietzia aurantiaca* J3 under sulfur-limiting conditions. *Science of The Total Environment* 829, 154587.

Nguyen, T.M.H., Br unig, J., Thompson, K., Thompson, J., Kabiri, S., Navarro, D.A., Kookana, R.S., Grimison, C., Barnes, C.M., Higgins, C.P., McLaughlin, M.J., Mueller, J.F., 2020. Influences of Chemical Properties, Soil Properties, and Solution pH on Soil–Water Partitioning Coefficients of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs). *Environmental Science & Technology* 54, 15883-15892.

Ochoa-Herrera, V., Field, J.A., Luna-Velasco, A., Sierra-Alvarez, R., 2016. Microbial toxicity and biodegradability of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and shorter chain perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs). *Environmental Science: Processes & Impacts* 18, 1236-1246.

Pervez, M.N., Ilango, A.K., Jiang, T., Talukder, M.E., Ehsan, M.N., Cai, Y., Liang, Y., 2025. PFAS in the textile industry: Sources, fate, detection, and pathways toward sustainable remediation and regulation. *Chemical Engineering Journal* 522, 168183.

Rayner, J.L., Slee, D., Falvey, S., Kookana, R., Bekele, E., Stevenson, G., Lee, A., Davis, G.B., 2022. Laboratory batch representation of PFAS leaching from aged field soils: Intercomparison across new and standard approaches. *Science of The Total Environment* 838, 156562.

R hler, K., Haluska, A.A., Susset, B., Liu, B., Grathwohl, P., 2021. Long-term behavior of PFAS in contaminated agricultural soils in Germany. *Journal of Contaminant Hydrology* 241, 103812.

R hler, K., Susset, B., Grathwohl, P., 2023. Production of perfluoroalkyl acids (PFAAs) from precursors in contaminated agricultural soils: Batch and leaching experiments. *Science of The Total Environment* 902, 166555.

Roskam, G.D., Comans, R.N.J., 2009. Availability and leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons: Controlling processes and comparison of testing methods. *Waste Manage. (Oxford)* 29, 136-142.

Schaefer, C.E., Nguyen, D., Fang, Y., Gonda, N., Zhang, C., Shea, S., Higgins, C.P., 2024. PFAS Porewater concentrations in unsaturated soil: Field and laboratory comparisons inform on PFAS accumulation at air-water interfaces. *Journal of Contaminant Hydrology* 264, 104359.

Shaw, D.M.J., Munoz, G., Bottos, E.M., Duy, S.V., Sauvé, S., Liu, J., Van Hamme, J.D., 2019. Degradation and defluorination of 6:2 fluorotelomer sulfonamidoalkyl betaine and 6:2 fluorotelomer sulfonate by *Gordonia* sp. strain NB4-1Y under sulfur-limiting conditions. *Science of The Total Environment* 647, 690-698.

Shea, S.M., Schaefer, C.E., Illangasekare, T., Higgins, C.P., 2025. Release of poly- and perfluoroalkyl substances from AFFF-impacted soils: Effects of water saturation in vadose zone soils. *Journal of Contaminant Hydrology* 269, 104506.

Sima, M.W., Jaff , P.R., 2021. A critical review of modeling Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFAS) in the soil-water environment. *Science of The Total Environment* 757, 143793.

Stults, J.F., Schaefer, C.E., Fang, Y., Devon, J., Nguyen, D., Real, I., Hao, S., Guelfo, J.L., 2024. Air-water interfacial collapse and rate-limited solid desorption control Perfluoroalkyl acid leaching from the vadose zone. *Journal of Contaminant Hydrology* 265, 104382.

Stults, J.F., Schaefer, C.E., MacBeth, T., Fang, Y., Devon, J., Real, I., Liu, F., Kosson, D., Guelfo, J.L., 2025. Laboratory validation of a simplified model for estimating equilibrium PFAS mass leaching from unsaturated soils. *Science of The Total Environment* 970, 179036.

Tan, K.H. (2014). Humic matter in soil and the environment : principles and controversies, Routledge & CRC Press.

Thompson, J.T., Lott, D.J., Lin, A.M., Bowden, J.A., Stuchal, L., Townsend, T.G., 2024. Assessing the suitability of leachability-based screening levels for per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) risk assessment. *Science of The Total Environment* 928, 172430.

UBA (2019). Protecting the sources of our drinking water: The criteria for identifying persistent, mobile and toxic (PMT) substances and very persistent and very mobile (vPvM) substances under EU Regulation REACH (EC) No 1907/2006. Dressau-Rosslau.

Umeh, A.C., Naidu, R., Olisa, E., Liu, Y., Qi, F., Bekele, D., 2024. A systematic investigation of single solute, binary and ternary PFAS transport in water-saturated soil using batch and 1-dimensional column studies: Focus on mixture effects. *Journal of Hazardous Materials* 461, 132688.

Wang, N., Liu, J., Buck, R.C., Korzeniowski, S.H., Wolstenholme, B.W., Folsom, P.W., Sulecki, L.M., 2011. 6:2 Fluorotelomer sulfonate aerobic biotransformation in activated sludge of waste water treatment plants. *Chemosphere* 82, 853-858.

Wang, Y., Khan, N., Huang, D., Carroll, K.C., Brusseau, M.L., 2021. Transport of PFOS in aquifer sediment: Transport behavior and a distributed-sorption model. *Science of The Total Environment* 779, 146444.

Winqvist, A., Steenland, K., 2014a. Modeled PFOA exposure and coronary artery disease, hypertension, and high cholesterol in community and worker cohorts. *Environmental health perspectives* 122, 1299-1305.

Winqvist, A., Steenland, K., 2014b. Perfluorooctanoic acid exposure and thyroid disease in community and worker cohorts. *Epidemiology (Cambridge, Mass.)* 25, 255-264.

Wu, J., Li, L., Chen, M., Liu, M., Tu, W., 2024. Modulation of irrigation-induced microbial nitrogen-iron redox to per- and polyfluoroalkyl substances' water-soil interface release in paddy fields: Activation or immobilization? *Science of The Total Environment* 956, 177377.

Yan, P.-F., Dong, S., Manz, K.E., Woodcock, M.J., Liu, C., Mezzari, M.P., Abriola, L.M., Pennell, K.D., Cápiro, N.L., 2024. Aerobic biotransformation of 6:2 fluorotelomer sulfonate in soils from two aqueous film-forming foam (AFFF)-impacted sites. *Water Research* 249, 120941.

Yang, F., Liu, M., Liu, S., Li, F., Liu, W., Xu, C., 2026. Cross-media dynamics and prioritized risks of PFAS in textile-impacted environments: using geospatial machine learning. *Environment International* 207, 110008.

Zhang, S., Lu, X., Wang, N., Buck, R.C., 2016. Biotransformation potential of 6:2 fluorotelomer sulfonate (6:2 FTSA) in aerobic and anaerobic sediment. *Chemosphere* 154, 224-230.

Zhao, X., Zhou, Q., Xie, J., He, X., Wang, Y., Tan, F., 2025. Effects of soil aging on distribution and desorption kinetics of per- and polyfluoroalkyl substances by diffusive gradients in thin films. *Journal of Environmental Sciences*

Zhu, H., Kannan, K., 2020. Total oxidizable precursor assay in the determination of perfluoroalkyl acids in textiles collected from the United States. *Environmental Pollution* 265, 114940.

